

MTT RAPORTTI 156

Naudanlihantuotannon ympäristövaikutukset – kirjallisuusselvitys

Maiju Pesonen ja Arto Huuskonen



**Naudanlihantuotannon
ympäristövaikutukset
– kirjallisuusselvitys**

Maiju Pesonen ja Arto Huuskonen

ISBN 978-952-487-553-0 (painettu julkaisu)

ISBN 978-952-487-554-7 (verkkojulkaisu)

ISSN 1798-6419

URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-487-554-7>

www-osoite: <http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti156.pdf>

Copyright: MTT

Kirjoittajat: Maiju Pesonen, Arto Huuskonen

Julkaisija ja kustantaja: MTT, 31600 Jokioinen

Julkaisuvuosi: 2014

Kannen kuva: Maiju Pesonen

Painopaikka: Juvenes Print – Suomen Yliopistopaino Oy

Naudanlihantuotannon ympäristövaikutukset – kirjallisuusselvitys

Maiju Pesonen ja Arto Huuskonen

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimusasemantie 15,
92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Tämän kirjallisuusselvityksen tarkoituksena oli selvittää uusimman tutkimustiedon perusteella naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksia sekä mahdollisuuksia parantaa tuotannon ympäristötehokkuutta. Selvityksen perusteella voidaan arvioida, että suomalaisen naudanlihantuotannon vahvuus on tehokas nurmentuotanto. Naudanlihantuotannossa voidaan saavuttaa ympäristöllisiä hyötyjä kahdella erilaisella toimintamallilla. Tuotannossa tulisi tavoitella intensiivistä tuotantoa, jossa nurmi- ja eläinresurssit on hyödynnetty maksimaalisesti. Toinen vaihtoehto on keskittyä laajaperäisempään tuotantoon, jossa tuotannon tukijalkana ovat tuottavat ja pitkäikäiset laidunnurmet. Nurmien tiheydestä on huolehdittava. Nurmien kasvukuntoa on ylläpidettävä täydennyskylvöillä ja riittävällä ravinnehuollolla. Kummassakin tapauksessa tuotannon tulisi tavoitella suljettua ravinnekiertoa ja omavaraista rehujen tuotantoa.

Nautojen nopea kasvu ja lyhyt kasvatusaika ovat ympäristön kannalta edullisia. Nautojen teurasikä tulisi pitää noin 16 kuukaudessa. Korkeiden teuraspainojen tavoittelu aiheuttaa enemmän ympäristökuormitusta kuin eläinten teuraskypsyyden saavuttaminen nopeasti ennen kasvun hidastumista. Biologinen optimi teuraspainon saavuttamisessa on noin 75 % eläimen aikuispainosta. Lyhyen kasvatusajan saavuttaminen karkearehuvallaisella ruokinnalla voi olla haasteellista. Karkearehun ravitsemuksellisen ja säilönnällisen laadun tulisi olla koko kasvatuskauden ajan erinomaista. Sulavuudeltaan tulisi tavoitella rehua, jonka D-arvo on noin 680–700 g/kg ka. Eläinten tulisi käyttää rehut mahdollisimman hyvin hyväksi, jolloin lannassa erittyisi mahdollisimman vähän ympäristökuormitusta aiheuttavia ravinteita. Nopeassa kasvatuksessa muodostuu vähemmän lantaa. Ympäristön kannalta on edullista, että lantaa varastoidaan vain rajoitettu aika tai/ja sitä prosessoidaan eteenpäin.

Nautojen valkuaisruokinnassa on selkeästi tarkastelun paikka. Valkuaisrehut ovat rehustuksen kalleimpia komponentteja. Ylimääräisen valkuaisruokinnan vähentäminen on kannattavaa sekä ympäristön että tuottajan kannalta. Ruokinnan matalampi valkuaispito vähentäisi virtsan ja sonnan typpipäästöjä. Suomessa tyypillisesti käytettävillä, säilörehua ja viljaa sisältävällä ruokinnalla yli 200 kg:n painoisten kasvavien nautojen pötsimikrobien typen tarve täyttyy säilörehun ja viljan kautta. Jos pötsin mikrobisynteesi ei jostain syystä tuota riittävästi mikrobivalkuaisista (esimerkiksi erittäin heikko karkearehu ja matala väkirehun saanti), tilanne voidaan korjata lisäämällä rehuannokseen kohtuullinen määrä viljaväkirehua. Tutkimusaineistojen perusteella valkuaislisällä saadut tuotannolliset hyödyt liittyvät nimenomaan tilanteisiin, joissa eläinten energian saanti ja kasvu ovat heikkoja perusruokinnalla eli eläimet on ruokittu heikkolaatuisilla karkearehuilla ja vähäisellä määrällä väkirehua. Tällöin voidaan valkuaislisää vastaavat hyödyt saavuttaa eläimen energian saantia (väkirehun määrää) lisäämällä.

Nykyisten suomalaisten ruokintasuositusten mukaan yli 200 kg painavien sonnien ja hiehojen valkuaisen saanti on riittävä, kun rehuannoksen pötsin valkuaispito (PVT) on yli -10 g/kg kuiva-ainetta. Laajan tutkimusaineiston perusteella PVT:n alaraja voitaisiin kuitenkin turvallisesti pudottaa arvoon -20 g/kg kuiva-ainetta ilman negatiivista vaikutusta kasvutuloksiin. Valkuaislisän käytöllä ei ole myöskään vaikutusta ruhon laatuun, jos eläimet on ruokittu tyypillisillä suomalaisilla säilörehu-vilja -pohjaisilla rehuilla. Ruhojen rasvaisuus näyttää jopa hieman lisääntyvän valkuaisrehujen käytön myötä. Kasvavien nautojen ruokinnassa ollaan Suomessa lähes aina tilanteessa, että valkuaislisää ei tarvita. Säilörehua ja viljaa sisältävällä ruokinnalla pötsimikrobien typen tarve täyttyy perusrehujen kautta. Valkuaisrehujen turha käyttö on osaltaan heikentämässä valkuaisomavaraisuutta. Kriittisempi asia on kuitenkin lisääntyvä ympäristökuormituksen riski. Tutkimusaineistojen perusteella noin 90 % valkuaislisän sisältämästä tyyppisestä eritetään virtsan mukana. Virtsan tyyppi on huomattavasti sonnan tyyppiä herkempää sekä huuhtoutumisen että haihtumisen kautta tapahtuvalle hävikille.

Hiilijalanjälkeä voidaan soveltaa naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksien arviointiin, jos nautojen ruokinta on karkearehuvallaisista ja nurmentuotannon hiilensidontakyky pystytään määrittämään. Naudan-

lihan ympäristövaikutuksen arviointiin voidaan käyttää ns. elinkaariarviota. Ympäristövaikutus painottuu tällöin suuremmalla todennäköisyydellä oikealle kohderyhmälle. Vesijalanjälkeä tulisi punnita kriittisesti naudanlihantuotannon ympäristövaikutusta arvioitaessa. Naudanlihantuotanto soveltuu pohjoiselle alueelle riittävän vuosittaisen sademäärän ja kannattavan nurmentuotannon johdosta. Vesijalanjälki muodostuu pienemmäksi, jos nurmien tuotantokyvystä huolehditaan ja eläinaineksen geneettinen potentiaali hyödynnetään hyvinä kasvuina sekä lyhyenä kasvatusaikana.

Noin 80 % Suomessa tuotetusta naudanlihasta tuotetaan maidontuotannon sivutuotteena. Ympäristöjalanjälki on sivutuotteena tuotetussa naudanlihassa pienempi kuin emolehmiin perustuvassa erikoistuneessa naudanlihantuotannossa, koska kuormitus jakaantuu sekä maidon- että naudanlihantuotannolle. Emolehmätuotannon ympäristöjalanjälkeä lisää emon pitkä ylläpitokausi, jossa emojen ruokinta perustuu ravintoarvoltaan heikkoihin karkearehuihin. Sulavuudeltaan heikoista karkearehuista muodostuu puolestaan runsaasti metaania. Emojen ruokinnan toinen haaste on matala ylläpitoajan ravintoaineiden tarve, jossa ylikuormitus aiheuttaa ravintoaineiden hukkaantumista. Ravintoaineiden ylimäärä lisää lannasta muodostuvia kasvihuonekaasuja. Emolehmien tuotanto-ominaisuudet, ravintoaineiden tarve, kasvatusolosuhteet ja markkinoiden preferenssi tulisi yhteensovittaa mahdollisimman tarkasti. Emolehmätuotannon ympäristöä kuormittavia ravinne- ja kasvihuonekaasupäästöjä voidaan saada pienennettyä suomalaisissa kasvatusolosuhteissa kahdella erilaisella strategialla:

1) Vähätuottoisten alueiden hyötykäyttö kasvukauden laidunnuksessa. Kevätpoikivilla emoilla kunnostus tapahtuu tässä strategiassa sisäruokintakaudella, jolloin mahdolliset ravinnepäästöt sitoutuvat kuivikkeeseen ja kierrätetään pellolle.

2) Hyvätuottoisten peltolaitumien käyttö kasvukauden laidunnuksessa. Emojen ruokinta suunnitellaan siten, että kuntoluokka laskee sisäruokintakaudella kuntoluokkaan 2,0–2,5. Emojen ravintoaineiden tarve on laidunkaudella korkea maidontuotannosta ja kunnostuksesta johtuen, jolloin ravintoaineiden pidättyminen on mahdollisimman suurta. Ravinnepäästöt sisäruokintakaudella sitoutuvat kuivikkeisiin ja kierrätetään pelloille.

Strategioissa hyödynnetään emolehman kuntoluokka, erilaiset laidun- ja pelto-olosuhteet, hyvä kuivitus sisäruokintakaudella ja mahdollinen rotu tai risteytys. Emolehmätuotannon vahvuus voi olla niin sanottu ekologinen ja sosiaalinen kestävyys.

Naudanlihantuotannon ympäristökuormitus pienenee samansuuntaisilla toimenpiteillä, joilla voidaan parantaa tuotannon taloudellista kannattavuutta. Ympäristöjalanjäljen pienentämisessä korostuu kokonaisuuden hallinta. Yksittäisillä toimenpiteillä voidaan saavuttaa pieniä vaikutuksia, mutta kokonaisuuden hallitsemisella ympäristökuormitus voi muodostua huomattavasti pienemmäksi. Tuottajien kannattaa sijoittaa kestäviin eläimiin, jotka ovat valmiimpia ympäristön aiheuttamiin muutoksiin. Olemassa olevien resurssien mahdollisimman hyvä hyödynnyks parantaa kannattavuutta, mutta on myös ympäristöteko.

Avainsanat:

naudanlihantuotanto, ympäristövaikutukset, metaani, typpi, fosfori, hiilidioksidi, vesi, maankäyttö, ruokinta, rehut, laidunnus, elinkaarianalyysi

Alkusanat

Käsillä oleva julkaisu naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksista on yksi MTT Ruukin toimipisteen hallinnoiman InnoTietoa! -hankkeen tuottamista kirjallisuuskatsauksista. InnoTietoa! -hankkeen keskeisenä tavoitteena oli hankkia nautakarjatalouden rehuviljelyyn, eläinten jalostukseen, ruokintaan, hoitoon ja hyvinvointiin sekä naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksiin sisältyvää uusinta ja alueellisista tuotanto-olosuhteista tarkasteltuna relevanttia kansainvälistä ja kansallista tutkimustietoa ja siirtää tämä tieto elinkeinoelämän sekä alan koulutuksen ja neuvonnan käyttöön. Hankkeen tavoitteena on, että nautatilat sekä alan koulutus, neuvonta ja muut sidosryhmät saavat toimintansa suunnittelua, kehittämistä ja toteutusta varten käyttöönsä kootusti ja jäsennellysti nautasektorin uusinta tutkimustietoa.

InnoTietoa! -hanketta on rahoitettu Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahastosta. Tuki on myönnetty Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen kautta. Hankkeen etenemistä on seurannut ohjausryhmä, joka on antanut arvokasta palautetta hanketyöntekijöille. Ohjausryhmän puheenjohtajina ovat toimineet Maarit Ilola ja Marko Jokinen (A-Tuottajat Oy) ja ohjausryhmän jäseninä ovat olleet Sanna Suomela (Pro Agria Oulu), Matti Järvi (Oulun ammattikorkeakoulu), Erkki Joki-Tokola (MTT), Pirjo Onkalo (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus) ja Eemeli Tuura (maatalousyrittäjä). MTT kiittää hankkeen rahoittajaa ja ohjausryhmää erittäin hyvästä ja toimivasta yhteistyöstä.

Vesannolla 20.8.2014

Arto Huuskonen
MTT Kotieläintuotannon tutkimus

Sisällysluettelo

1 Johdanto.....	8
2 Naudanlihantuotannon ympäristövaikutukset	9
2.1 Metaani (CH ₄)	13
2.2 Typpioksidit (N ₂ O, NO _x) ja ammoniakki (NH ₃)	16
2.2.1 Typpioksidit	16
2.2.2 Ammoniakki.....	20
2.2.3 Typen ja metaanin yhdysvaikutukset	21
2.3 Fosfori (P)	21
2.4 Hiilidioksidi (CO ₂)	22
2.5 Vesi (H ₂ O).....	23
2.6 Sivutuotteet	25
3 Päästöihin ja maankäyttöön vaikuttaminen	28
3.1 Rehut ja ruokinta	28
3.1.1 Syönti	28
3.1.2 Rehuhyötysuhde.....	30
3.1.3 Karkearehu vs. väkirehu.....	31
3.1.4 Karkearehun laatu	34
3.1.5 Ruokinnansuunnittelu, seosrehuruokinta, ”täsmäruokinta” ja ruokinnan ajoittaminen	38
3.1.6 Lisäaineet	38
3.1.7 Kasvien bioaktiiviset komponentit.....	42
3.1.8 Rasvat ja öljyt.....	44
3.1.9 Entsyymivalmisteet	47
3.1.10 Mikrobiympit	47
3.1.11 Pötsimikrobiston vaihto/defaunaatio (defaunation)	47
3.1.12 Pötsin alkueläinten ja bakteerien manipulaatio	48
3.1.13 Rehujen prosessointi	49
3.1.14 Laiduntaminen	50
3.2 Lannan varastointi, käsittely ja levitys	61
3.2.1 Varastointi	68
3.2.2 Separointi	69
3.2.3 Kompostointi.....	69
3.2.4 Lietelannan katteet	71
3.2.5 Anaerobinen hajotus eli mädätys	72
3.2.6 Hapottaminen	73
3.2.7 Biofiltraatio/biosuodatus	74
3.2.8 Lannanlevitys	75
3.3 Tuotantoympäristö	80
3.3.1 Kotieläinrakennukset.....	80
3.3.2 Kasvipeitteisyys	80
3.4 Eläinten genetiikka, terveys, hedelmällisyys ja elinikäistuotos	81
3.4.1 Rehuhyötysuhde (residuaalinen syönti)	81
3.4.2 Rodut ja ominaisuudet.....	82
3.4.3 Pötsifloora	82
3.4.4 Eläinterveys, elinikäistuotos ja kuolleisuuden vähentäminen	82
3.4.5 Hedelmällisyys ja ympäristö	83
3.4.6 Rodun valinta ja jalostussuunnitelmat.....	84
3.4.7 Aikainen sukukypsyyssikä.....	84
3.4.8 Poikima-ajankohdan valinta.....	85
3.4.9 Terveystatus ja hedelmällisyys.....	85

3.4.10 Aikainen vieroitus.....	85
3.4.11 Eläinten ruokinnan, tuottavuuden ja terveyden vaikutukset ympäristöjalanjälkeen	85
4 Elinkaarianalyysi	86
4.1 Energiankäyttö	87
4.2 Maankäyttö.....	87
4.3 Happamoituminen	89
4.4 Rehevöityminen	89
4.5 Myrkyllisyys	89
4.6 Luonnon monimuotoisuus.....	90
4.7 Naudanliha maidontuotannon sivutuotteena vs. emolehmätuotanto	90
5 Tuotannon ja kulutuksen oikeutus, kuluttajapreferenssit, tulevaisuus	93
5.1 Ravitsemuksellinen laatu ja kuluttajapreferenssit	94
5.2 Luonnonmukainen tuotanto	95
5.3 Tulevaisuus	96
6 Yhteenveto ja johtopäätökset	99
Kirjallisuus	101

1 Johdanto

Nautoihin perustuvaa kotieläintuotantoa harjoitetaan ympäri maailmaa. Nauta tuottaa ravintoa, ravinteita ja energiaa sekä lukuisia sivutuotteita mm. nahkaa ja erilaisia johdannaisia lääketeollisuudelle. Toisaalta nautaa voidaan käyttää myös vetojuhtana. Steinfeldin ym. (2006) mukaan nauta on kehitysmaissa edelleen käytetyin maanmuokkausväline. Naudat pystyvät muuntamaan kuitupitoista kasvibiomassaa maidoksi ja lihaksi. Märehtijöiden ruuansulatuskanavan ainutlaatuisia ominaisuuksia hyödyntämällä pystytään tuottamaan ihmisravitsemuksen kannalta arvokasta proteiinia hyvin erilaisilla alueilla. Usein rehukasvien viljely, kuten esimerkiksi nurmentuotanto Suomessa, onnistuu huomattavasti laajemmalla maantieteellisellä alueella kuin viljan viljely. Toisaalta naudat pystyvät laiduntamaan myös niitä alueita, jotka eivät sovellu laisinkaan koneelliseen kasvinviljelyyn.

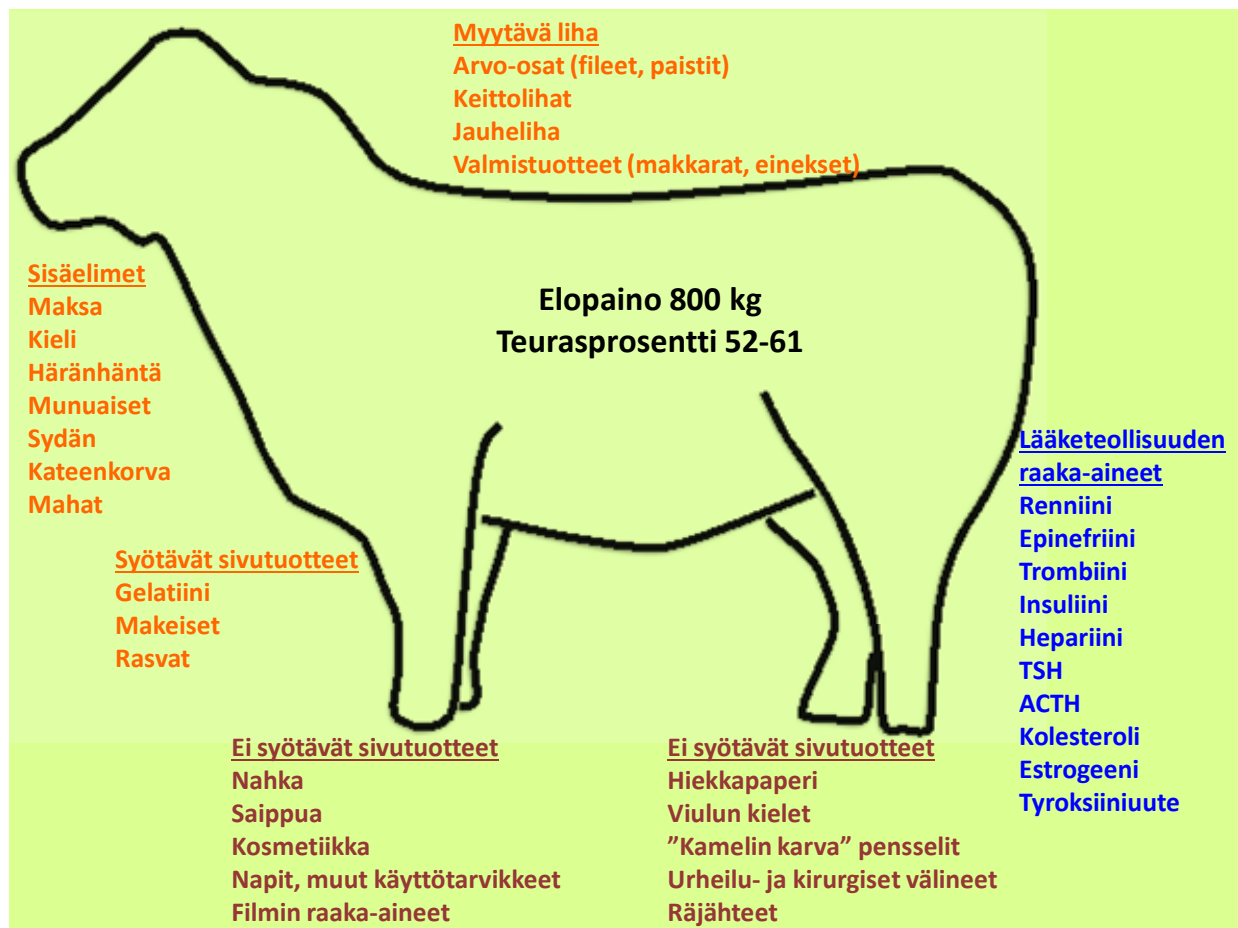
Suomessa naudanlihan tuotanto perustuu suurimmaksi osaksi maidontuotannosta peräisin olevaan eläinainekseen. Vuodessa Suomessa tuotetaan naudanlihaa noin 80,3 miljoonaa kilogrammaa, josta yli 80 % on peräisin maitorotuisista naudoista (Niemi & Ahlstedt 2013). Vajaa 20 % suomalaisesta naudanlihasta tuotetaan emolehmätuotannossa liharotuisella eläinaineksella. Naudanlihan kulutus on Suomessa noin 100,5 miljoonaa kilogrammaa, josta 22 % katetaan tuontinaudanlihalla (Niemi & Ahlstedt 2013). Euroopan Unionin alueella naudanlihan tuotannon oletetaan vähenevän pitkällä tähtäimellä, koska lypsylehmien lukumäärä on laskenut (Buczinski 2010). Lypsylehmien lukumäärän väheneminen on seurausta jalostuksellisesta edistymisestä ja eläinkohtaisen tuotoksen kasvusta. Myös emolehmien lukumäärä on Euroopassa laskenut. Yleisesti ottaen naudanlihan tuotannon kannattavuus on Euroopassa heikko, ja tuotannon kilpailukykyyn parantaminen on haaste kaikkialla Euroopassa (Hocquette & Chatellier 2011). On todennäköistä, että maataloustuotannon vastuullisuutta ja kestävyyttä korostetaan tulevaisuudessa yhä enemmän. Erilaisilla tuilla ja tuotteiden hinnoittelulla voidaan yrittää ohjata tuotantoa haluttuun suuntaan (Hocquette & Chatellier 2011).

Weidema ym. (2008) arvioivat, että maito- ja lihatuotteiden kulutus aiheuttaa 14 % maapallon lämpötilan noususta. De Vries & De Boer (2009) puolestaan laskivat, että yhden naudanlihakilogramman tuottamiseen tarvitaan enemmän energiaa ja sen aiheuttama kasvihuonekaasujen päästömäärä on suurempi kuin muilla kotieläintuotteilla. Elinkaarianalyysin (life cycle assessment, LCA) perusteella on arvioitu, että kotieläintuotanto tuottaa noin 7,1 Gt hiilidioksidi (CO_2) ekvivalenttia kasvihuonekaasuja tai toisaalta 18 % maailmanlaajuisista ihmisen tuottamista kasvihuonekaasuista (Steinfeld ym. 2006). Naudanlihan tuotannossa ympäristökuormitusta muodostuu sekä suorasti että epäsuorasti. Märehtijän ruuansulatuskanavasta ja sonnasta muodostuvat kasvihuonekaasut [metaani (CH_4), dityppioksidi (N_2O), hiilidioksidi (CO_2) ja ammoniakki (NH_3)] lasketaan suoriksi ympäristövaikutuksiksi. Naudanlihan tuotannon epäsuoria ympäristövaikutuksia on useita. Näihin lasketaan esimerkiksi tropiikin sademetsien raivaus nautojen laidunalueiksi. Ylilaidunnus voi puolestaan aiheuttaa ympäristöongelmia alueilla, joissa naudanlihan tuotanto perustuu eläinten laiduntamiseen ja eläinmäärä suhteessa alueen kantokykyyn tai biomassantuotantoon on liian suuri. Toisaalta eroosio voi olla ongelmana pienilläkin eläinmäärillä, jos laidunnetaan alueita, joiden korkeuserot ovat suuria. Naudanlihan tuotannon epäsuoriin ympäristövaikutuksiin lasketaan myös tiheillä naudanlihan tuotantoalueilla tapahtuva, tuotannosta johtuva ravinteiden kerääntyminen/huuhoutuminen ja pohjaveden pilaantuminen. Yksittäisten suurien tuotantoyksiköiden haaste voi olla, ettei lannanlevityspinta-alaa ei ole riittävästi suhteessa tuotettuun lihan määrään.

Tuotteen kuljetuksesta aiheutuvaa ympäristöön kohdistuvaa kuormitusta pidetään yleisesti melko pienenä verrattuna tuotannon aiheuttamaan ympäristövaikutukseen. Näin on naudanlihan tuotannossakin. Pohjoisessa tuotetun naudanlihan ympäristövaikutus voi olla suurempi kuin pidemmän kasvukauden alueilla. Pohjoisella pallonpuoliskolla tuotetun naudanlihan ympäristövaikutusta lisää nurmentuotantoon kohdistuvat tuotantopanokset (lannoitus, korjuu, säilöntä), mutta toisaalta myös vaatimus/tarve pitää eläimet tuotantorakennuksissa. Toisaalta pohjoisten alueiden erityinen etu on nurmen kasvupotentiaali, nurmen hiilensidontakyky ja vesivarat. Tämän kirjallisuusselvityksen tarkoituksena oli selvittää uusimman tutkimustiedon perusteella naudanlihan tuotannon ympäristövaikutuksia sekä mahdollisuuksia parantaa tuotannon ympäristötehokkuutta.

2 Naudanlihantuotannon ympäristövaikutukset

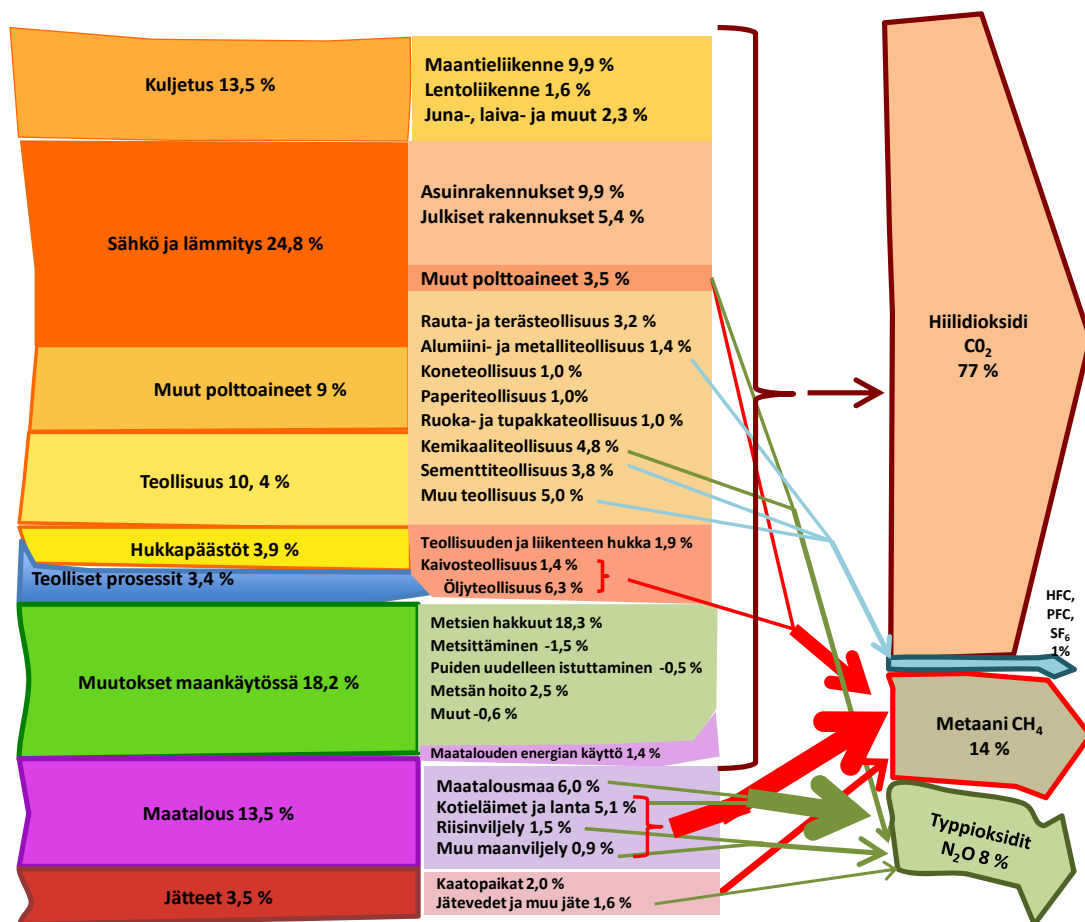
Naudasta muodostuvat päätuotteet ovat Rushtonin (2009) mukaan liha, taljat, maito ja maitotuotteet, lanta, vetovoima ja kuljetus. Nautoja voidaankin pitää maailmanlaajuisesti tärkeimpänä kotieläimenä. Kehittyneissä maissa naudasta muodostuvat päätuotteet rajoittuvat lihaan, maitotuotteisiin, taljoihin ja lantaan. Naudat tuottavat noin kolmanneksen (30,68 %) maailman lihantuotannosta ja lähes kaiken tuotetusta maidosta (Rushton 2009). Nautojen merkitys on huomattavan suuri kotieläimiin perustuvassa maataloustuotannossa sekä myytävien tuotteiden että sivutuotteina muodostuvien tuotteiden muodossa (Rushton 2009). Naudasta muodostuu myös lukuisia eri tuotteita, joiden arvo usein unohdetaan (Kuva 1). Naudan teurasprosentti (ruhopainon osuus elopainosta) vaihtelee välillä 52–61 (Phillips 2010). Ruhopaino sisältää luiden osuuden, mutta siitä on poistettu muut ei syötävät osat. Luiden osuus teurasruhosta on 12–17 %. Ihmisravinnoksi kelpaava osuus naudanneruhosta on keskimäärin 45 % (Warriss 2010). Sonnista, joka painaa 800 kg, saadaan lihaa noin 360 kilogrammaa. Yhteiskunnan taloudellinen tilanne vaikuttaa sisäelinten ja muiden syötävien sivutuotteiden hyödyntämiseen (Field 2007, Fairlie 2010, Marti ym. 2011).



Kuva 1. Teurasnaudasta muodostuvia tuotteita (Field 2007, Marti ym. 2011. Uudelleen piirretty).

Alkutuotanto aiheuttaa 70–90 % ruoan ympäristövaikutuksesta jo ennen kuin ruoka on kuluttajan lautasella (Hermansen & Kristensen 2011). Maatalous, maatalouden maankäyttö ja liitännäisteollisuus aiheuttavat kolmanneksen maapallon kasvihuonekaasujen muodostumisesta (Audsley ym. 2009) (Kuva 2). Alkutuotannossa eri kasvihuonekaasujen tuotantomäärät ja niihin johtavat syyt ovat erilaisia kuin muussa teollisuudessa. Typpikierrosta johtuvat typpioksidit muodostavat suuren osan kasvinviljelyn kasvihuonekaasuista. Vehnän viljelyn kasvihuonekaasuista 70 % on typenoksideja (Audsley ym. 2009). Typenoksideja vapautuu myös eläinten lannasta (Gerber ym. 2013) (Kuva 3). Metaani on toinen kasvihuonekaasu, jonka muodostuminen maataloustuotannossa on suurempaa kuin muussa teollisuudessa. Metaania muo-

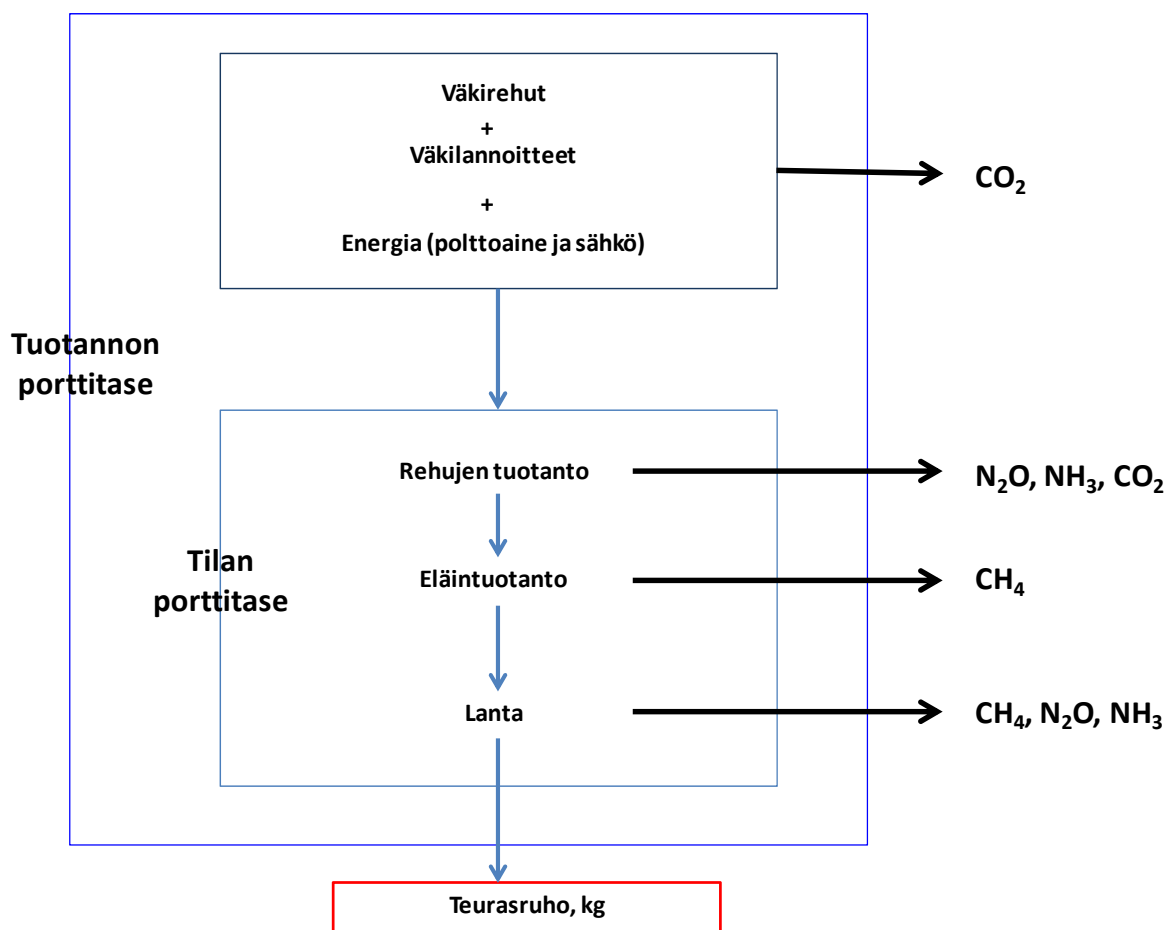
dostuu kotieläintuotannosta ja erityisesti märehtijöiden ruuansulatuskanavassa (Kuva 3). Maataloudessa hiilidioksidipäästöt muodostuvat puolestaan pääasiassa maankäytöstä. Fossiilisten polttoaineiden ja muiden energialähteiden käyttö vaikuttaa vain marginaalisesti maatalouden kokonaiskasvihuonekaasujen päästöihin (Audsley ym. 2009).



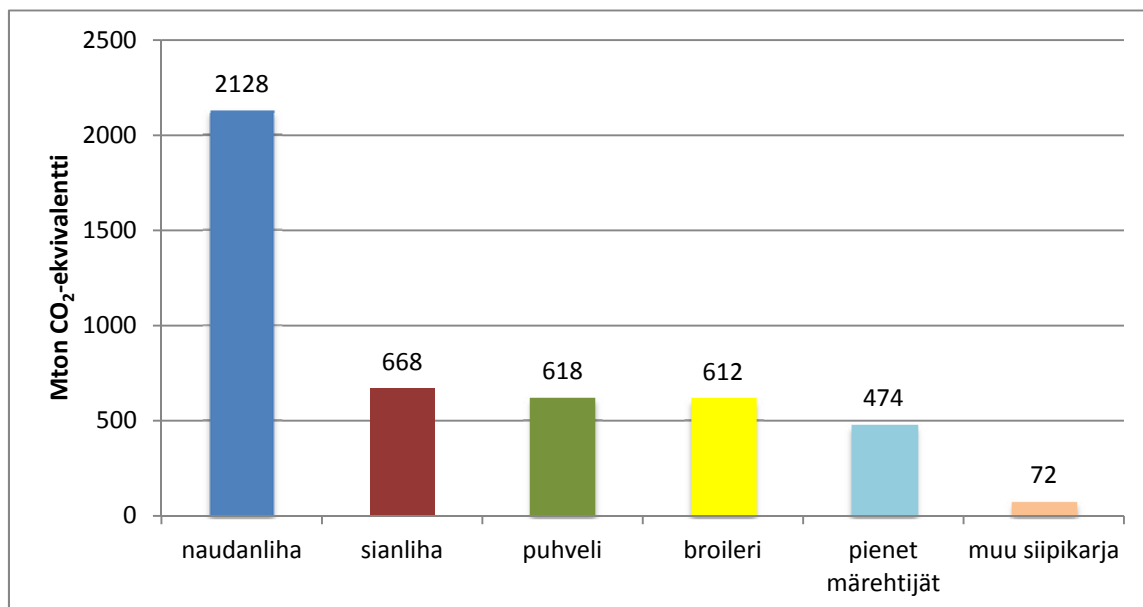
Kuva 2. Kasvihuonekaasut: muodostuminen ja osuudet eri lähteistä (World Resources Institute, Audsley ym. 2009. Uudelleen piirretty).

Naudanlihantuotannossa muodostuu kaikkia nk. kasvihuonekaasuja. Hiilidioksidia muodostuu rehujen tuotannosta ja vähäisemmissä määrin eläinten hengityksessä (Kuva 3). Typenoksideja ja ammoniakkia muodostuu ja poistuu sekä rehuntuotannossa että eläinten lannassa. Metaania muodostuu eläinten ruuansulatuskanavassa, ja se poistuu hengityksen, röyhtäisyjen ja peräsuolikaasujen muodossa. Toisaalta metaania muodostuu ja vapautuu myös lannasta (Kuva 3).

Naudanlihantuotannossa syntyy 72 % enemmän kasvihuonekaasuja kuin muussa punaisen lihantuotannossa (sianliha, puhveli, pienet märehtijät) ja 84 % enemmän kasvihuonekaasuja kuin siipikarjanlihan tuotannossa (Kuva 4) (Gerber ym. 2012).



Kuva 3. Naudanlihantuotannon kasvihuonekaasupäästöt eri portaissa (Clarke ym. 2013).



Kuva 4. Kasvihuonekaasupäästöt keskimäärin eri tuotantomuodoissa tuotettua lihakilogrammaa kohden (Gerber ym. 2012).

Erilaiset tuotantomuodot ovat naudanlihantuotannon haaste ja mahdollisuus. Naudanlihaa tuotetaan maidontuotannon sivutuotteena muodostuvista sonnivasikoista ja emolehmätuotannon kautta. Maidontuotannon sivutuotteena muodostuu naudanlihaa myös poistolehmistä ja lehmävasikoista, joita ei kasvateta

lypsylehmiksi. Useissa maissa emolehmätuotanto on keskittynyt heikkotuottoisemmille alueille ja laaja-peräisempään tuotantoon, mutta sekä maidontuotannossa syntyvien sonnivasikoiden että emolehmien vasikoiden loppukasvatus suoritetaan intensiivisemmin (Hermansen & Kristensen 2011).

Emolehmien jälkeläisten loppukasvatuksessa muodostuvan naudanlihakilogramman ympäristövaikutusten laskennassa otetaan huomioon myös emolehmien rehun kulutus (Casey & Holden 2006, Verge ym. 2008). Tämän vuoksi emolehmätuotannossa muodostuvan naudanlihan ympäristövaikutus on suurempi kuin maidontuotannon sivutuotteena muodostuvan naudanlihan (Cederberg ym. 2009, Veysset ym. 2010). Emolehmätuotannossa kasvihuonekaasujen määrä elopainokilogrammaa kohden on 14,9–17,2 CO₂-ekvivalenttia vuodessa tai emolehmää kohden laskettuna 5,58–6,68 tonnia CO₂-ekvivalenttia/ha (Veysset ym. 2010). Emolehmätuotannossa syntyvän naudanlihan ympäristövaikutuksesta 60–70 % on arvioitu muodostuvan metaanintuotannon kautta (Hermansen & Kristensen 2011). Veysset ym. (2010) arvioivat, että metaanintuotannon ympäristövaikutus olisi keskimäärin 60 % (vaihteluväli 58–66 %). Intensiivisemmässä loppukasvatuksessa ylläpitoon vaadittavien rehujen osuus ja kokonaisrehunkulutus on pienempi. Lisäksi loppukasvatukseen käytetään yleensä sulavampia rehuja ja väkirehun osuus dieetissä on korkeampi, jolloin metaania muodostuu vähemmän kuin emolehmätuotannossa (Peters ym. 2010). Suomessa yli 80 % naudanlihasta on peräisin maitorotuisista eläimistä (Niemi & Ahlstedt 2013).

Steinfeld ym. (2006) arvioivat kotieläintuotannon merkittävimmät kasvihuonekaasupäästöt seuraaviksi:

- Maankäyttö: 2,5 Gt CO₂-ekvivalenttia. Arvio sisältää metsän ja luonnollisen kasvillisuuden korvautumisen viljellyillä rehukasveilla ja laidunalueilla. Arvio sisältää myös maaperän hiilipäästöt. Ympäristövaikutus muodostuu hiili- ja hiilidioksidipäästöistä.
- Rehuntuotanto (pois lukien maaperän hiilipäästöt): 0,4 Gt CO₂-ekvivalenttia. Arvio sisältää suorien rehuntuotannon vaikutusten lisäksi, fossiilisten polttoaineiden käytön lannoitteiden valmistukseen ja levitykseen. Ympäristövaikutus muodostuu hiilidioksidi- ja typpioksidipäästöistä.
- Kotieläintuotanto: 1,9 Gt CO₂-ekvivalenttia. Arvio sisältää märehitijöiden metaanintuotannon ja tiloilla käytettyjen fossiilisten polttoaineiden vaikutuksen. Ympäristövaikutus muodostuu metaanista ja hiilidioksidista.
- Lannankäsittely: 2,2 Gt CO₂-ekvivalenttia. Lannankäsittelyn ympäristövaikutus muodostuu varastoinnista, levityksestä ja peltoon sijoittamisesta. Vaikuttavat kaasut ovat metaani ja dityppioksidi.
- Tuotantoteollisuus ja kuljetus: 0,03 Gt CO₂-ekvivalenttia.

Maailmanlaajuisesti naudanlihantuotannon keskittyminen tietyille alueille on vaatinut runsasta fossiilisten polttoaineiden käyttöä kuljetukseen, lannoitteisiin ja rehujen viljelyyn. Isot tuotantoyksiköt ovat tehonneet tuotantoaan ulkoistamalla rehujen tuotannon joko kokonaan tai osittain. Yleisesti kaikki väkirehut ostetaan tilan tai yrityksen ulkopuolelta. Näin pystytään kohtuullisen pienellä maankäytöllä tuottamaan paljon naudanlihaa (Phillips 2010). Naudanlihantuotannossa valkuaisrehujen käyttö lisää tuotannon negatiivista ympäristövaikutusta, erityisesti jos käytetään soijapohjaisia valkuaisrehuja. Jos loppukasvatusrehustuksessa on käytetty soijaa sisältäviä komponentteja, ympäristöjalanjälki muodostuu huomattavan suureksi (Hermansen & Kristensen 2011).

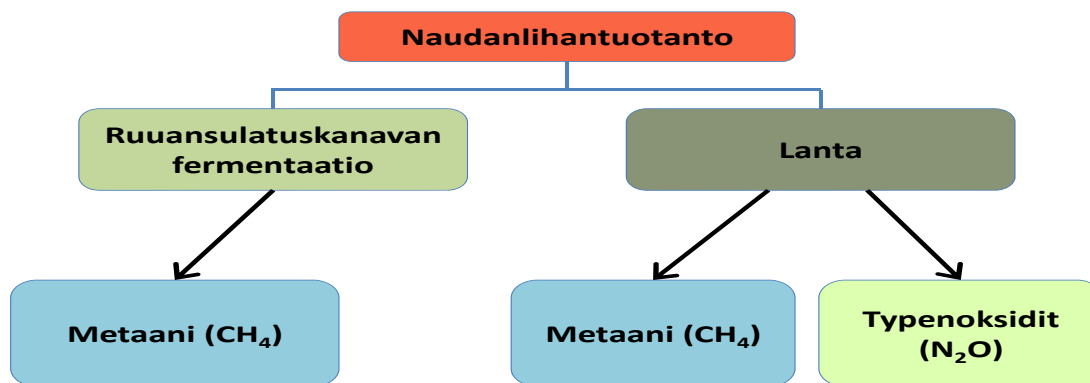
Suomessa karkearehut pyritään tuottamaan ainakin suureksi osaksi naudanlihantuotantoyksikössä. Toisaalta osa väkirehuista ostetaan Suomessakin usein tilalle. Intensiivisessä tuotannossa työnkäyttö ja kustannukset tuotettua naudanlihakilogrammaa kohden voidaan minimoida (Warriss 2010). Haasteeksi voi koitua tuotannon ympäristövaikutuksen konsentroituminen/kasaantuminen tietyille alueelle. Elinkaarianalyysien perusteella on osoitettu, että suurin ympäristövaikutus nautoihin perustuvassa maataloustuotannossa muodostuu tilalla (Roy ym. 2009, Beauchemin ym. 2010, Peters ym. 2010, Kristensen ym. 2011).

Ympäristövaikutuksia arvioitaessa on otettava huomioon myös ns. päästöjen vaihtoehtoiskustannus. Yhden kasvihuonepäästölähteen eliminointi tai pienentäminen voi johtaa toisen lähteen lisääntymiseen. Toisaalta ympäristökuormituksen vähentäminen tietyssä tuotantoportaassa voi siirtää samaista ympäristökuormitusta tuotantoketjussa joko ylös- tai alaspäin aiheuttaen samanlaisen tai jopa suuremman ympäristöjalanjäljen. Esimerkiksi lannan nitrifikaatiota estävillä tuotteilla voi olla tällainen ”siirtovaikutus” kokonaistyyppipäästöihin. Nitrifikaatiota estävät tuotteet vähentävät typpidioksidipäästöjä, mutta lisäävät am-

moniakin määrää lannassa, jolloin nitraattien huuhtoutuminen lisääntyy ja ammoniakin haihtuminen kasvaa.

2.1 Metaani (CH₄)

Maataloudesta tulevat metaanikaasut muodostavat yli 2/3 kasvihuonekaasujen metaanin osuudesta (Gerber ym. 2013). Metaani on märehtijän ruuansulatuskanavassa luonnollisesti muodostuva kaasu. Metaania vapautuu myös lannasta (Kuva 5).



Kuva 5. Nautojen metaani- ja typioksidipäästöjen muodostuminen.

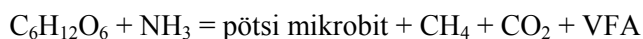
Energiahävikki on suuri metaanin muodostumisessa. Yhdessä litrassa metaania on 39,5 kJ energiaa, joka ei ole naudan hyödynnettävissä (Guan ym. 2006). Yhden metaanikilogramman energiasisältö on 55,22 MJ (Brouwer 1965). Eckard ym. (2010) laskivat, että nauta menettää metaanina kokonaisenergiasta 9–15 %. Liharotuisen härän metaanintuotanto vaihtelee laskelman mukaan välillä 50–90 kg/vuosi (Taulukko 1).

Taulukko 1. Liharotuisen härän metaanintuotanto, energian menetys metaanina ja laidunpäivien menetys (Eckard ym. 2010).

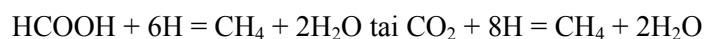
Keskimääräinen elopaino, kg	CH ₄ (kg/eläin/vuosi)	MJ CH ₄ (menetetty energiamäärä/eläin/vuosi)	Eläimen tarvitsema energiamäärä keskimäärin (MJ/eläin/päivä)	Tehokkaiden laidunpäivien menetys, lkm ^a
470	50–90	7,6–13,6	83	33–60

^a Päivittäinen energiantarve/energian menetys metaanina × 365,25

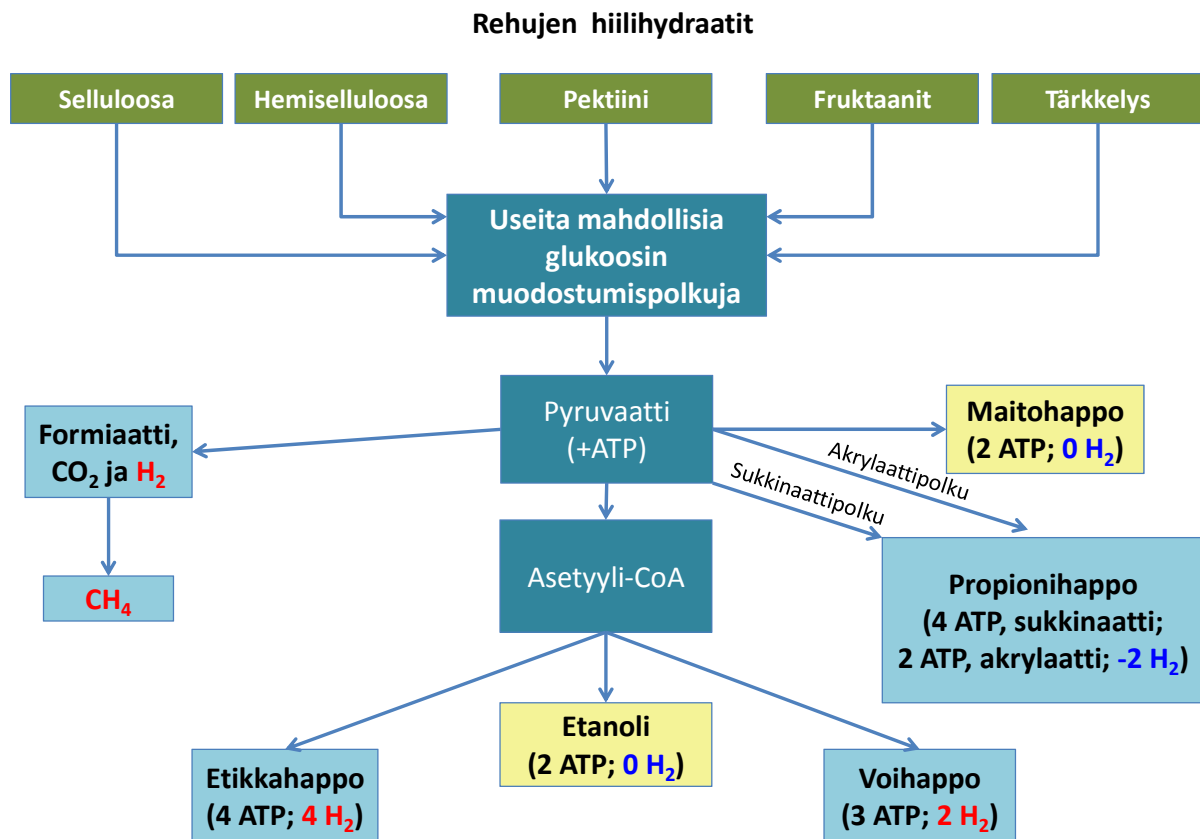
Metaani muodostuu suurimmaksi osaksi kasvimateriaalin hiilihydraattien sulatuksessa. Pieni osa metaanista muodostuu aminohappojen sulamisprosessin tuloksena (Kuva 6). Hiilihydraattien sulatusprosessi esitetään Van Soestin (1994) mukaan seuraavasti:



Hiilihydraattien mikrobifermentaation tuloksena syntyy haihtuvia rasvahappoja (VFA), metaania ja hiilidioksidia. Prosessissa syntyy myös maitohappoa ja alkoholeja. Näiden merkitys on kuitenkin normaaleissa pötsiolosuhteissa hyvin pieni (tosin maitohappopitoisuus voi nousta korkeaksi, jos eläin syö ylimäärin esimerkiksi viljaa). Anaerobisen pötsifermentaation haaste on hapen (O₂) varastointi hiilidioksidina ja vedyn (H₂) poisto. Pötsiin muodostuva vety (H₂) poistetaan pötsistä metaanin muodossa. Metaanin muodostumisen kaksi tärkeintä välituotetta ovat hiilidioksidi ja etikkahappoa. Näiden tuotteiden välityksellä vetyä pystytään poistamaan eniten (Kuva 6).



Haihtuvien rasvahappojen (etikkahapon, propionihapon ja voi-hapon) muodostumisessa vapautuu tai sidotaan eri määrät vetyä (Kuva 6). Propionihappo sitoo kaksi vetymolekyyliä, joten hiilidioksidia ja metaania muodostuu vähemmän dieeteillä, joissa propionihapon osuus haihtuvista rasvahapoista on suurempi. Propionihappoa muodostuu kahden vaihtoehdoisen polun kautta (Kuva 6). Sukkinaatti- ja akrylaattipoluissa toimivat eri mikrobit. Sukkinaattipolku on pötsissä enemmän käytetty vaihtoehto (Russell & Wallace 1997). Poulsen ym. (2012) esittivät, että metaania muodostuu myös metyyli-trofisten metanogeenien (methylo-trophic methanogenes) avulla. Metylo-trofiset metanogeeni-alkueläimet eivät tarvitse vetyä energiakseen. Propionihapon muodostuminen akrylaattipolkua myöden voi lisääntyä väkirehuvaltaisella ruokinnalla (Russell & Wallace 1997). Huhtanen ym. (1998) esittivät, että propionihapon vaje voi olla merkittävä tekijä, joka rajoittaa märehtijän tuottavuutta. Muista haihtuvista rasvahapoista isovoihappo ja isovaleriaanahappo muodostuvat haaraisten aminohappojen metaboliasta muodostaen lopputuotteena hiilidioksidia ja ammoniakkaa (Van Soest 1994).



Kuva 6. Märehtijän hiilihydraattimetabolia pötsissä (yksinkertaistettu Van Soest 1994, Russell & Wallace 1997).

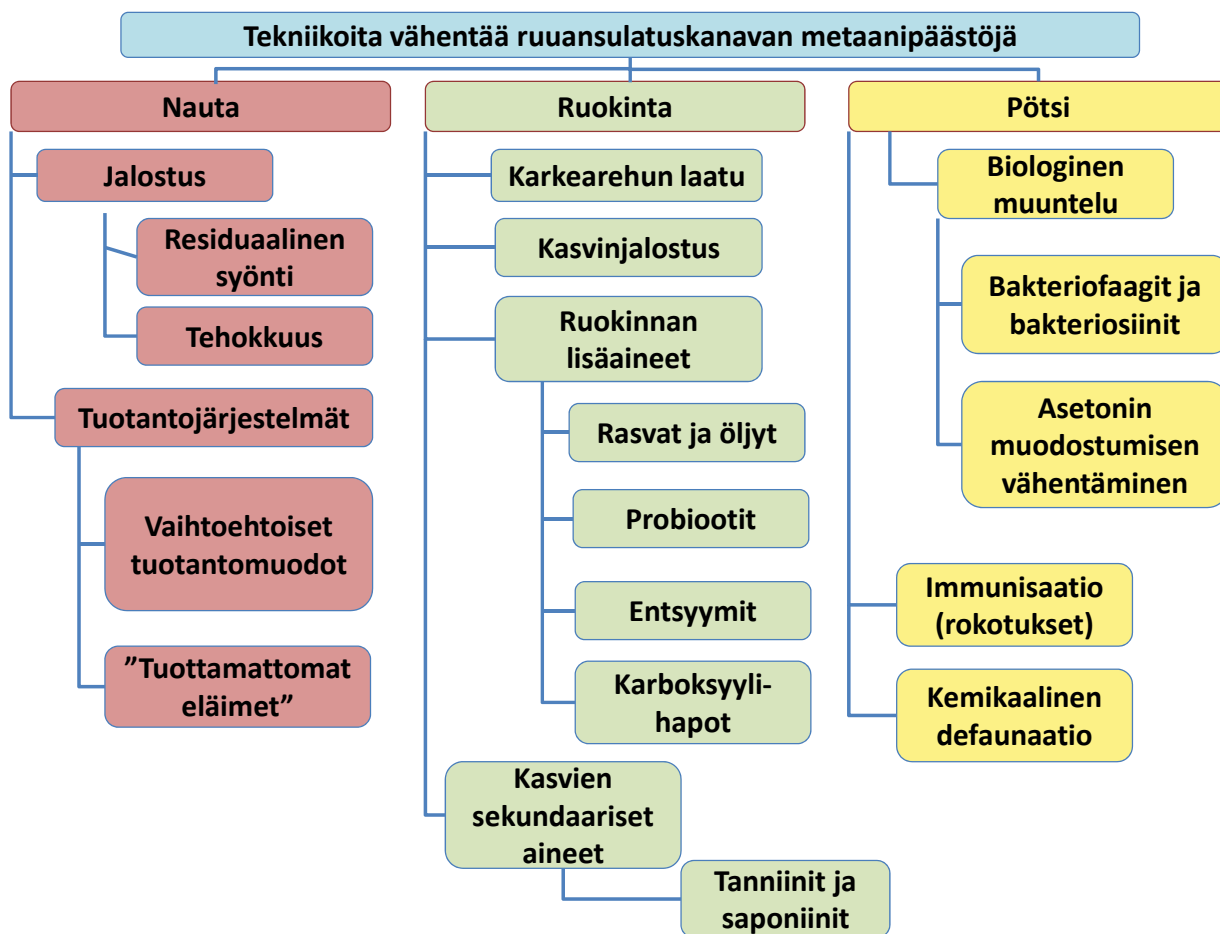
Janssen (2010) arvioi pötsissä glukoosimetaboliasta muodostuvan metaanin määrän vaihtelevan välillä 0–1,0 mol CH₄/mol glukoosia. Vaihtoehdossa, jossa pötsimetaboliassa ei muodostuisi metaania, yhdestä glukoosimoolista muodostuisi 0,67 mol etikkahappoa ja 1,33 mol propionihappoa, jolloin nettovety molekyyliä (H₂) ei muodostu. Vaihtoehdossa, jossa muodostuisi yksi mooli metaania vastaavasti yhdestä glukoosimoolista, muodostuisi kaksi moolia etikkahappoa ja neljä moolia vetyä. Janssenin (2010) yhteen-vetona oli, että metaanin muodostumiseen vaikuttaa se, kuinka paljon pötsissä on vetyä. Vedyn määrä taas on tulos pötsin mikrobifloorasta ja fermentaatiopoluista, joita mikrobit käyttävät metaboliassaan. Janssenin (2010) mukaan pötsin metaanintuotantoa voidaan muunnella vaikuttamalla aktiivisiin metaboli-poluihin.

Suurin osa pötsin metaanista muodostuu pötsiontelossa. Peräsuolen kautta poistuu 2–3 % märehtijän tuottamasta metaanista (Murray ym. 1976, Muñoz ym. 2012). Murray ym. (1976) arvioivat, että lampaalla 13 % metaanista tuotetaan paksusuolella, 11 % vapautuu peräsuolen kautta ja 89 % eritetään keuhkojen kautta yhdessä uloshengityksen kanssa. Metaani muodostuu anaerobisissa olosuhteissa erikoistuneiden

metanogeenisten prokaryoottien (methanogenic prokaryote) aineenvaihdunnan tuloksena. Pötsissä olevat metanogeeniset prokaryootit ovat alkueläimiä. Pötsiin muodostuvat metaanikaasut poistuvat märehtimisen yhteydessä röyhtäyksien muodossa. Mikrobihajotuksessa muodostuva metaanikaasu poistuu pääasiallisesti sonnan mukana.

Yhden metaaniyksikön kasvihuonekaasuvaikutus on 23 kertaa suurempi kuin hiilidioksidin. Metaani on voimakkain kasvihuonekaasu (Steinfeld ym. 2006). Märehtijöiden metaanintuotanto voi olla jopa 1/3 koko kasvihuonekaasujen päästöistä, jos märehtijäpopulaatio on suuri, kuten Uudessa Seelannissa ja Australiassa (Phillips 2010). Lihanauta tuottaa noin 80 l metaania päivässä, kun lypsylehmän tuottama metaanimäärä on 120 l/päivä. Lihanautojen vähäisempi metaanintuotanto johtuu pääosin pienemmästä rehun syönnistä (Gerber ym. 2013). Metaanin kautta menetetään huomattavasti energiaa. Menetetty energiamäärä on 9–10 % siitä kokonaisenergian määrästä, jonka nauta syö (McDonald ym. 2004). Jos kasvavan naudan metaanintuotantoa pystyttäisiin vähentämään 25 %, eläimen kasvu paranisi keskimäärin 75 grammaa/päivä (Nkrumah ym. 2006).

Sonnan mukana muodostuvien metaanikaasujen hyödynnys ja käyttö on huomattavasti yksinkertaisempaa kuin röyhtäisyjen muodossa poistuvien kaasujen. Sonta voidaan varastoida, ja sen metaani voidaan käyttää biokaasuntuotannossa. Märehtimisen yhteydessä vapautuvan metaanin kontrollointi on haasteellisempaa. Näiden metaanipäästöjen rajoittaminen voi olla mahdollista ottamalla huomioon mm. eläinten perimä, erilaiset ruokinnalliset vaihtoehdot, rehulisäaineiden käyttö ja immunisaatio metaania tuottavia mikrobeja vastaan (Kuva 7).



Kuva 7. Tekniikoita metaanipäästöjen vähentämiseksi (Eckard ym. 2010).

Märehtijän ruuansulatuskanavassa muodostuu vähemmän metaania väkirehuvaltaisella ruokinnalla verrattuna karkearehuruokintaan. Emolehmät ovat naudanlihantuotannossa eniten metaania tuottava eläinryhmä juuri karkearehuvaltaisen ruokinnan johdosta. Veysset ym. (2010) laskivat, että emolehmien osuus erikoistuneen naudanlihantuotannon metaanipäästöistä olisi 59 %. Emolehmä- ja vasikkaparin metaanintuotanto lisääntyy lineaarisesti lisääntyneen solunseinämäkuidun (NDF) saannin myötä. Vasikan kasvu vaikuttaa metaanintuotantoon, kun lasketaan metaanintuotanto emovasikkaparia kohden. Metaanintuotannon osuus lisääntyy vasikan kasvaessa ja kehittyessä märehijäksi (Estermann ym. 2002). Väkirehuvaltainen ruokinta lisää propionihapon muodostumista, joka vähentää metaanin muodostumista pötsissä. Toisaalta väkirehuvaltainen dieetti lisää ostorehujen käyttöä tilalla ja fossiilisten polttoaineiden käyttöä koko tuotantoketjussa sekä suurina määrinä vaikuttaa myös negatiivisesti eläinten terveyteen (Gerber ym. 2012). Väkirehut vähentävät eläinten kuidun saantia dieetistä, mikä voi lyhentää tuotantoaikaa ja lisätä kasvatuskustannuksia (Phillips 2010).

Metaanintuotantoa voidaan myös vähentää käyttämällä erilaisia rehujen lisäaineita. Ionoforit vähentävät metaanin muodostumista pötsissä. On kuitenkin epäselvää, kuinka paljon rehustuksessa käytetyistä ionoforeista aiheutuu jäämiä lihaan. Maidontuotannossa ionoforeja ei käytetä, koska ionoforien on osoitettu kulkeutuvan maitoon (Phillips 2010).

Naudanlihantuotannossa metaanin määrä vähenee tehokkaimmin, kun eläinten tuottavuutta nostetaan ja eläinmäärää vähennetään. Aikaisemmin teuraskypsyys (teuraspaino ja ikä) saavuttavat eläimet tuottavat vähemmän metaania elinaikanaan. Aikaisempi teuraskypsyys merkitsee myös, että tuotannossa olevien eläinten eläinmäärä on pienempi. Kokonaismetaanintuotanto muodostuu näin pienemmäksi (Smith ym. 2007).

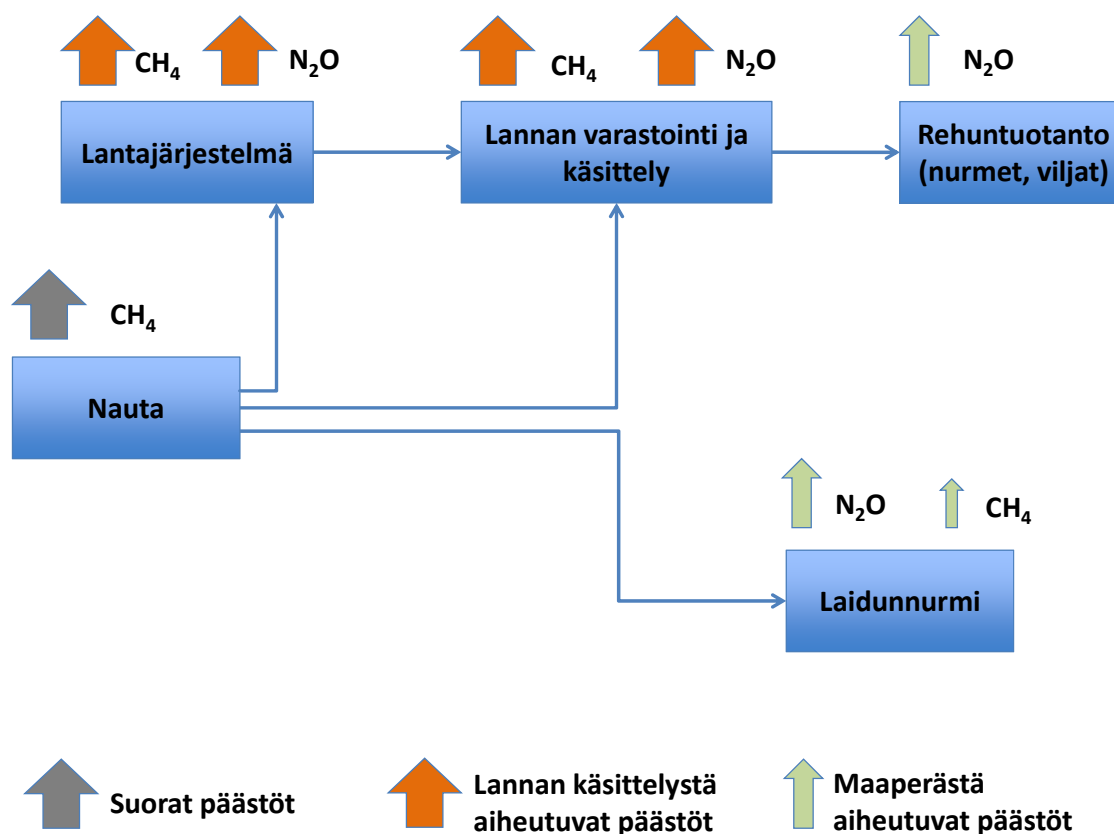
2.2 Typpioksidit (N₂O, NO_x) ja ammoniakki (NH₃)

2.2.1 Typpioksidit

Maataloustuotannossa muodostuvien typpioksidien määräksi on arvioitu noin 6,7 Tg N vuodessa, josta laiduntavien eläinten osuus on noin 1,5 Tg N/vuosi (Oenema ym. 2005). Märehtijän aineenvaihdunnan toiminnot aiheuttavat yli 50 % maatalouden typpioksidipäästöistä. Typenoksidit vapautuvat lannasta ja virtsasta joko kotieläinrakennukseen ja/tai laitumelle (Veysset ym. 2010). Kotieläinrakennuksen tyyppi ja lannankäsittelyjärjestelmä vaikuttavat typen vapautumiseen ja typpioksidien muodostumiseen. Lietelantaan perustuvissa järjestelmissä typenoksidien muodostuminen voi olla suurempaa kuin kuivikelantaan perustuvissa järjestelmissä. Toisaalta ammoniakkin haihtuminen on suurempaa kuivikelannasta varsinkin lannan käsittelyn yhteydessä. Typenoksidipäästöt voidaan jakaa lannasta vapautuviin suoriin päästöihin ja kasvintuotannossa muodostuviin maaperästä vapautuviin päästöihin (Kebreab ym. 2006) (Kuva 8).

Hristovin ym. (2011) typpitasearvion mukaan naudanlihantuotannossa tuestä menetetään vuorokaudessa 50 %. Typen hävikki voi olla tuotannossa jopa yli 80 %. Nitraatteja menetetään suoraan levitetyistä keinolannoitteista pohjaveteen sekä maaperään sitoutuneesta orgaanisesta typpivarastosta. Maaperässä on tyypillisesti sitoutuneena tuestä noin 7000 kg/ha (Kristensen & Halberg 1997). Maaperään kertynyt typpi menetetään joko pohjaveteen, ilmakehään tai hyödynnetään kasvien tuotannossa. Ammoniakkipäästöt tulee ottaa huomioon arvioitaessa naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksia ja ennen kaikkea arvioitaessa tuotannon ympäristöllistä kestävyyttä (Gerber ym. 2013).

Märehtijät erittävät 75–95 % ruokinnan tuestä. Ylimäärä eritetään pääosin virtsaan, sonnan typpipitoisuuden pysyessä melko tasaisena (Castillo ym. 2000, Eckard ym. 2007). Oeneman ym. (2007) mukaan Euroopan Unionin alueella 65 % lannan tuestä saadaan talteen kotieläintuotannosta. Kokonaistuestä menetetään noin 30 % varastoinnin aikana. Parhaimmillaan kasvien hyödyntämä osuus lannan kokonaistuestä on noin 52 %. Kotieläintuotannossa typen hyväksikäyttö on matala. Naudanlihantuotannossa typen hyväksikäytön arvioidaan olevan vain noin 7 % (Van der Hoek 1998).



Kuva 8. Typenoksidien vapautuminen naudanlihantuotannossa (Kebreab ym. 2006).

Typenoksidit muodostavat 10 % kasvihuonekaasujen kokonaismäärästä, joista 90 % on maataloustuotannosta lähtöisin. Maataloudesta vapautuvat typpioksidit muodostavat yli 2/3 kasvihuonekaasupäästöjen kokonaistyyppioksidimäärästä (Smith ym. 2007). Kotieläintuotannon päästöjen tarkkailu rajoittui pitkään pelkkiin typpijohdannaisiin. Typen hyväksikäyttö on laskenut intensiivisessä maataloustuotannossa koko 2000-luvun ajan. Eräs syy lienee typpilannoitteiden lisääntynyt käyttö. Typen hävikki johtuu sekä runsaista käyttömääristä, mutta myös ns. varastojen ylittymisestä (reservoir). Keinolannoitteiden typpisisäilön on osoitettu vaikuttavan typpioksidipäästöihin (Bouwman ym. 2002, Watson ym. 2009).



Kuva: Maiju Pesonen

Maaperässä typenoksidit muodostuvat mikrobitoiminnan nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosesseista. Nitrifikaatio on aerobisissa (hapellisissa) olosuhteissa tapahtuva hapettumistapahtuma, jossa ammoniumioni (NH_4^+) hapettuu nitraatti-ioniksi (NO_3^-). Tapahtuman sivutuotteena muodostuu dityppioksidia (N_2O). Denitrifikaatio on sitä vastoin anaerobisissa (hapettomissa) olosuhteissa tapahtuva pelkistymistapahtuma, jossa nitraatti-ioni (NO_3^-) pelkistyy typpiatomiksi (N_2). Typpiidioksidi on tämän tapahtuman pakollinen välituote (de Klein & Eckard 2008). Denitrifikaatiota tapahtuu huomattavasti vähemmän kuin nitrifikaatiota. Pelto-olosuhteissa tehdyt mittaukset ovat osoittaneet, että korkeat typpioksidipäästöt johtuvat maaperän olosuhteista. Typpioksidipäästöt lisääntyvät hapettomissa olosuhteissa, kun nitraatteja on runsaasti tarjolla. Toisaalta nitrifikaatio on välttämätön tapahtuma (välituote) virtsan ja typpilannoitteiden typen muuttamisessa kasveille hyväksikäytettävään muotoon (de Klein & Eckard 2008).

Typpioksidipäästöjä säätelee lämpötila, anaerobinen tila, maaperässä oleva hiili, maaperän pH ja nitraattimäärä. Päästöt ovat suurempia määrisä olosuhteissa veden täyttyessä maan ilmakäytävät. Lämpötilan noustessa yli $+10\text{ }^\circ\text{C}$ astetta typpioksidipäästöt lisääntyvät (Whitehead 1995). Tehokkain tapa välttää typpilannoituksen aiheuttamia päästöjä on ääriolosuhteiden välttäminen lannoitteiden levityksessä. Märille pelloille tai laitumille ei tulisi levittää typpilannoitteita. Pääsääntöisesti voidaan todeta, että typpilannoituksen ja nitraattihävikkien välillä on aina positiivinen yhteys. Kaikki toimenpiteet, joilla typpilannoitusta voidaan vähentää tuotannon kärsimättä, ovat edullisia ympäristön kannalta (Watson ym. 2000).

Typen hävikkiä voidaan ehkäistä tehostamalla lannan- ja epäorgaanisten typpilannoitteiden levitystekniikoita. Eräs tapa vähentää typen hävikkiä ovat ns. nitrifikaation rajoittajat tai estäjät. Nitrifikaation estäjä lisätään maahan. Disyandiamidi (DCD; dicyandiamide) on eräs nitrifikaation estäjä, joka vähentää typenoksidien ja nitraattitypen muodostumista myös laidunolosuhteissa (Zaman & Blennerhassett 2010). Haaste on kuitenkin (virtsan) haihtuva ammoniakki. Ammoniakki ei ole suoraan kasvihuonekaasu, mutta siitä muodostuu typenoksideja nitrifikaation ja denitrifikaation kautta (Martikainen 1985). DCD vähentää typenoksidien muodostumista ja päästöjä sekä nitraattien huuhtoutumista, mutta lisää ammoniakkin haihtumista (Zaman & Blennerhassett 2010). Ammoniakkin haihtuminen voidaan estää lisäämällä käsittelyyn ureaasinestäjä (Agrotain®), joka hidastaa urean hydrolyysiä. Urean hajoamistapahtuman hidastuksessa typen (ammoniakkin ja typenoksidien) kaasumaiset päästöt ja huuhtoutuminen vähenevät. Kahden estäjän (DCD ja ureaasi-inhibiitori) käyttö lisäsi laitumen tuottavuutta ja typen hyväksikäyttöä kevät- ja syyslevityksessä (Zaman & Blennerhassett 2010).

Nurmipalkokasvien, erityisesti apiloiden, lisääminen nurmikasvustoihin voi vähentää typen hävikkiä nurmista (Dawson ym. 2011). Nitraattien huuhtoutumismäärään typpilannoitustapa (apilan sitoma typpi vs. epäorgaaninen typpi) ei vaikuta. Jos nurmessa oleva typpimäärä on sama, huuhtoutuminen on myös sama (Ledgard ym. 2009). Nurmipalkokasvien myönteinen vaikutus muodostuu epäsuorasti. Yleensä nurmipalkokasvien sitoma typen määrä on matalampi kuin keinolannoitteilla levitetty typpimäärä. Tällöin typen huuhtoutuminen jää myös pienemmäksi (Ledgard ym. 2009, Dawson ym. 2011). Palko- ja heinäkasvien seosviljelyllä voidaan yleensä tehostaa typen hyväksikäyttöä ja saavuttaa tavoiteltu satotaso pienemmällä väkilannoitetyppipäätöksellä puhtaaseen nurmiheinäkasviviljelyyn verrattuna (Parsons ym. 1991, Scholefield & Tyson 1992, Whitehead 1995). Palkokasvien osuutta seoskasvustossa ei tulisi kuitenkaan nostaa kovin korkeaksi, koska silloin typen hyväksikäyttö alkaa heikentyä (Parsons ym. 1991). Puhtaat palkokasvikasvustot voivat lisätä hävikeille alttiin typen määrää jopa selvästi enemmän kuin seosnurmet tai puhtaat, väkilannoitetut nurmiheinäkasvit (Whitehead 1995). Palkokasveja viljeltäessä ilmasta sidottua typpeä kertyy sekä maahan että kasvustoon. Jos kasvusto kynnetään maahan aikaisin syksyllä, kasviaineksesta ehtii vapautua huomattavia määriä typpeä, joka on alttiina huuhtoutumiselle (Heinonen ym. 1992). Esimerkiksi Lowen & Armitagen (1970) kokeessa kynnettiin apilakasvusto neljän viljelyvuoden jälkeen, ja nitraattityppeä huuhtoutui seuraavan talven aikana 130 kg/ha . Tappioiden vähentämiseksi kyntö pitäisi tehdä mahdollisimman myöhään, juuri ennen talven tuloa. Palkokasvien viljely pitäisi järjestää siten, että seuraava kasvi pystyy heti käyttämään kasvinjätteistä mineralisoituvan typen hyväkseen (Heinonen ym. 1992). Runsaasti nurmipalkokasveja sisältävät kasvustot ja karkearehut voivat myös lisätä typpipäästöjä eläinten kautta, jos tarjottu karkearehun typpipitoisuus ja eläimen tarve eivät vastaa toisiaan (Gerber ym. 2013).

Typen hävikkiin vaikuttaa myös eläinten runsas valkuaisruokinta (Dawson ym. 2011, Huuskonen ym. 2014). Tilalle ostetut tai muuten kertyvät typpipäätökset tulevat väkirehuista, väkilannoitteista, ilmakehästä suoraan kertyvästä ja typensitojabakteerien toimesta sidotusta tyydestä. Tilalla menetetään typpeä haihtumisena, säilöntäprosessissa ja sängessä. Menetykset tapahtuvat sekä ilmaan että pohjaveteen. Jos typen hyväksikäyttöä voitaisiin parantaa 50 %, tämä vähentäisi alkutuotannon typpioksidipäästöjä 2 %. Pitkäaikaisvaikutuksia voidaan saada aikaiseksi ainoastaan, jos typen hyväksikäyttöä parannetaan eläinten ravit-

semuksessa, lannan varastoinnissa ja levityksessä (Audsley ym. 2009). Rehunhyötysuhteen parantaminen voi vaikuttaa myös typen hyväksikäyttöön (Eckard ym. 2010).

Plasman urean typpipitoisuus kertoo märehitjän typpitaseesta. Jos plasman urean typpikonsentraatio on yli 8 mg/dl, dieetin typpipitoisuus on ylittänyt eläimen tarpeen ja ylimääräinen typpi menetetään virtsan mukana (Cole ym. 2003, Kohn ym. 2005). Maidontuotannossa (ylläpito, tiineys, kasvu, maito) typen hyväksikäyttö on noin 25 %. Dieetin sisältämästä tuestä eritetään sonnassa ja virtsassa noin 75 % (Kristensen & Halberg 1997). Typen erityyppisyys tapahtuu suurimmaksi osaksi virtsaan, josta se haihtuu helposti ammoniakkinä ilmakehään. Ammoniakin ympäristökuormitus aiheutuu pääasiassa lannan varastoinnista ja levityksestä. Päästöt muodostuvat ilmaan haihtuvasta kaasusta ja veteen liukenevasta tuestä. Virtsan typpi haihtuu helpommin kuin sonnan typpi (Kröber ym. 2000b).

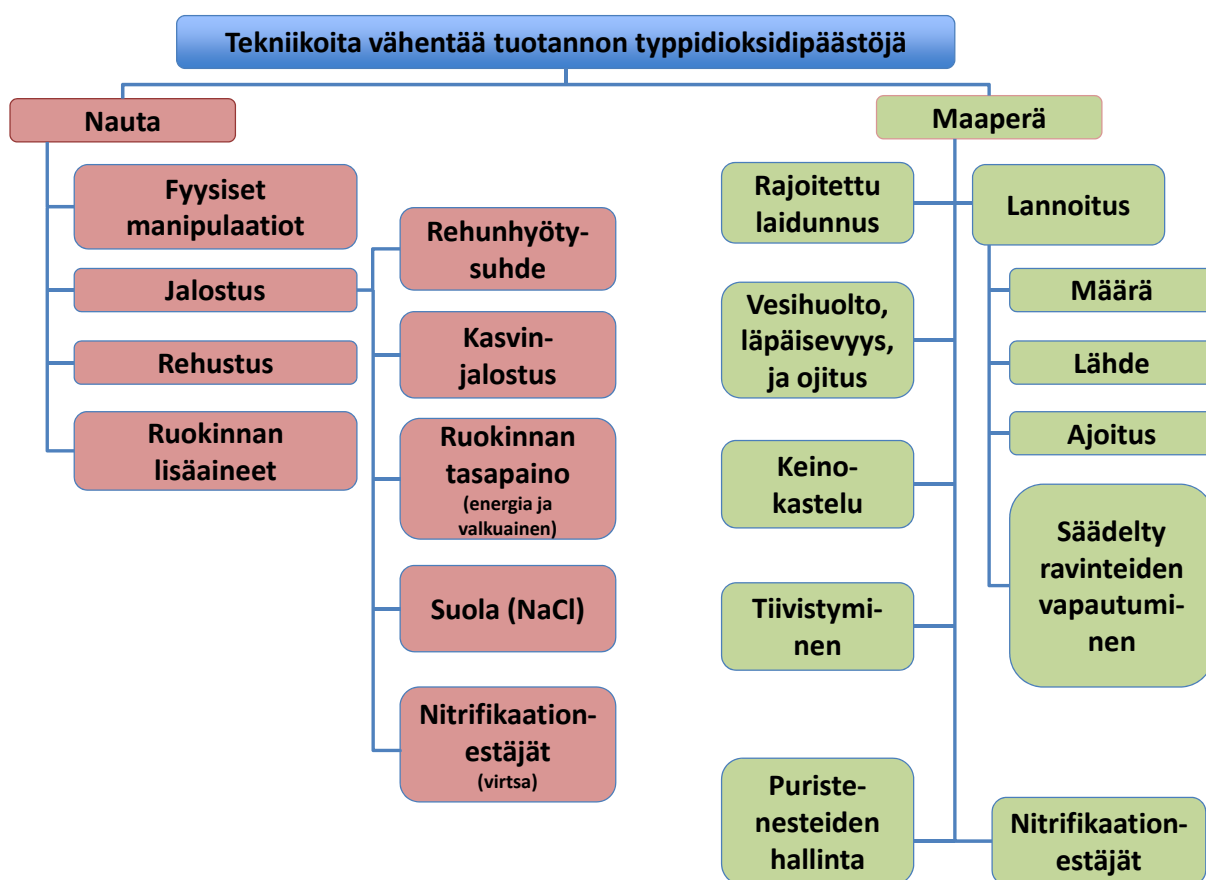
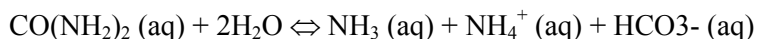
Maidon valkuainen (typpi) on paremmin sulavaa kuin karkearehun valkuainen. Vasikan muuttuessa märehitjäksi virtsan sisältämä typpipitoisuus ja sonnan ammoniumtyppitaso laskevat lineaarisesti (Sutton ym. 1989, Kröber ym. 2000b, Estermann ym. 2002). Ammoniakkityypin osuus on vasikan sonnassa suurempi kuin isompien nautojen sonnassa. Varsinkin vasikan ensimmäisten kahdeksan elinviikon aikana haihtuvan typen osuus on merkittävästi korkeampi kuin täysikasvuissa nautoilla (Sutton ym. 1989, Estermann ym. 2002). Emolehmämuotannosta tulevien vasikoiden typpipäästöt voivat muodostua pienemmiksi kuin vasikkakasvattamoissa kasvatettujen vasikoiden (Estermann 2002).

Nautojen valkuaisruokinnassa on todennäköisesti tulevaisuudessa vakavan tarkastelun paikka. Tuotantomäärä vähenee vain marginaalisesti vähentämällä maidontuotannossa olevien lehmien dieetin raakavaluainepitoisuutta 20 %:sta 15 %:iin. Eritetyn typen määrä kuitenkin vähenee tällöin 50 % (Kristensen & Halberg 1997). Huuskosen ym. (2014) tekemän laajan meta-analyysin perusteella valkuaislisärehuja ei kannattaisi syöttää käytännössä lainkaan yli 200 kg:n painoisille kasvaville nautoille, koska valkuaislisällä saatava kasvuvaste osoittautui hyvin pieneksi. Nykyisten suomalaisten ruokintasuositusten (MTT 2014) mukaan yli 200 kg painavien sonnen ja hiehojen valkuaisen saanti on riittävä, kun rehuannoksen pötsin valkuaisosa (PVT) on yli -10 g/kg kuiva-ainetta. Huuskosen ym. (2014) julkaiseman meta-analyysin mukaan PVT:n alaraja voitaisiin kuitenkin turvallisesti pudottaa arvoon -20 g/kg kuiva-ainetta ilman negatiivista vaikutusta kasvutuloksiin. Valkuaislisän käytöllä ei ole myöskään vaikutusta ruhon laatuun, jos eläimet on ruokittu tyypillisillä suomalaisilla säilörehu- ja vilja-pohjaisilla rehuilla. Ruhojen rasvaisuus näyttää jopa hieman lisääntyvän valkuaisrehujen käytön myötä (Steen 1988, 1996, Huuskonen ym. 2014). Kasvavien nautojen ruokinnassa ollaan Suomessa lähes aina tilanteessa, että valkuaislisää ei tarvita. Säilörehua ja viljaa sisältävällä ruokinnalla pötsimikrobien typen tarve täyttyy perusrehujen kautta. Valkuaisrehujen turha käyttö on myös osaltaan heikentämässä valkuaisomavaraisuutta. Kriittisempi asia lienee kuitenkin lisääntyvä ympäristökuormituksen riski. Tutkimusaineistoista tehtyjen meta-analyysien (Huhtanen ym. 2011, Huuskonen ym. 2014) perusteella noin 90 % valkuaislisän sisältämästä tuestä eritetään nimenomaan virtsan mukana. Kuten aiemmin todettiin, virtsan typpi on huomattavasti sonnan tyyppiä herkempää sekä huuhtoutumisen että haihtumisen kautta tapahtuvalle hävikille.

Rehuvalkuainen/valkuaisrehut ovat rehustuksen kalleimpia komponentteja. Ylimääräisen valkuaisruokinnan vähentäminen olisi kannattavaa sekä ympäristön että tuottajan kannalta. Dieetin tasapainoinen valkuaisosa vähentäisi virtsan ja lannan NH₃ ja N₂O päästöjä (Sonesson ym. 2009). Valkuaiskasvien viljelyn kasvihuonekaasupäästöt ovat kohtuullisen korkeita muihin viljelykasveihin verrattuna (Flysjö ym. 2008). Ympäristöllinen etu tulee tällöin kahdella tavalla: viljelyn ja eläinten ruokinnan kautta (Kuva 9). Viljelijälle säästö muodostuu pienemmästä rehulaskusta, mikä voi lisätä tuotannon kannattavuutta. Valkuaisruokinta tulisi kohdentaa eläinryhmille, jotka sitä tarvitsevat ja jotka siitä hyötyvät eniten. Eniten valkuaislisästä hyötyvät yksimahaiset (sika ja siipikarja) ja nautojen osalta lypsylehmät ja alle 200 kg:n painoiset nuoret naudat. Suomessa tyypillisesti käytettävillä säilörehuilla ja viljalla sisältävällä ruokinnalla yli 200 kg:n painoisten kasvavien nautojen pötsimikrobien typen tarve sen sijaan täyttyy perusrehujen kautta. Jos pötsin mikrobisynteesi ei jostain syystä tuota riittävästi mikrobivalkuaisa (esimerkiksi erittäin heikko karkearehu ja matala väkirehun saanti), tilanne voidaan korjata lisäämällä rehuannokseen kohtuullinen määrä viljaväkirehua. Huuskosen ym. (2014) tulosten perusteella valkuaislisällä saadut tuotannolliset hyödyt liittyvät nimenomaan tilanteisiin, joissa eläinten energian saanti ja kasvu ovat heikkoja perusruokinnalla eli eläimet on ruokittu heikkolaatuisilla karkearehuilla ja vähäisellä määrällä väkirehua. Tällöin voidaan valkuaislisää vastaavat hyödyt saavuttaa pelkästään eläimen energian saantia (väkirehun määrää) lisäämällä.

2.2.2 Ammoniakki

Ammoniakki (NH₃) ei suoranaisesti ole kasvihuonekaasu, mutta aiheuttaa merkittävän ympäristöjalanjäljen (Martikainen 1985). Pötsimikrobien optimaaliseen toimintaan tarvitaan tietty minimimäärä ammoniakkia (Dijkstra ym. 1998). Ammoniakki ja ammoniumioni (NH₄⁺) ovat olennainen osa lannan typpikiertoa. Ammoniakki on ensimmäinen urean hajoamisen yhteydessä muodostuva tuote. Urean hajoaminen tapahtuu yhdessä entsyymien ja bakteeritoiminnan avulla. Ureaasientsyymiä on eläinten sonnassa. Ureaasientsyymiä on hyvin paljon kotieläinrakennusten lattiamateriaaleissa ja jaloittelalueiden pohjissa sekä laitumissa (Sommer ym. 2013). Virtsan urea muuntuu nopeasti ammoniumioniksi ympäristöolosuhteiden ollessa otollisia (lämpötila, pH). Ammoniumtyppi voi muuntua nitraatiksi hapellisissa olosuhteissa.



Kuva 9. Tekniikoita typpioksidipäästöjen vähentämiseksi (Eckard ym. 2010).

Kasvit pystyvät käyttämään hyvin nitraattimuodossa olevaa typpeä, mutta lannan orgaanisessa muodossa oleva typpi on heikommin hyödynnettävissä (Beegle ym. 2008, Sommer ym. 2013). Ammoniumtyppi toimii ns. kuljettajana, jolloin typpeä saadaan nopeasti kasvien käytettäväksi. Se on välttämätön välituote typpioksidipäästöjen muodostumisessa keinolannoitteiden ja lannan levityksen yhteydessä. Ammoniumtyppeä muodostuu laidunnettaessa myös virtsasta (de Klein ym. 2001). Ammoniakki on haihtuva kaasu, jonka muodossa kasveille hyödyllinen typpi menetetään ilmakehään. Ammoniakin haihtuminen voi vesiittää kasvihuonekaasujen muodostumisen hyödyt, jotka saadaan aikaiseksi lannan varastoinnin ja levityksen yhteydessä. Ammoniakin vaikutukset eivät jää vain paikallisiksi. Ammoniakkiaerosolin elinikä on 3–4 vuorokautta ja sen on arvioitu kulkeutuvan useita tuhansia kilometrejä vuorokauden aikana (Hristov ym. 2011). Ammoniakkina haihtunut typpi palaa maaperään joko märkänä tai kuivana laskeumana, ja voi aiheuttaa herkissä ekosysteemeissä merkittävää epätasapainoa. Typen huuhtoutuminen voi lisääntyä, pohjavesi voi saastua ja typpioksidipäästöt kasvaa (Galloway ym. 2004, USEPA 2010).

Lannan typpeä menetetään eniten ammoniakkin haihtumisen kautta (Lee ym. 2011a). Haihtuvana ammoniakkin on laskettu menetettävän 30–70 % nautojen lannan ammoniumtypestä (Thompson & Meisinger 2002). Cole & Todd (2009) havaitsivat, että feedlot-kasvatusympäristössä menetettiin 50 % typpeä ammoniakkin. Typpeä voidaan menettää myös typpikaasunmuodossa, mutta määrien todentaminen on haasteellista (Montes ym. 2013). Kun lanta levitetään nurmeen pintalevityksenä, typpeä menetetään 2–12 % denitrifikaatiossa. Sijoittamalla lanta nurmeen typpioksidien muodostuminen on runsaampaa ja typpeä menetetään 7–21 % denitrifikaatiossa (Thompson ym. 1987). Typen menetys denitrifikaatiossa on melko vähäistä ja yleisesti hyvissä olosuhteissa puhutaan 2–3 % menetyksestä. Harvoissa tutkimuksissa on päästy yli 10 % menetyksiin (de Klein ym. 2001). Toimenpiteet, jotka voivat vähentää haihtuvan ammoniakkin osuutta, voivat lisätä typen oksidien muodostumista (Petersen & Sommer 2011). Kuivikkeeseen riittävä käyttäminen vähentää typen haihtumista kylmissä tuotanto-olosuhteissa olennaisesti (Hristov ym. 2011). Ammoniakki ja typpioksidipäästöjä voidaan vähentää ruokinnan suunnittelulla ja parantamalla lannankäsittelyä (Montes ym. 2013).

2.2.3 Typen ja metaanin yhdysvaikutukset

Karkearehun raaka-aineella ja -laadulla voidaan vaikuttaa siihen, kuinka dieetin valkuainen hyödynnetään ja kuinka paljon metaania muodostuu. Eläimeen pidättyvää typen määrää tai kasvua rajoittaa usein karkearehun täyttyvyys eli kuidun osuus ja rehuannoksen sulavuus (Gerber ym. 2013).

Nurmipalkokasvien NDF-pitoisuus on matalampi kuin nurmiheinäkasvien. Nurmipalkokasvit pystyvät sitomaan ilmakehän typpeä, mutta liika typpilannoitus voi vähentää typpinystyröiden tehoa ja lisätä typpioksidipäästöjä maaperästä (Kingston-Smith ym. 2010). Varsinkin nurmipalkokasveja sisältävällä karkearehuruokinnalla tulee valkuaisen ylimääräistä saantia rajoittaa ja typpilannoitusta välttää. Nurmipalkokasvien korkeampi syönti verrattuna nurmiheinäkasveihin (Dewhurst ym. 2003, Huhtanen ym. 2007) tulee ottaa ruokinnansuunnittelussa huomioon. Suurempi syöntimäärä mahdollistaa matalamman valkuaispitoisuuden dieetissä (Voelker & Allen 2009). Toisaalta nurmipalkokasvisäilörehu lisää virtsan typpipitoisuutta, vaikka se olisi annettu vain seoksen osana (Weiss ym. 2009a).

Lannan ammoniakkipäästöjä voidaan saada pienennettyä lisäämällä dieettiin tärkkelystä (energiaa) tai rehua, jossa ligniinin osuus on matala ja jossa on runsaasti sulavaa kuitua. Teorian mukaan pötsin orgaanisen aineen määrää lisäämällä mikrobien aminohapposynteesi kiihtyy ja typen hyväksikäyttö kasvaa. Teoria ei toimi, jos karkearehujen raakavalkuaispitoisuus on alle 70 g/kg ka (Gerber ym. 2013).

Karkearehun sulavuuden (D-arvon) alentaminen pienentää yleensä rehun raakavalkuaispitoisuutta. Matalampi raakavalkuaispitoisuus vähentää dieetin ja lannan typenmäärää, jolloin typpioksideja muodostuu vähemmän. Karkearehun sulavuuden laskiessa metaanintuotanto kuitenkin nousee sekä ruuansulatuskanavasta että lannasta. Lannan korkeampi metaanintuotanto johtuu lannan suuremmasta orgaanisen aineen määrästä. Periaatteessa sulava karkearehu, jota eläimet pystyvät syömään runsaasti ja jossa valkuaispitoisuus on kohtuullinen (alle 160 g/kg ka) tuottaa ympäristön kannalta parhaan tuloksen (Gerber ym. 2013).

2.3 Fosfori (P)

Nauta erittää ylimääräisen fosforin sontaan (Spiekers ym. 1993). Jos fosforin saanti on tasapainossa tarpeen kanssa, virtsan fosforipitoisuus on keskimäärin $1,1 \pm 0,5$ % (Spiekers ym. 1993, Estermann ym. 2002). Maitojuotolla olevien vasikoiden virtsaan erittyvän fosforin määrä on tätä suurempi, koska maidon fosfori erittyy pääasiallisesti virtsan kautta (Challa ym. 1989).

Fosforiyhdisteet eivät haihdu maataloustuotannosta samoin kuin typenoksidit. Normaaleissa olosuhteissa fosfori on tiukasti sitoutunut maahan (Rajala 2006). Fosforin huuhtoutuminen maasta onkin hyvin vähäistä. Lannasta voi kuitenkin huuhtoutua tietyissä olosuhteissa huomattavia määriä fosforia. Fosforin huuhtoutuminen on runsainta, jos lanta altistuu levityksen jälkeen juoksevalle vedelle. Toisaalta fosforin huuhtoutuminen voi olla runsasta myös, jos lantaa levitetään samalle alueelle useana vuotena peräkkäin. Fosforilla on ympäristöön ja varsinkin vesiin rehevöittävä vaikutus (Sommer ym. 2013).

Lanta voi sisältää runsaasti epäorgaanista fosforia. Epäorgaaninen fosfori on hyvin veteen liukenevaa (Kleinman ym. 2005). Fosforin huuhtoutumaa lisää heikko maan rakenne ja märät pelto-olosuhteet.

Huuhtoutuvan fosforin määrää saadaan rajoitettua levitystekniikalla. Sijoittamalla lanta fosforin huuhtoutuminen on vähäisintä (Sommer ym. 2013).

Fosfori on taloudellisesti arvokas raaka-aine. Naudanlihantuotannossa fosfori tulee kiertoon pääasiallisesti eläinten väkirehuruokinnan ja osittain kivennäisrehujen kautta. Viljan viljelyssä 96 % pellon fosforista poistuu sadossa jyvien mukana, 4 % menetetään huuhtoutumisen ja maaperän eroosion seurauksena. Jos kierto pystytään pitämään suljettuna, 97 % fosforista pystytään palauttamaan pellolle kasvien käyttöön. Suljetun kierron edellytys on kotieläinten ruokinta tuotetulla sadolla ja lannan käyttö ravinteiden takaisin palauttamiseksi (Newman 1997).

Aiemmin typen hävikkien yhteydessä mainittu turhasta valkuaisrehujen käytöstä pidätyminen edistää osaltaan myös fosforin tehokkaampaa käyttöä. Monet valkuaisrehut (erityisesti rankki ja rypsi) sisältävät selvästi enemmän fosforia kuin säilörehu ja rehuvilja. Perusrehujen fosfori riittää kuitenkin yleensä täyttämään kasvavan naudan fosforin tarpeen. Tällöin valkuaislisän mukana tuleva ylimääräinen fosfori on potentiaalinen ympäristökuormitusriski (Huuskonen ym. 2014).

2.4 Hiilidioksidi (CO₂)

Maankäytöstä ja metsätalouden vaikutuksesta muodostuu noin 18 % kasvihuonekaasuista. Hiilidioksidin päästömaarien arviot vaihtelevat välillä 2 899–8 601 Mt (Ramankutty ym. 2007). Maatalouden vaikutus hiilidioksidipäästöihin on pääasiassa epäsuora. Maatalouden vaikutuksesta voidaan joillakin alueilla lisätä hiilidioksidipäästöjä mm. rakentamalla ja raivaamalla peltomaata. Maankäytön muutokset vaikuttavat maatalouden hiilidioksidipäästöihin eniten (Audsley ym. 2009). Hiilidioksidia vapautuu naudanlihantuotannossa eniten maankäytöstä ja fossiilisten polttoaineiden käytöstä. Hiilitaseita on erittäin haasteellista laskea maataloustuotannossa, joten usein ne jätetään kokonaan huomioimatta arvioitaessa tuotannon ympäristövaikutuksia. Hiilen kierto ja hiilitaseet tulisi kuitenkin huomioida arvioitaessa maataloustuotannon vaikutuksia. Maaperä sisältää enemmän hiiltä kuin ilmakehä. Olisikin loogista suosia tuotantomuotoja, jotka sitovat paljon hiiltä. Eniten hiiltä sitoo tuotantomuoto, joka mukailee luonnon märehitijöiden tuotantokiertoa. Laidunnus tapahtuu laajoilla laidunalueilla, jossa osa nurmesta tallautuu maahan. Yleensä eläintiheys on kasvukauden huipun aikana liian matala tuotettuun kasvibiomassaan nähden. Eläimet eivät ehdi laiduntamaan kaikkea kasvustoa. Osa kasvustosta korsiintuu, eläimet eivät sitä syö ja se tallautuu maahan. Tällaisessa kasvustossa on eniten ilmakehästä sidottua hiiltä. Naudat eivät kuitenkaan pysty tuottamaan maitoa tai lihaa tällaisista nurmista (Soussana ym. 2010).

Naudanlannalla on maanparannusvaikutus, koska se lisää hiilen kiertoa maaperässä. Jones & Donnelly (2004) laskivat, että pysyvien nurmien hiilen sidontataso vaihtelee välillä 0,2–0,6 tonnia hiiltä/ha vuodessa (vastaa 0,7–2,2 tonnia CO₂-ekvivalenttia/ha/vuosi). Arrouaysin ym. (2002) mukaan yli 30 vuotta vanha pysyvä nurmi sitoo hiiltä 200 kg/ha/vuosi, kun taas alle 30 vuotta vanhan ja uudistetun laitumen hiilen sidontakyky on 500 kg/ha/vuosi. Vaihteluväli johtuu nurmen hoidosta ja maan rakenteesta. Viljelty nurmi voi sitoa jopa 8 tonnia hiiltä/ha/vuosi (29 tonnia CO₂-ekvivalenttia/ha/vuosi). Soussana ym. (2010) kyseenalaistivat, kuinka kauan tällainen hiilen sidontataso on mahdollista ylläpitää. Toisaalta he epäilivät myös, että hiilensidonta olisi mahdollisesti tapahtuma, joka voi purkautua ja herkkä erilaisille häiriöille, kuten ilmastonmuutokselle. Lisääntynyt hiilen kierto pienentää omalta osaltaan naudan ympäristöjalanjälkeä (edellytyksenä on kuitenkin, että fossiilisten polttoaineiden käyttö tuotantomuodossa on mahdollisimman pieni). Naudanlihantuotannossa tulisi tavoitella hiilineutraalia kiertoa (Soussana ym. 2010).

Hiilen sidontapotentiaali voi olla tulevaisuudessa eräs tapa arvottaa nautoihin perustuvaa tuotantoa (Soussana ym. 2010). Tällöin nautojen pito rajoittuu alueille, joilla ei muuta viljelyä voida harjoittaa ja tuottavuus tulee olemaan alhainen (Phillips 2010). Hiilen sidontapotentiaalia lisäävinä keinoina voidaan pitää maanmuokkauksen vähentämistä, nurmien uudistamista suorakylvöllä, nurmen kasvun ylläpitämistä täydennyskylvöllä, metsä- ja niittylaidunnuksen yhdistämistä (salvopastoralism) ja intensiivisen loppukasvatuksen vähentämistä (Soussana ym. 2010). Waghorn & Hegarty (2011) arvioivat, että jos nurmen todellinen hiilensidontapotentiaali otetaan huomioon, nautojen väkirehuvaltainen loppukasvatus ei välttämättä ole ympäristövaikutukseltaan edullisin.

Naudanlihantuotannon hiilidioksidia vähentäviä ja hiilijalanjälkeä pienentäviä toimenpiteitä ovat Hermansenin & Kristensenin (2011) mukaan:

- Rehuhyötysuhteen parantaminen (kokonaistuotannon tasolla/systeemin tasolla)
- Hiiltä sitovien rehujen suosiminen
- Lannan hyödyntämisen suosiminen väkilannoitteiden sijaan
- Lannan käyttö bioenergian tuotantoon

2.5 Vesi (H₂O)

Vettä pidetään ilmaisena tai ainakin matalan arvon hyödykkeenä suurimmassa osassa maailmaa (Molden ym. 2007). Maataloustuotannossa kuluu vettä 7 000 km³/vuosi. Kotieläintuotannon osuus maatalouden vuosittaisesta veden kulutuksesta on 31 %. Kotieläintuotannossa kulutetaan vettä 2 180 km³/vuosi, josta 840 km³ on nurmien vedenkulutuksen osuus ja 1 340 km³ kulutetaan muiden rehujen tuotantoon (de Fraiture ym. 2007). Suurin veden kulutuksen hävikki muodostuu alueilla, joilla vettä joudutaan käyttämään rehukasvien keinokasteluun (Steinfeld ym. 2006).

Veden kulutus ja käyttö jaetaan nk. siniseen ja vihreään veteen. Sininen vesi on tuotantoon kulutettua pinta- ja pohjavettä. Sininen vesi jakautuu kotieläintuotannossa seuraavasti (Doreau ym. 2012):

1. Tuotantoon sitoutuva sininen vesi:
 - Juomavesi
 - Karkearehujen vesi
 - Väki rehujen vesi
2. Tuotannosta vapautuva sininen vesi:
 - Virtsa
 - Sonnan sisältämä vesi
 - Maitoon ja lihaan sitoutunut vesi
3. Muu sinisen veden käyttö:
 - Veden käyttö tuotantoon tilalla
 - Keinokasteluun
 - Tuotantoon tarvittava muu vesi (paitsi rehujen tuottamiseen)
 - Tuotantolaitosten tarvitsema vesi (teurastamot, elintarviketeollisuus, nahanjalostamot)

Vihreä vesi on kasvien haihduttamaa ja kuljettamaa vettä, joka on alun perin peräisin ilmakehästä (sade) (Falkenmark 2003). Harmaa vesi on termi, jota käytetään kuvaamaan sen veden määrää, joka tarvitaan laimentamaan liuenneita epäpuhtauksia (Doreau ym. 2012).

Eri eläinlajien juomaveden ja rehujen tuotantoon tarvittava veden määrä antaa viitteitä tuotannon muodostamasta veden kulutuksesta. Märehtijöiden veden tarve vaihtelee välillä 3,5–5,5 litraa syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden. Kasvavien ja maidontuotannossa olevien eläinten veden tarve on yleensä korkeampi kuin ylläpitovaiheessa olevien täysikasvuisten eläinten (Doreau ym. 2012). Eri kotieläinten vedenkulutuksessa on huomattavaa vaihtelua (Taulukko 2). Erot tuotantomuotojen välisissä veden määriissä eivät johdu eläinten kuluttamasta veden määrästä vaan rehujen tuotantoon sidotusta veden määristä. Eläinten juoma veden määrä on noin 10 % ja rehuihin sitoutunut veden määrä noin 90 % veden kokonaiskulutuksesta (Peden ym. 2007). Mekonnen & Hoekstra (2010) arvioivat sinisen veden kulutuksen olevan vain 3 % naudanlihantuotannon veden kokonaiskulutuksesta. Kokonaiskulutus saadaan selville, kun lasketaan tuotantoketjun veden kulutus lopputuotteeseen saakka (Doreau ym. 2012).

Taulukko 2. Vihreän ja sinisen veden kulutuksen jakautuminen tuotantomuodoittain (Mekonnen & Hoekstra 2010, Doreau ym. 2012).

Tuote	Keskimääräinen vihreän veden kulutus, l/tuote kg ¹	Keskimääräinen sinisen veden kulutus, l/tuote kg	Keskimääräinen sinisen veden kulutuksen vaihteluväli, l/tuote kg ²
Naudanliha	14 414	550	0–1 471
Sianliha	4 907	459	205–3 721
Broileri	3 545	313	24–995
Kananmuna	2 592	244	24–1 360
Maito	863	86	0–147

¹ Keskiarvo on laskettu seuraavista maista: Australia, Brasilia, Kiina, Intia, Alankomaat, Venäjä, Yhdysvallat, kolmella eri tuotantomuodolla: laiduntaminen, yhdistetty ja teollinen (feedlot).

² Vaihteluväli muodostettu 21 maan tiedoista.

Sinisen veden kulutuksella voidaan arvioida tuotannon soveltuvuutta äärialueille (Taulukko 2). Varsinkin alueilla, joissa vedestä on pula, naudanlihantuotantoon tarvittava sinisen veden määrä voi olla hyvin pieni. Ridoutt ym. (2012) esittivät, että yksi naudanlihakilogramma voidaan tuottaa 3 litralla sinistä vettä. Peters ym. (2010) arvioivat naudanlihantuotannon sinisen veden kulutuksen vaihtelevan 27–540 litran välillä/tuotettu naudanlihakilogramma. Vaihteluväliin vaikutti vuosittainen kasvuolosuhteiden vaihtelu ja tuotannon intensiivisyys sekä keinokastelun käyttö. de Boer ym. (2011) arvioivat sinisen veden kulutuksen olevan 61 l/tuotettu naudanlihakilogramma. Laskentaan vaikutti tässäkin tapauksessa rehuntuotannossa käytetty keinokastelu.

Naudanlihantuotannon vesijalanjälki muodostuu suureksi, koska karkearehujen osuus dieeteissä on korkea. Tutkimuksissa saadut tulokset veden kulutuksesta/tuotettu naudanlihakilogramma vaihtelevat 27–200 000 litran välillä (Peters ym. 2010, Weidemann ym. 2010). Tuotantomuoto ja laskentatapa vaikuttavat naudanlihantuotannon veden kulutukseen (de Fraiture ym. 2007). Emolehmätuotantoon perustuvassa naudanlihantuotannossa vesijalanjälki on kohtuullisen suuri, koska siihen otetaan huomioon kaikkien eläinryhmien ylläpitoon tarvittava vesimäärä (emot, sonnit, vasikat ja teuraseläimet). Maidontuotannon sivutuotteena muodostuvan naudanlihan vesijalanjälki on emolehmätuotantoa pienempi, koska veden kulutus voidaan jakaa tuotettujen maito- ja lihakilogrammojen välille. Toisaalta, jos naudanlihakilogramman vesijalanjälki on edellä mainittu 200 000 litraa, maapallon makean veden vesivarat eivät riitä ylläpitämään tämän hetkistä naudanlihantuotantoa (Doreau ym. 2012). Hoekstra & Chapagain (2007) arvioivat yhden naudanlihakilogramman tuottamiseen vaadittavan veden määrän olevan noin 15 000 litraa. Rehujen vesipitoisuus vaikuttaa tuotannon sinisen veden kulutukseen. Jos karkearehujen vesipitoisuus on korkea (ja kuiva-ainepitoisuus alhainen), eläinten juonti muodostuu pienemmäksi. Veden kokonaistarve pysyy kuitenkin muuttumattomana (Doreau ym. 2012).

Heikkotuottoisilla laidunalueilla tuotetun naudanlihan vesijalanjälki on huomattavan suuri, jos eläinten tuottavuus laskee tuotantoympäristön johdosta (Doreau ym. 2012). Laiduntamisen vesijalanjälki nousee suhteessa kohtuuttoman suureksi, koska laidunalueilla ei usein ole vaihtoehtoja käyttömuotoa (Deutch ym. 2012). Nurmeen perustuvissa tuotantosysteemeissä pellon tai laitumen hyvä kasvukunto parantaa myös tuotannon vesitaloutta. Pellon tai laitumen kasvukunnon ylläpidolla on arvioitu olevan mahdollisuutta vähentää veden kulutusta jopa 45 % vuoteen 2050 mennessä (Rockström ym. 2007).

Naudanlihantuotannon vesijalanjäljen hallitsemiseksi on esitetty seuraavia toimenpiteitä (Steinfeld ym. 2006):

1. Eläintuotannon parempi hallinta
 - Suunnitelmallinen tuotanto
 - Ruokinnansuunnittelu
 - Kasvu- ja kasvatusaika, markkinat ja geneettinen soveltuminen
 - Eläinten terveys
2. Kasvi- ja eläintuotannon tehokkaampi yhteensovittaminen
 - Kasvukunnon ylläpito
 - Kasvilajikkeiden soveltuminen alueelliseen ympäristöön
 - Aikaisten ja myöhäisten lajikkeiden hyödynnys
 - Vaihtoehtoiset kasvit
3. Elintarviketeollisuuden sivutuotteiden käyttö ruokinnassa

Eläinten syöntimäärä ja kasvatusaika ovat olennaiset tekijät vesijalanjäljen pienentämisessä. Kasvatusajan lyhentyessä syöntimäärä pienenee, joten vesijalanjälkikin on pienempi (Doreau ym. 2012). Yllä mainitut toimenpiteet voivat tehostaa veden kiertoa ja suodattumista maaperässä sekä vähentää pintaveden valumaa. Vihreän veden määrä rehuissa on sama kuin ihmisravinnoksi tai bioenergiantuotantoon tarkoitettuisa kasveissa. Alueilla, joilla vesi on raja-arvotuote, naudanlihantuotannon sinisen veden käytön vähentäminen on olennaista. Sinisen veden käytön vähentämiseen on kaksi tapaa: keinokastelun ja eläinten juoman veden määrän vähentäminen. Näiden toimenpiteiden hyödyntäminen on kyseenalaista, jos halutaan säilyttää riittävä tuotannon taso. Toisaalta useissa esimerkiksi laidunnukseen perustuvissa naudanlihan tuotantomuodoissa hyödynnetään sadevettä tehokkaasti. Laidunalueiden muu tuotannollinen käyttö on usein erittäin haastavaa. Onkin mietittävä kokonaisvaltaisesti sitä, mille alueille naudanlihantuotanto todella soveltuu (Doreau ym. 2012).

2.6 Sivutuotteet

Teurastamoteollisuuden sivutuotteet muodostuvat niistä osista, joita ei pystytä markkinoimaan lihana tai lihatuotteina. Sivutuotteet voidaan ryhmitellä kahteen pääryhmään: syötäviksi kelpaaviin ja syötäväksi kelpaamattomiin. Lainsäädännön perusteella sivutuotteet jaetaan niihin liittyvän riskin perusteella kolmeen eri luokkaan (Pihlanto ym. 2012). Naudan teurasprosentti vaihtelee välillä 52–61 (Phillips 2010). Noin 45 % teuraaksi päätyvän naudan elopainosta on nk. elintarvikeketjuun kelpaamatonta tuotetta. Elintarvikeketjuun kelpaamaton osa sisältää luut, jänteet, nahanalaiskudoksen, pötsinsisällön ja osan sisäelimet (Warriss 2010) (Taulukko 3). Syötävien sivutuotteiden osuus eläimen elopainosta on naudalla noin 15 %. Syötäväksi kelpaavia sivutuotteita ovat mm. veri, suurin osa elimistä ja osa kollageenipitoisesta aineksesta (Pihlanto ym. 2012). Sisäelimet sisältävät usein vähemmän rasvaa ja enemmän ravintoaineita kuin liha (Liu 2002). Eri osien ”hyväksyntä” syötäväksi vaihtelee yhteiskunnan taloudellisen tilanteen mukaan (Fairlie 2010).

Taulukko 3. Naudan ruhosta muodostuvien osien osuudet (Ockerman & Hansen 2000).

	kg	%
Elopaino	614	
Ruhoaino	378	61
Veri	4	1
Rasva	24	4
Nahka	36	6
Elimet	52	8
Mahat ja suolet	96	16
Jalat	12	2
Häntä	6	1
Aivot	6	1

Sivutuotteiden käyttö ja hävitys vaihtelee riippuen materiaalien ominaisuuksista (Raevuori ym. 2010, Jayathilakan ym. 2012). Jätteen hävitys/kierrätys ja sivutuotteiden käsittely on osa jalostavan teollisuuden ympäristövastuuta (Russ & Pittroff 2004). Sivutuotteista kierrätetään arviolta 99 % (Pihlanto ym. 2012). Perinteisesti suurin osa muodostuvista sivutuotteista on käytetty joko (turkiseläinten) eläinten rehuksi tai lannoiteteollisuudessa (Raevuori ym. 2010, Jayathilakan ym. 2012).

Renderöinti on prosessi, jossa sivutuotteista tehdään markkinointikelpoisia tuotteita. Renderöidyt tuotteet voivat olla syötäviä tai syötäväksi kelpaamattomia tuotteita. Renderöinnillä voidaan valmistaa prosessoituja raaka-aineita maataloustuotantoon ja teollisuuteen. Ei-syötäviä tuotteita voidaan valmistaa joko kuiva- tai märkäprosessilla. Kuivaprosessissa käytetään hyväksi raaka-aineen omaa kosteutta keitossa. Märkäprosessissa käytetään usein kuumaa vesihöyryä. Kumpaakin prosessia seuraa muodostuneen tuotteen kuivaus ja tietyissä tapauksissa pelletöinti (Jayathilakan ym. 2012). Renderöintilaitokseen toimitetaan vuodessa lähes 100 000 tonnia teurastamoiden sivutuotteita. Tästä määrästä yli neljäsosa on 1. luokan sivutuotetta, joka lain mukaan täytyy renderöinnin jälkeen hävittää polttamalla. Muista sivutuotteista (luokat 2 ja 3) renderöintilaitos tuottaa lihajauhoa lannoitteeksi ja rehuksi sekä rasvaa biopoltoaineeksi (Pihlanto ym. 2012).

Biodieselin valmistus on mahdollinen eläinperäisten rasvojen käyttökohde. Eläinrasvat sopivat koostumukseltaan erittäin hyvin biodieselin raaka-aineeksi (Jayathilakan ym. 2012, Pihlanto ym. 2012). Biodie-

selin markkinahinta on suhteellisen hyvä. Tällä hetkellä teurastamoista, renderöintilaitoksista ja lihanjalostusteollisuudesta kertyy noin 25 000 tonnia biodieselin raaka-aineeksi soveltuvaa rasvaa (Pihlanto ym. 2012).

Jayathilakanin ym. (2012) mukaan sivutuotteiden käytön haasteellisuutta lisäävät:

- Biologinen aktiivisuus ja mahdollinen patogeenien kontaminaatio. Useat teurastamoteollisuuden sivutuotteista sisältävät runsaasti mikrobeja ja/tai toimivat hyvinä mikrobien kasvualustoina. Teollisuudessa muodostuva biologinen materiaali sisältää runsaasti valkuaisaineita, joiden hajoamisessa muodostuu pahanhajuisia kaasuja.
- Korkea vesipitoisuus. Teurastamoteollisuuden jätemateriaalin vesipitoisuus on noin 70–95 % kuiva-aineessa. Veden poistaminen on usein haasteellista. Nesteen jatkokäytölle ei usein ole kohdetta.
- Sivutuotteiden nopea hajoaminen/pilaantuminen. Materiaali sisältää runsaasti esimerkiksi rasvaa, joka on herkästi hapettuvaa. Rasvojen hapettua muodostuu pahanhajuisia rasvahappoja.
- Entsyymiaktiivisuus. Biologisen materiaalin entsyymiaktiivisuus on usein korkea. Entsyymit hajottavat tuotetta, jos tuotetta ei jatkokäsitellä.

Teurasverta kertyy Suomessa vuosittain 20 000 tonnia, josta elintarvikekäyttöön menee noin 10 % (Pihlanto 2012). Terveen eläimen veri on steriiliä, joten sen hyödyntäminen on yleensä melko ongelmaton. Veren ravintoainesisältö on hyvä. Siinä on 170 g/kg ka valkuaista ja runsaasti rautaa. Verta voidaan käyttää emulgaattorina, väriaineena ja elintarvikkeiden raaka-aineena. Veren käytännössä hyödynnettävin osa on plasma. Plasma on väritöntä. Sen lisäys eri elintarvikkeisiin ei aiheuta värimuunnoksia. Plasma muodostaa geelin ja toimii mm. emulgaattorina (Silva & Silvestre 2003). Plasmalla on myös erinomaiset vaahtoutumisoimaisuudet (Del Hoyo ym. 2008). Verestä saadaan erotettua lukuisia kemikaali- ja lääke-teollisuudessa tarvittavia raaka-aineita. Puhdistettua naudan albumiinia käytetään humaani- ja eläinlääkinnällisissä toimenpiteissä (Jayathilakan ym. 2012). Taloudellisesti merkittävä naudanlihantuotannon sivutuote on nahka. Nahan paino on noin 5,1–8,5 % naudan elopainosta. Naudan koko, rotu ja ikä vaikuttavat nahan painoon (Taulukko 4.). Naudan nahasta valmistetaan mm. kenkiä, laukkuja ja urheiluvälineitä. Nahan valmistuksen sivutuotteena muodostuu mm. kosmetiikan raaka-aineita, liimoja ja gelatiinia (Ockerman & Hansen 2000).

Taulukko 4. Naudan nahan paino elopainosta (Ockerman & Hansen 2000).

Luokka	% elopainosta
Keskiarvo ja vaihteluväli	7 (5,1–8,5)
Käytettäessä vain koneellista nahanpoistoa (ei puhdistusta)	4,0–6,0 (keskimääräinen vähennys 2 %)
Hereford	8,5
Angus	7,5
Shorthorn	6,5
Charolais-sonni 15 kk	8,5
Charolais-sonni, 20 kk	8,3
Charolais-sonni, 30 kk	6,7
Härkä, tavanomainen teuraspaino ja lihakkuus	6,6–7,6
Härkä, alhainen teuraspaino ja lihakkuus	6,4–7,8
Hieho	5,1–7,9
Poisto emolehmä	6,6–7,6
Poisto lypsylehmä	5,7–6,8
Siitossinni	6,7–7,5
Taisteluhärkä (bologna bull)	7,0–8,1

Teurastamoissa muodostuva jätevesi sisältää runsaasti orgaanista-, mutta myös epäorgaanista jätettä. Fysikaaliskemiallisilla käsittelyillä voidaan parantaa orgaanisen aineksen poistamista jätevedestä. Prosessista muodostuu runsaasti lietettä, joka vaatii hyödyllisen jatkokäsittelyn. Saostamiseen voidaan käyttää erilaisia rautasulfaatteja. Saostaminen vähentää käsiteltävän biologisen nestemäisen materiaalin tilavuutta. Saostuksessa voidaan saavuttaa 0,83–0,87 kg biomassaa jokaista käsiteltyä jätevesikuutiota kohden. Biomassa tulisi hyödyntää biokaasuntuotannossa. Typpi- ja rikkioksidien muodostuminen voi kuitenkin olla haaste biomateriaalin käytössä (De Sena ym. 2008).

Biokaasuntuotanto saattaa olla yksi potentiaalisimmista sivutuotteiden käyttökohteista tulevaisuudessa. Biokaasun raaka-aineeksi soveltuu luokan 3 sivutuotteet ja osa luokan 2 sivutuotteista. Biokaasuntuotanto on sekä jätehuoltoa että energiantuotantoa (Pihlanto ym. 2012). Biokaasuntuotanto teurastamojätteestä mahdollistaisi suljetumman energiakierron ja pienemmät kasvihuonekaasupäästöt. Teurastamojätteen biokaasuntuotannosta muodostuisi sivutuotteena lannoitetta, jonka ravinteet olisivat kasvintuotannossa helposti hyödynnettävissä (Leuste 2011). Teurastamojätteet ovat kuitenkin haastavia materiaaleja anaerobiseen sulatukseen. Jätteessä on runsaasti valkuaista ja rasvaa sisältäviä materiaaleja. Toisaalta mahojen sisällöt ja lanta sisältävät kuitupitoista materiaalia. Tehokkaaseen biokaasutuotantoon teurastamojäte vaatii esikäsittelyn (ultraääni, bakteeriympä) (Leuste 2011). Sivutuotteiden biokaasukäytön kasvua on hidastanut mm. se, että osa sivutuotteista soveltuu huonosti biokaasutukseen (Pihlanto ym. 2012). Suomalainen lainsäädäntö myös vaatii, että teurastamot joutuvat maksamaan biokaasulaitoksiin toimitetusta sivutuotteesta porttimaksua samoin kuin kompostointiin toimitetusta sivutuotteesta (Leuste 2011, Pihlanto ym. 2012).



Kuva: Maiju Pesonen

3 Päästöihin ja maankäyttöön vaikuttaminen

Naudanlihan ympäristövaikutus tulisi määrittää tuotantopanoksen suhteena/erotuksena tuotantotuloksista. Helpoin tapa on laskea dieetin sisältämä energiamäärä ja määrittää, kuinka paljon tuotantovastetta ruokinnalla on saavutettu. Loppukasvatuksessa intensiivisen, nopean kasvatuksen ympäristövaikutus on pienempi kuin vähemmän tuotantopanoksia käyttävän, pitkän kasvatusajan (Martin ym. 2009). Dawson (2010) vertasi laajaperäistä ja voimaperäistä kasvatusta erilaisella eläinaineksella. Eläinaineksen kasvupotentiaalilla ja kasvatusajalla oli ratkaiseva merkitys hiilijalanjäljen muodostumiseen. Sonniin kasvatuksen ympäristöjalanjälki oli pienempi verrattuna härkien kasvatukseen (6,7 vs. 11,4–11,8 CO₂e kg/teuraspaino kg). Tutkijat korostivat, että nopean kasvatuksen ehtona ei ole suuri väkirehujen käyttö dieetissä, vaan oikeanlaisten karkearehujen ja väkirehun optimaalinen yhdistäminen ja maksimaalinen eläinaineksen hyödyntäminen. Nopea loppukasvatus vähentäisi myös emolehmätuotannon hiilijalanjälkeä jopa 28 % (Hyslop 2008). Emolehmätuotannossa eläinten ruokinta on merkittävässä osassa ympäristöjalanjäljen muodostumisessa. Yliaruokinta lisää kaikkia (N, P, CH₄) ympäristökuormitusta aiheuttavia päästöjä (Estermann ym. 2002).

3.1 Rehut ja ruokinta

Rehujen orgaanisen aineen sulavuuden, dieetin väkirehumäärän tai tärkkelyksen saannin ja pötsifermentaation välillä on selvä yhteys. Jo varhain Wolin (1960) totesi, että mitä enemmän märehtijän dieetissä on kuitua verrattuna tärkkelykseen, sitä enemmän muodostuu vetyä ja lopulta metaania. Sokereiden ja tärkkelyksen sulatus siirtää pötsifermentaatiota propionihappopolun suuntaa, kun pötsin pH laskee (Bannink ym. 2008). Yleinen oletus on, että väkirehun osuuden lisääminen ja tärkkelystä sisältävien karkearehujen, kuten kokoviljasäilörehun, käyttö vähentävät metaanintuotantoa nurmeen perustuvaan tuotantoon verrattuna. Beauchemin ym. (2011) arvioivat, että pelkällä karkearehulla tai matalalla alle 20 % väkirehuosuudella loppukasvatuksen kasvihuonekaasujen päästöt nousisivat 6,5 % verrattuna korkealla väkirehuosuudella (75–90 %) suoritettuun loppukasvatusruokintaan. Pelletier ym. (2010) saivat samansuuntaisen tuloksen vertaillaan laitumella tapahtuvaa loppukasvatusta väkirehuvaltaiseen loppukasvatusstrategiaan. Laitumella loppukasvatettavien eläinten kasvihuonekaasujen määrä oli 30 % suurempi kuin väkirehuvaltaisella ruokinnalla suoritettua nautojen loppukasvatuksessa. Kasvavien eläinten metaanintuotanto on vaihdellut härillä sinimailasnurmilaitumella välillä 242–306 l/päivä (McCaughey ym. 1999), hiehoilla sinimailasheinä tai -säilörehu ruokinnalla välillä 203–289 l/päivä (Boadi & Wittenberg 2002) ja härkien laidunnuksessa heikkotuottoisilla nurmilla välillä 156–237 l/päivä (Ominski ym. 2006).

Karkearehuruokinnalla emolehmien metaanintuotanto vaihtelee ylläpitokaudella välillä 255–330 l/päivä, kun syönti on noin 1,6 % elopainosta (Bernier ym. 2012). Imetyskaudella emolehmien metaanintuotanto vaihtelee tarjotun rehun ja syönnin mukaan. Nurmipalkokasveja sisältävällä laitumella metaanintuotanto on keskimäärin 374 l/päivä, syönnin ollessa 2,3 % elopainosta. Nurmikasvilaitumella metaanintuotanto on keskimäärin 411 l/päivä, syönnin ollessa 1,9 % elopainosta (McCaughey ym. 1999). Emo-vasikkaparia kohden laskettu metaanintuotanto nurmisäilörehu, heinä ja olkiseosrehuruokinnalla (1:0,7:0,3) lisääntyi vasikan kasvaessa ja kehittyessä märehtijäksi. Metaanintuotanto kasvoi vieroitusikäen mennessä 446 litrasta/pv 751 litraan/pv (Estermann ym. 2002). Yhden kuukauden ikäisen vasikan ja emon metaanintuotanto vastasi 30 kg/päivässä tuottavan lypsylehmän metaanintuotantoa (Sutter & Beever 2000, Estermann ym. 2002). Kymmenen kuukauden ikäisen vasikan ja emon yhteenlaskettu metaanintuotanto vastasi 50 kg päivässä tuottavan lypsylehmän metaanintuotantoa (Hattan ym. 2001, Estermann ym. 2002).

3.1.1 Syönti

Eläimet tarvitsevat rehuja kasvuunsa. Tarvittava rehujen määrä ja koostumus vaihtelevat eläimen iän, tuotantovaiheen ja tuotantomäärän mukaan. Eläinten rehun syönti on olennainen muuttuja, kun arvioidaan märehtijöiden tuottamaa metaania ja muodostuvaa sonnan määrää (Boadi & Wittenberg 2002, Ellis ym. 2007). Malleja ja meta-analyyskejä siitä, kuinka syöntimäärä vaikuttaa metaanintuotantoon, on lukuisia (Johnson & Johnson 1995, NRC 2000, Yan ym. 2000, Sauvant & Giger-Reverdin 2009). Yhteisenä tekijänä on, että syönnin lisääntyessä metaanin sisältämä energia syötyä energiamäärää kohden kasvaa. Me-

taanina menetetyn energiamäärän suuruuteen vaikuttavat mm. dieetin koostumus, sulavuus ja eläimen ylläpitotarpeen ylitys (Boadi & Wittenberg 2002, Ellis ym. 2007). Gerberin ym. (2013) mukaan on kyseenalaista ja vanhanaikaista arvioida märehitijöiden metaanintuotantoa sen perusteella, kuinka paljon metaanin muodossa on menetetty energiaa suhteessa syötyyn energiamäärään. Karkearehun sulavuus tulisi ottaa tarkemmin huomioon muodostettaessa käsitystä syönnistä ja sen vaikutuksesta tuotettuun metaanimäärään. Boadin & Wittenbergin (2002) tekemä tutkimus osoittaa energia- ja syöntiperusteisen laskennan haasteellisuuden kolmella erilaisella karkearehulla. Sulavan orgaanisen aineen määrä oli matalan sulavuuden rehussa 385 g/kg ka, keskiverto rehussa 570 g/kg ka ja korkean sulavuuden rehussa 615 g/kg ka. Tilastollisesti merkitseviä eroja ei havaittu metaanintuotannossa eri karkearehujen välillä, kun metaanintuotanto laskettiin syötyä energiamäärää tai syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden. Erot olivat kuitenkin huomattavia, kun metaanintuotanto laskettiin sulavaa orgaanista ainetta kohden. Sulavuudeltaan heikon karkearehu tuotti metaania 83 l/kg, keskikertainen karkearehu 64 l/kg ja sulavin karkearehu 48 l/kg orgaanista ainetta.

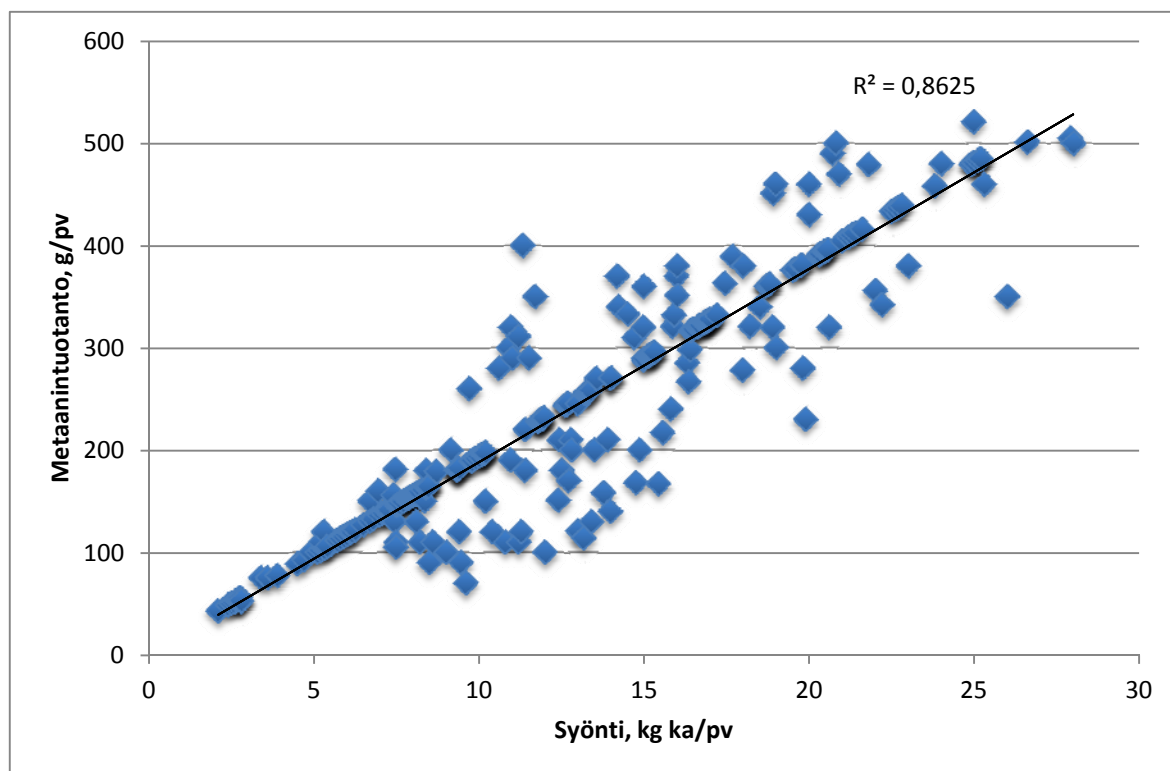
Kuiva-aineen syönnin ja karkearehun orgaanisen aineen sulavuuden yhteys märehitijän tuottamaan metaanimäärään on olennainen (Kuva 10). Gerberin ym. (2013) tekemän analyysin mukaan metaanintuotannon ja syönnin välille voidaan muodostaa seuraava yhtälö:

$$\text{CH}_4 \text{ g/päivä} = 2,54 (4,89) + 19,14 (0,43) \times \text{syönti, kg ka/päivä} (R^2 = 0,86; P < 0,001)$$

Yhtälön mukaan voidaan muodostaa raja-arvot märehitijöiden metaanintuotannolle. Samansuuntaisen tuloksen saivat Kennedy & Charmley (2012) loppukasvatettaville härille:

$$\text{CH}_4 \text{ g/päivä} = 19,6 \times \text{syönti, kg ka/päivä}$$

Yhteisenä tekijänä kummallekin yhtälölle on syönnin ja metaanintuotannon välinen yhteys.. Kummankin yhtälön haasteena on, että korkeilla kuiva-aineen syönneillä ne todennäköisesti yliarvioivat metaanintuotannon. Kokonaisvaikutusta arvioitaessa on otettava huomioon, että syönnin kasvaessa eläinten tuotos yleensä nousee. Tällöin metaanintuotanto esimerkiksi karjan tasolla mitattuna voi olla kokonaisuudessaan kuitenkin matalampi ja ympäristövaikutus tätä kautta edullisempi. Tuotantovaikutusta yhtälöt eivät ota huomioon (Gerber ym. 2013).



Kuva 10. Märehitijän tuottaman metaanin yhteys syöntimäärään (Gerber ym. 2013) (uudelleen piirretty).

Syöntimäärän kasvaessa rehuannoksen kokonaissulavuus yleensä laskee (Huhtanen ym. 2009). Sontaan erittyneen sulavan orgaanisen aineen määrä voi tällöin lisääntyä. Eläinten tuotantovaihe vaikuttaa siihen, kuinka paljon ravinteita hukataan. Ylläpitovaiheessa eläimet pystyvät syömään sulavuudeltaan hyvää rehua paljon, mutta sen kokonaissulavuus on heikompi verrattuna tuotannossa oleviin eläimiin. Näin ollen ravinteita erittyy sontaan suhteessa enemmän ylläpitovaiheessa kuin korkean tuotannon vaiheessa (Huhtanen ym. 2009). Tämä voi aiheuttaa suurentuneita metaani- ja/tai typpioksidipäästöjä sontaan. Huhtasen ym. (2009) analyysissä väkirehun rasvalisäys heikensi myös NDF:n sulavuutta. Tämä voi myös vaikuttaa sonnasta aiheutuviin ympäristöpäästöihin. Päästöjen määrä on verrannollinen käytettyyn lantajärjestelmään (Gerber ym. 2013).

3.1.2 Rehuhyötysuhde

Rehukustannus on suurin muuttuvien kustannusten erä naudanlihantuotannossa. Ruokintakustannus määrittelee naudanlihantuotannon kannattavuuden (ARD 2005, Ramsey ym. 2005). Pohjois-Amerikassa 55–75 % pihvivasikantuotannon kustannuksista liittyy rehuntuotantoon ja ruokintakustannuksiin (NRC 2000, ARD 2005). Emolehmien, uudistushiehojen ja siitossonnien osuus on 82 % tuotantomuodon kokonaisrehunkulutuksesta, jos teuraseläinten teurasikä on 11–14 kuukautta. Jos teurasikä nousee 19–23 kuukauteen, aiemmin mainittujen ryhmien osuus laskee 63–64 % kokonaisrehunkulutuksesta (Hill 2012).

McGeen (2009) tutkimuksen mukaan emolehmäkarjan osuus on eurooppalaisessa tuotantoympäristössä 85 % rehunkulutuksesta, jos kysymyksessä on pihvivasikantuotanto. Jos vasikat kasvatetaan samalla tilalla teuraiksi, emolehmäkarjan osuus on 50 % rehunkulutuksesta. Rehun energiasta 2/3 käytetään ylläpitoenergiaksi (Ferrell & Jenkins 1985, Montano-Bermudez ym. 1990). Ylläpitoon ja kasvuun käytettävässä energian tarpeessa on runsaasti yksilövaihtelua, joka on riippumaton eläimen koosta tai kehon koostumuksesta (Herd & Bishop 2000, Arthur ym. 2001a, Basarab ym. 2003, Nkrumah ym. 2006, Crowley ym. 2010). Pelkästään matalamman metaanintuotannon perusteella naudanlihantuotannon pienemmän ympäristöjalanjäljen tavoittelu voi olla haasteellista, koska metaanintuotantoon vaikuttavat eläintyyppi, ruokinta ja eläimen perimä. Samalla dieetillä metaanintuotanto voi vaihdella 54–70 % (Pinares-Patiño ym. 2003). Jalostuksellisesti rehuhyötysuhteessa (residuaalinen syönti) on runsas potentiaali tuotannon kannattavuuden parantamiseen ja ympäristövaikutusten pienentämiseen (Basarab ym. 2013).

Eläinten valinta residuaalisen syönnin perusteella voi olla mahdollinen tapa vähentää sekä maidontuotannon että naudanlihantuotannon ympäristökuormitusta. Residuaalinen syönti periytyy keskinkertaisesti ($h^2 = 0,26–0,43$) ja sen korrelaatio eri dieettien kanssa on keskinkertainen ($r^2 = 0,29–0,49$) (Basarab ym. 2013). Dieetin koostumus voi kuitenkin ohjata matalampaan metaanintuotantoon, jos rehunhyötysuhteen mittaamiseen käytetään residuaalista syöntiä. Jonesin ym. (2011) kokeessa matalan residuaalisen syönnin emolehmien metaanintuotanto vaihteli laitumen sulavuuden mukaan. Matalan residuaalisen syönnin emolehmät tuottivat enemmän metaania heikosti sulavasta kesälaitumesta verrattuna korkean residuaalisen syönnin emolehmiin. Tilanne kääntyi toisin päin hyvätuottoisella talvilaitumella, jolloin matalan residuaalisen syönnin emolehmien metaanintuotanto oli matalampaa verrattuna korkean residuaalisen syönnin emolehmiin. Residuaalisen syönnin etuna on, ettei siihen vaikuta eläimen koko tai tuotannon taso. Residuaalisen syönnin tulokseen on huomioitava eläimen pinta-rasvan paksuus (Hill 2012).

Basarabin ym. (2013) mukaan residuaalisen syönnin kautta laskettu metaanintuotannon määrä antaa todennäköisesti pienemmän vaihteluvälin eläinten tuottamassa metaanin määrässä. Matalan residuaalisen syönnin eläimet tuottavat 15–25 % vähemmän metaania kuin korkean residuaalisen syönnin eläimet. Tulos johtuu matalan residuaalisen syönnin eläinten pienemmästä kuiva-aineen syöntimäärästä. Oletuksena on, että matalan residuaalisen syönnin eläinten rehun sulatus olisi 1–2 % tehokkaampi kuin korkean residuaalisen syönnin eläinten. Edun oletetaan muodostuvan matalan residuaalisen syönnin eläinten pienemmästä syönnistä, erilaisesta syöntikäyttäytymisestä, erilaisesta pötsin mikrobistosta ja paremmasta rehujen sulatuksesta. Residuaalisen syönnin metaanintuotantoa vähentävän vaikutuksen on arvioitu olevan 0,75–1,0 % verrattuna eläimiin, joita ei ole jalostuksellisesti valittu matalamman residuaalisen syönnin perusteella. Metaanintuotannon vähentyminen toteutuu, jos eläimet ovat samankokoisia, samassa kasvunvaiheessa ja niiden rasvan paksuus on samanlainen (Hill 2012, Basarab ym. 2013).

Matala residuaalinen syönti ei ole kaikissa tapauksissa vaikuttanut metaanintuotantoa pienentävästi. Syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden matalan residuaalisen syönnin risteytyschiehojen metaanintuotanto oli jopa korkeampi kuin korkean residuaalisen syönnin risteytyschiehojen (McDonnell ym. 2009). Tutkijat arvioivat, että residuaalisen syönnin tuloksiin vaikuttavat yksilöiden väliset vaihtelut ruuansulatuskanavan eri osien koossa ja tilavuudessa.

Jalostuksellinen valinta residuaalisen syönnin perusteella voi vaikuttaa myös epäsuorasti naudanlihantuotannon ympäristöjalanjälkeä pienentävästi. Matalan residuaalisen syönnin eläinten ylläpitoenergian tarve on pienempi kuin korkean residuaalisen syönnin eläimillä. Matalan residuaalisen syönnin uudistushiehojen ja emojen hedelmällisyys, vasikoiden kasvu ja elinikäistuotos ovat parempia kuin korkean residuaalisen syönnin eläimillä. Matalamman residuaalisen syönnin eläimet pystyvät laidunkaudella tehokkaammin nostamaan kuntoluokkaansa ja säilyttämään hedelmällisyytensä myös haastavissa ympäristöolosuhteissa (Basarab ym. 2007, 2011). Tosin matalan residuaalisen syönnin emot poikivat 5–6 päivää myöhemmin kuin korkean residuaalisen syönnin emot. Tämä voi olla merkki myöhäisemmästä kiimakiertojen alkamisesta verrattuna korkean residuaalisen syönnin eläimiin (Arhur ym. 2005, Basarab ym. 2007, Shaffer ym. 2011). Uroshedelmällisyyteen residuaalisella syönnillä ei ole vaikutusta (Hafla ym. 2012, Wang ym. 2012). Residuaalinen syönni ei vaikuta kasvuun, kokoon (frame score), aikuiskokoon tai teurasominaisuuksiin (Hill 2012, Basarab ym. 2013).

3.1.3 Karkearehu vs. väkirehu

Kasvavien nautojen ruokinta väkirehulla on aina tehottomampaa kuin sikojen tai broilereiden. Suurin osa (noin 90 %) maailman naudanlihantuotannosta perustuu käytäntöön, jossa nautojen loppukasvatusrehustus sisältää väkirehua 80–95 % dieetin kuiva-aineesta (Phillips 2010, Warriss 2010). Runsas väkirehujen käyttö on kaksiteräinen miekka naudan fysiologian, ympäristön ja kulutuksen kannalta. Kuluttajat, jotka ovat tottuneet syömään ns. väkirehuvaltaisella ruokinnalla kasvatettua naudanlihaa, suosivat sen makua ja syöntilaatua (Warriss 2010). Useassa tutkimuksessa on havaittu, että kuluttajat ovat myös valmiita maksamaan enemmän täyttääkseen tämän kulutustottumuksensa (Hui 2012). Naudanlihantuotantoon keskittyneillä alueilla tuotantosysteemi on rakennettu väkirehuvaltaisen rehustuksen ympärille. Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa viljasadot (sisältäen maissi) ovat hyvin korkeita. Kotieläintuotanto on hyödyntänyt korkeat sadot omassa tuotannossaan (Gerber ym. 2013). Lisäksi 2000-luvulla kotieläintuotannon rinnalle on noussut bioenergian tuotanto, jonka sivutuotteet on ohjattu takaisin kotieläintuotantoon (Makkar 2012). Beauchemin ym. (2011) kuitenkin korostavat, että väkirehuvaltaisia dieettejä käytettäessä unohdetaan olennainen märehtijöiden potentiaali: kyky muuntaa kuitupitoinen, yksimahaisille ravinnoksi kelpaamaton tuote ihmisravinnoksi.

Naudat voidaan totuttaa väkirehuvaltaiseen dieettiin. Väkirehuvaltainen dieetti vaikuttaa kuitenkin aina negatiivisesti pötsin- ja eläimen terveyteen sekä heikentää lopulta tuottavuutta. Korkeilla väkirehutasoilla ruokittaessa nautaa uhkaa asidoosi, joka vaurioittaa pötsin- ja suolen seinämiä. Asidoosin seurauksena veren pH laskee, ja nauta voi kuivua (dehidraatio). Asidoosi altistaa naudan sorkkakuumeelle, maksapaiseille ja polioencephalomalasialle (Owens ym. 1998). Asidoosia ennaltaehkäisevinä toimenpiteinä joudutaan runsailla väkirehuruokinnoin (Martin 1998, Owens ym. 1998, Schwartzkopf-Genswein ym. 2003, González ym. 2012):

- 1) käyttämään rehun lisäaineita, joka vähentävät pötsin happamuutta ja/tai vaikuttavat pötsin maitohappoa tuottaviin bakteereihin
- 2) käyttämään lisäaineita, jotka lisäävät maitohappoa käyttäviä bakteereita ja/tai tärkkelystä käyttäviä alkueläimiä
- 3) käyttämään lääkevalmisteita, jotka estävät glukoosin tai maitohapon ylimääräisen muodostumisen pötsissä tai maitohapon metabolisoitumisen alhaisemmassa pH:ssa
- 4) käyttämään enemmän karkearehua ja sopivaa väkirehun prosessointia (Martin 1998, Owens ym. 1998, Schwartzkopf-Genswein ym. 2003, González ym. 2012)

Naudanlihantuotannon elinkaarianalyysissä erilaiset dieetit ovat antaneet vaihtelevia tuloksia. Elinkaarianalyysien haasteena on kuitenkin, etteivät ne välttämättä ota huomioon kaikkia tuotantopanoksia ja/tai tuotannon tuloksia ja johtopäätökset perustuvat usein oletuksille (Gerber ym. 2013). Crossonin ym. (2011) ja O'Maran (2011) mukaan väkirehuvaltaisen dieetin ympäristöjalanjälki oli pienempi kuin nurmeen perustuvan naudanlihantuotannon. Naudan rehuhyötysuhde voi olla väkirehuvaltaisella dieetillä parempi ja syöntimäärä vähäisempi, joten kokonaistaloudellinen vaikutus voi olla positiivinen tuottajan kannalta. Vähäinen kuidun määrä dieetissä kuitenkin aiheuttaa negatiivisia vaikutuksia eläinten terveydelle (Phillips 2010).

Erikoistuneessa naudanlihantuotannossa 80 % ympäristövaikutuksesta aiheutuu emolehmätuotannossa. Tämä johtuu pääasiallisesti karkearehuruokinnasta, joka tuottaa enemmän metaania (Beauchemin ym. 2011). Toisaalta, jos otetaan huomioon väkirehutuotannon aiheuttamat hiilidioksidirasite/päästöt ja nurmen hiilensidontapotentiaali, elinkaarianalyysien muodostama tulos voi olla hyvin erilainen laskettuna

CO₂-ekvivalentilla. Nurmen hiilensitomiskyky muodostaa naudanlihantuotannon kannalta positiivisen ympäristövaikutuksen (Gill ym. 2010, Martin ym. 2010, Doreau ym. 2011a, Waghorn & Hegarty 2011). Emolehmiin ruokinta perustuu usein eri sulavuuden omaaviin karkearehuihin. Noin 80 % emoista laiduntaa Suomessa vaihtelevan pituisen jakson kasvukaudella. Laiduntaminen tapahtuu hyvin erilaisilla laitumilla, joissa kasvilajikoostumus ja korsiintumisaste vaihtelevat paljon. Väkirehun lisääminen tällaisiin dieetteihin ja karkearehun prosessointi tai/ja syöntimäärän rajoittaminen voi vähentää tällaisten rehustusten metaanintuotantomäärää (Gerber ym. 2013).

Rehustuksen komponenteilla on yhdysvaikutuksia, jotka on otettava huomioon ympäristövaikutusta arvioitaessa (Gerber ym. 2013). Eri komponenttien erilaiset osuudet joko lisäävät tai vähentävät toisen vaikutusta tai koko annoksen syöntiä (Phillips 2010). Dieetin eri komponentit vaikuttavat eri tavalla muodostuvaan ympäristövaikutukseen. Jos yritetään vähentää eritettää typpimäärää, voi vaihtoehtoiskustannuksena olla metaanintuotannon kasvu. Virtsaan eritetty typpimäärä pienenee, kun dieetin raakavalkuaispitoisuus alenee. Vähäisempi raakavalkuaispitoisuus korvataan muilla ravintoaineilla, kuten tärkkelyksellä tai kuidulla. Näiden ravintoaineiden vaikutus ympäristöpäästöihin on erilainen. Suurempi kuidun osuus lisää metaanintuotantoa, kun taas tärkkelys vähentää sitä (Dijkstra ym. 2011b). Väkirehun sisältämä tärkkelys vähentää metaanintuotantoa märehitjän ruuansulatuskanavassa (Beauchemin & McGinn 2005, Doreau ym. 2011b).

Dieetin väkirehuosuuden, varsinkin viljan määrän, lisääminen on eräs yksinkertaisimmista tavoista vähentää nautojen tuottamaa metaania (Martin ym. 2010). Eugène ym. (2011) tutkimuksessa tärkkelys- ja rasvalisä loppukasvatusruokinnassa vähensivät kasvihuonekaasujen muodostumista syöntiä ja kasvua kohden laskettuna. Doreau ym. (2011b) saivat samansuuntaisen tuloksen: mitä enemmän dieetissä oli väkirehua, sitä vähemmän metaania loppukasvatusvaiheen sonnit tuottivat. Tutkijat totesivat, että loppukasvatusvaiheessa metaanintuotanto sekä ruuansulatuskanavasta että sonnasta oli vähäisintä 70 % väkirehumäärällä dieetin kuiva-aineesta, mutta typpidioksi- ja hiilidioksidipäästöt olivat korkeaväkirehudieetillä korkeimmat. Hyvin väkirehuvaltaisilla dieeteillä, joissa väkirehuprosentti on yli 80 %, energian menetyks metaanina voi olla 2–3 % rehujen kokonaisenergiämäärästä (Johnson & Johnson 1995).

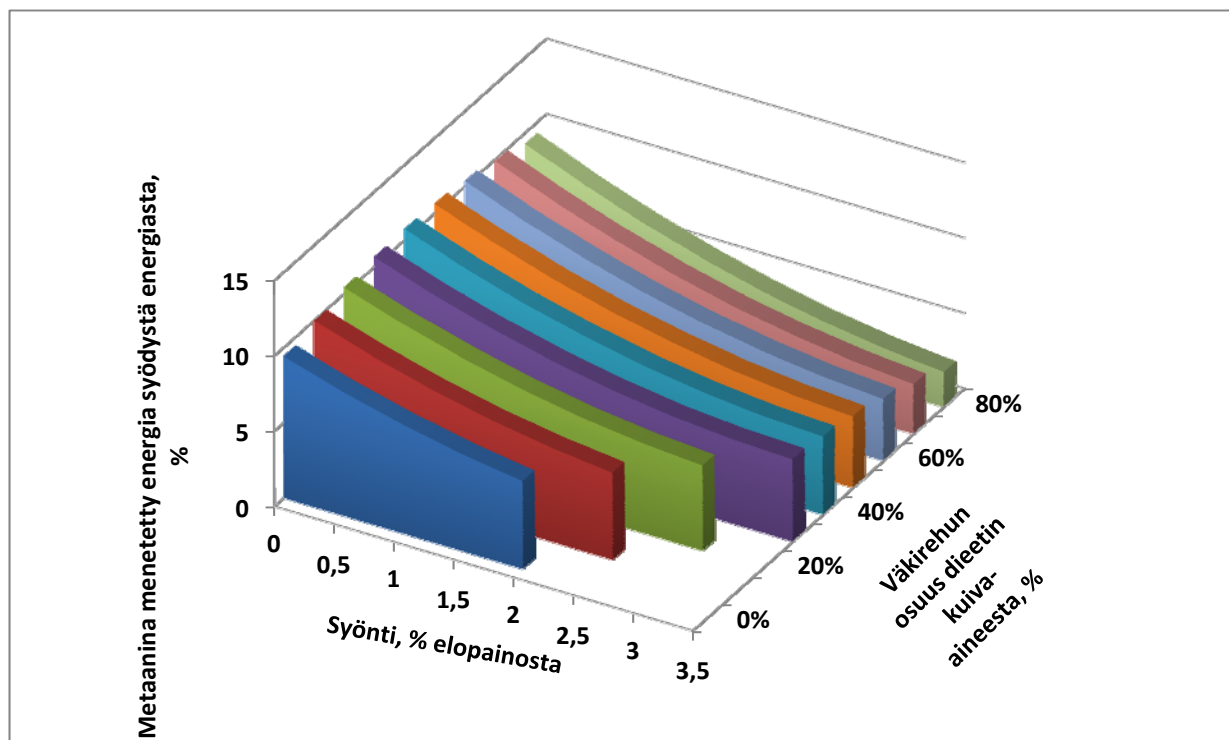
Väkirehuvaltainen loppukasvatusdieetti keskimäärin 170–200 päivää ennen teurastusta on käytetyin rehustusmalli suurissa naudanlihantuottajamaissa. Naudanlihantuotanto perustuu näissä maissa pääsääntöisesti emolehmiä tuottamiseen, jossa vasikat vieroitetaan noin 6–9 kuukauden iässä. Vieroituksen jälkeen eläimet siirtyvät joko suoraan nopeaan loppukasvatukseen tai ns. välikasvatukseen. Välikasvatusvaiheessa käytetään karkearehuvaltaista ruokintaa, jossa karkearehujen osuus on yleensä yli 60 % dieetin kuiva-aineesta. Lisäksi karkearehujen sulavuus on usein heikko. Välikasvatusvaiheen kesto on 90–110 päivää (Phillips 2010). Beauchemin ym. (2011) arvioivat, että väkirehuvaltaista loppukasvatusvaihetta voidaan pidentää 210 päivään. Samalla ns. välikasvatusvaiheen karkearehuvaltainen ruokinta vähenisi keskimäärin 40 päivään. Tuotetun naudanlihan kasvihuonepäästöjen arvioitiin vähenevän tällä kasvatusmallilla keskimäärin 2 %. Vähäisempi ympäristövaikutus muodostuisi pienemmästä metaanintuotannosta ja lyhemmästä kasvatusajasta. Väkirehuvaltainen dieetti tuotti myös 11,3 % vähemmän sentta verrattuna karkearehuhustukseen.

Väkirehussa sulavan orgaanisen aineen määrä on yleensä korkeampi kuin karkearehuissa. Dieetin väkirehumäärä ja syönti vaikuttavat siihen, kuinka paljon märehitjä menettää rehujen energiaa metaanina. Sauvant & Giger-Reverdin (2009) muodostivat metaanina menetetylle energiamäärälle seuraavan yhtälön:

$$\text{Energiaa menetetty, \%} = 10,8 - 2,99 \times 0,40 \times (\text{syönti, \% elopainosta})^2 + 7,23 \times (\text{väkirehu, \%})^2 - 0,98 \times (\text{väkirehu, \%}) \times (\text{syönti, \% elopainosta})$$

Yhtälön perusteella dieetin väkirehuprosentin noustessa ja syönnin kasvaessa metaanina menetetty energiamäärä pienenee (Kuva 11). Oletetaan dieetin väkirehuprosentin olevan 10 ja syönnin vaihtelevan välillä 1–2,5 % eläimen elopainosta. Jos eläimen syönti on yhden prosentin elopainosta, metaanina menetetään syödyistä energiamäärästä 8,7 %. Syönnin ollessa 2,5 %, energian menetys metaanina on 6,2 %. Vastaavasti, jos dieetin väkirehuprosentti nostetaan 50:een, 2,5 prosentin syönnillä elopainosta menetetty energian määrä metaanina on 6,04 %. Syönnin kasvaessa yhden prosenttiyksikön (3,5 % elopainosta) metaanina menetetty energiamäärä laskee (4,96 %). Gerber ym. (2013) arvioivat, että yhtälö antaa epä johdonmukaisia tuloksia hyvin alhaisilla syönneillä sekä korkeilla väkirehuprosenteilla ja suurilla syöntimäärillä. Keskimäärin metaanina menetetyt energiamäärät oletetaan olevan välillä 3–9 %.

Vähäiset muutokset dieetin väkirehumäärässä kohtuullisilla väkirehuprosenteilla eivät vaikuta kovinkaan paljon metaanina menetettyyn energiamäärän ts. metaanintuotantoon (Sauvant & Giger-Reverdin 2009). McGeoughin ym. (2010) tutkimuksessa metaanintuotanto väheni jopa lineaarisesti väkirehumäärän lisääntyessä. Käytetyt väkirehumäärät olivat loppukasvatusrehustuksessa 27–88 % dieetin kuiva-aineesta. Dieetin väkirehumäärän noustessa kuiva-aineen syönti väheni. Korkeimmilla väkirehuprosenteilla eläimet söivät jopa 10 % vähemmän dieetin kuiva-ainetta. Tutkijat arvioivat, että loppukasvatuksessa metaanintuotanto olisi keskimäärin 2,8 g CH₄/kg ka. Tuotettua tuotekilogrammaa kohden metaanintuotanto todennäköisesti vähenee aina, koska väkirehuissa on enemmän sulavaa orgaanista ainesta kuin karkearehuissa (Gerber ym. 2013). Raminin & Huhtasen (2013) mukaan ruokinnan taso suhteessa eläinten tarpeeseen ja dieetin sulavuus ovat ratkaisevimmat tekijät siinä, kuinka paljon rehustuksen energiasta menetetään metaanina. Saman analyysin mukaan märehtijän tuottama metaanin määrä on eniten yhteydessä dieetin syöntimäärään.



Kuva 11. Metaanina menetetty energiamäärä eri väkirehuprosenteilla ja syöntimäärillä (Sauvant & Giger-Reverdin 2009).

Kuten jo aiemmin todettiin, väkirehuissa sulavan orgaanisen aineen osuus on suurempi kuin karkearehuissa. Väkirehujen lisääminen märehtijöiden dieettiin vaikuttaa yleensä positiivisesti tuotantoon, koska sulavan orgaanisen aineen määrä lisääntyy ruuansulatuskanavassa, ravintoaineiden imeytyminen tehostuu ja metaanintuotanto vähenee (Gerber ym. 2013). Väkirehujen ja karkearehun laadulla on selvä yhteys tuotantoon ja ympäristövaikutukseen. Nurmisäilörehun ruokinnallinen laatu heikkenee ja täyttävyys nousee korjuuasteen myöhästyessä. Tällöin tuotanto laskee karkearehun syönnin laskiessa. Heikosti sulavan karkearehun lisäksi rehustuksessa tarvitaan 60 % dieetin kuiva-aineesta väkirehua, jotta tuotanto pysyy kohtuullisella tasolla (Randby ym. 2012). Korkeat dieetin väkirehumäärät kuitenkin heikentävät kuidun sulavuutta (Agle ym. 2010), joka voi heikentää tuotantoa ja lisätä negatiivista ympäristövaikutusta. Kuidun sulavuuden heikentyessä orgaanisen aineen määrä sonnassa voi lisääntyä ja aiheuttaa sonnan varastoinnissa kohonneet metaanipäästöt (Lee ym. 2012).

Väkirehuna käytetty komponentti vaikuttaa ympäristökuormituksen suuruuteen. Yurtsevenin & Ozturkin (2009) tutkimuksen mukaan ohrapitoiset dieetit tuottivat lampailla enemmän metaania kuin maissiin pohjautuvat dieetit. Yksinkertaisimmillaan väkirehun rasva/öljypitoisuus voi vaikuttaa märehtijöillä metaanintuotantoa vähentävästi. Giger-Reverdin & Sauvantin (2000) laajan meta-analyysin perusteella rehuina käytetyt raaka-aineet voidaan jakaa metaanintuotannon osalta neljään eri ryhmään:

- 1) Paljon metaania tuottavat rehukomponentit: metaanina menetetty energiamäärä > 12 % syödystä energiamäärästä: herne ja härkäpapu
- 2) Keskinkertaisesti metaania tuottavat rehukomponentit: metaanina menetetty energiamäärä 10–12 % syödystä energiamäärästä: vehnä, maissi, ohra, hirssi, sokerijuurikas pulppa (sokerijuurikasrehut), soijarouhe/puriste, perunarehut
- 3) Vähän metaania tuottavat rehukomponentit: metaanina menetetty energiamäärä 5–9 % syödystä energiamäärästä: viherrehut, vehnän sivutuotteet, rehujuurikas, kaura, maissisäilörehu, maapähkinärouhe/puriste, nurmisäilörehu, kuivatut heinät, sinimailassäilörehu, olki ja sinimailasheinät.
- 4) Erittäin vähän metaania tuottavat rehukomponentit: metaanina menetetty energian määrä < 4 % syödystä energian määrästä: erilaiset rankit (DDGS)

Tutkimuksen johtopäätöksissä mainittiin, että dieetin ligniinin määrä oli paras arviointiperuste dieetin metaanintuotannon ennustamiseksi. Giger-Reverdin & Sauvantin (2000) mallilla pystyttiin selittämään 90 % metaanintuotannon vaihtelusta, kun malliin lisättiin dieetin sulavan energiamäärä, tärkkelys, raakavalkuainen, NDF ja eetteriuteaineiden määrä:

Metaanina menetetyn energian määrä/syöty energian määrä = $-10,5 + 0,192 \times (\text{sulava orgaaninen aine/syöti}) - 0,0567 \times \text{eetteriuteaineet} + 0,00651 \times \text{tärkkelys} + 0,00647 \times \text{raakavalkuainen} + 0,0111 \times \text{NDF}$ ($R^2 = 0,92$)

Moraesin ym. (2013) meta-analysissä muodostettiin metaanina menetetyn energian mallit eri eläinryhmille seuraavasti:

Maidontuotannossa olevat lehmät:

CH₄ (kokonaisenergiamäärä) = $0,37 (0,37) + 0,0392 (0,0015) \times \text{syöty energiamäärä/päivä} + 0,0189 (0,0077) \times \text{NDF, \%} - 0,156 (0,034) \times \text{eetteriuteaineet, \%} + 0,0014 (0,0003) \times \text{elopaino, kg}$

Ummessa olevat lehmät:

CH₄ (kokonaisenergiamäärä) = $0,45 (0,13) + 0,0503 (0,0014) \times \text{syöty energiamäärä/päivä} + 0,0189 (0,0077) \times \text{NDF, \%} - 0,0556 (0,015) \times \text{eetteriuteaineet, \%} + 0,0014 (0,0003) \times \text{elopaino, kg}$

Hiehot ja lihanaudat:

CH₄ (kokonaisenergiamäärä) = $0,056 (0,122) + 0,0447 (0,0028) \times \text{syöty energiamäärä/päivä} + 0,0039 (0,0018) \times \text{NDF, \%} - 0,033 (0,019) \times \text{eetteriuteaineet, \%} + 0,00141 (0,00014) \times \text{elopaino, kg}$

Erilaisilla malleilla voidaan muodostaa raja-arvoja sille, kuinka paljon märehitjät tuottavat metaania tiettyillä ravintoaineiden saannoilla. Mallit voivat olla hyödyllisiä arvioitaessa eri dieettien ympäristövaikutuksia (Gerber ym. 2013). Väkihiemäärän lisääminen vähentää märehitjän metaanintuotantoa suurimmalla todennäköisyydellä, kun dieetin väkihiemäärä on suurempi kuin 35 % dieetin kuiva-aineesta. Metaanintuotannon vähentymiseen vaikuttaa kuitenkin aina dieetin tuotantovaikutus, kuidun sulavuus, pötsin toiminta, ruokintataso, viljalaji ja viljan prosessointi. Jo pienetkin viljamäärät todennäköisesti lisäävät eläintuotosta. Näin metaanin määrä tuotettua tuotekiloa kohden vähenee, mutta kokonaismetaanin tuotantomäärä kuitenkin pysyy muuttumattomana. Korkeiden väkihiemäärien käyttö naudoilla on kyseenalaista, jos rehustus perustuu sulavuudeltaan hyvälaatuisen karkearehuun (Gerber ym. 2013).

3.1.4 Karkearehun laatu

Märehitjän ruokinnassa metaanintuotantoon vaikuttavat eniten karkearehun laatu ja ennen kaikkea sulavuus. Syöntimäärän lisääntyminen heikosti sulavalla karkearehulla vaikuttaa vain vähän kokonaismetaanin tuotantoon. Paremmiin sulavilla karkearehuilla syöntimäärän lisääntyminen vähentää tuotettua metaanin määrää syötyä rehiemäärää kohden. Suurin vaikutus tapahtuu tuotannon määrän nousun kautta, jolloin ylläpitoenergian määrä suhteessa vähenee (Forbes 2009). Metaanintuotannon yhtä selluloosayksikköä kohden on osoitettu olevan kolme kertaa suurempi kuin hemiselluloosayksikköä kohden (Moe & Tyrrell

1979). Selluloosa ja hemiselluloosa fermentoituvat hitaammin kuin ei-rakenteelliset hiilihydraatit. Tämä johtaa suurempaan metaanintuotantoon (McAllister ym. 1996).

Väkirehun lisääminen nautojen dieettiin lisää tärkkelyksen määrää ja vähentää kuidun syöntiä sekä alentaa pötsin pH:ta. Pötsin olosuhteet suosivat propionihapon tuotantoa etikkahapon sijaan (McAllister & Newbold 2008). Karkearehun laatu, väkirehun määrä, dieetin sulavuus ja syöntimäärä ovat yhteydessä toisiinsa ja vaikuttavat tuotettuun metaanin määrään. Karkearehujen ruokinnallinen laatu vaihtelee paljon märehtijöiden rehustuksessa. Ruokinnalliseen laatuun ja sulavuuteen vaikuttavat mm. kasvilaji- ja lajike, korjuuaste- ja tekniikka sekä säilönnän onnistuminen. Karkearehun sulavuus on merkittävin tekijä, joka parantaa tuotantoa ja vähentää varastoitavan lannan määrää (Gerber ym. 2013).

Syönti on olennainen asia, kun arvioidaan märehtijöiden tuottavuutta, rehuhyötysuhdetta ja ympäristövaikutusta (Gerber ym. 2013). Märehtijöiden syönnin säätelyyn vaikuttavat eläimen ja rehun fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet sekä aineenvaihdunnan lopputuotteet. Fysikaaliset ominaisuudet muodostuvat rehun sulavuudesta ja maittavuudesta, joilla on yhteys pötsin täyteisyyteen. Pötsiaineenvaihdunnan lopputuotteista erityisesti propionihapon muodostuminen vaikuttaa märehtijän syöntiin (Forbes 2009).

Syöntiin vaikuttavia tekijöitä voidaan arvioida seuraavasti (Forbes 2009):

1. Ruokinnan käytännöt
 - Eläinten käsittely, rehujen saatavuus, ruokintakertojen lukumäärä, rehujen säilöntätekniikka
2. Rehu
 - Maittavuus, fysikaaliset ominaisuudet, prosessointi, kemiallinen koostumus, ravintoainesisältö, kasvikoostumus, korjuuaste yms.
3. Eläin
 - Syöntikyky, syöntihalu ja energiantarve

Kasvin solun seinämän ligniini vaikuttaa eniten karkearehun sulavuuteen. Ligniinin määrä kasvaa kasvin vanhetessa. Kasvin pituuden lisääntyessä solukko tarvitsee vahvempaa rakennetta pysyäkseen pystyssä (Kärkönen ym. 2014). Ligniini vähentää yhdessä erilaisten fenolihappojen kanssa soluseinämien polysakkaridien sulavuutta eläimen ruuansulatuskanavassa (Jung & Allen 1995). NDF (neutraalidetergenttikuitu) ja ADF (happodetergenttikuitu) -määrät lisääntyvät kasvin vanhetessa (korjuuasteen myöhästyessä). Kuidun määrä on syöntiä rajoittava tekijä märehtijöiden ruokinnassa (Kärkönen ym. 2014). Dieetin NDF-sisältö vaikuttaa eniten syöntiin ja pötsin täyteisyyteen (Forbes 2009, Kärkönen ym. 2014). Dieetin NDF-pitoisuus on olennaisessa osassa ympäristöpäästöjen minimoimisessa sekä ruokinnan ja tuotannon optimoinnissa (Gerber ym. 2013).

Karkearehujen NDF-pitoisuus ja sulavuus vaihtelevat kasvilajin mukaan. Nurmikasveilla solunseinämien NDF-pitoisuus on suurempi kuin nurmipalkokasveilla ja kokoviljasäilörehulla (Lampinen ym. 2003, McGeough ym. 2010). NDF:n sulavuus on vastaavasti nurmikasveissa parempi kuin nurmipalkokasveissa. Nurmipalkokasvien syönti muodostuu korkeammaksi kuin nurmikasvien (Huhtanen ym. 2007, Forbes 2009). Nurmipalkokasveja sisältävillä karkearehuilla metaanintuotanto voi olla matalampi kuin tavanomaisilla nurmiheinäkasvisäilörehuilla. Yleisesti tämä johtuu nurmipalkokasvien matalammasta NDF-pitoisuudesta, nopeammasta läpimenoajasta ja joissakin tapauksissa myös korkeammasta tanniinipitoisuudesta (Beauchemin ym. 2008).

Raiheinä ja sinimailanen ovat eniten käytetyt säilörehun raaka-aineet Pohjoismaiden ulkopuolella. Raiheinästä ja sinimailasesta voidaan tehdä säilörehua, joka on NDF- ja raakavalkuaispitoisuudeltaan samalaista. Kasvien erilaiset ominaisuudet johtavat siihen, että samalla korjuuasteella tehdyssä rehussa sinimailasrehun ADF-pitoisuus on korkeampi. Sinimailasrehun syönti voi olla jopa 50 % korkeampi kuin raiheinärehun, kun rehua on vapaasti syötössä. Toisaalta sinimailasrehun kuidun sulavuus oli samaiset 50 % heikompi kuin raiheinäsäilörehun. Sinimailasrehun korkeampi syöntimäärä lisäsi tuotantoa, mutta heikensi rehuhyötysuhdetta (Broderick ym. 2002). Jungin & Allenin (1995) mukaan kasvinjalostuksessa tulisi kiinnittää huomiota nurmikasvien NDF-pitoisuuden laskemiseen ja nurmipalkokasvien NDF:n parempaan sulavuuteen. Karkearehujen ominaisuuksia tulee kuitenkin aina arvioida myös dieetin kokonaisuuden kannalta. Karkearehujen laatu vaikuttaa olennaisesti dieetin tuotanto- ja ympäristövaikutukseen. Märehtijällä ravintoaineiden pidäytyminen ja mahdolliset ympäristövaikutteiset päästöt tapahtuvat pötsistä ja sonnasta (Gerber ym. 2013).

Loppukasvatettavien nautojen ruokinnassa optimaalinen nurmisäilörehujen korjuuaste eläintuotoksen näkökulmasta on D-arvon ollessa 680–710 g/kg ka (Huuskonen 2010). Emolehmätuotannossa karkearehun ruokinnallinen laatu tulisi vastata tuotantovaihetta. Näin ympäristöön hukkaantuvat ravintoaineet voivat olla vähäisempiä. D-arvotavoite voidaan karkeasti jakaa kahteen. Ylläpitovaiheessa täyskasvuisten emolehmien karkearehun D-arvotavoite voi olla noin 600 g/kg ka ja maidontuotantovaiheessa 630–650 g/kg ka (Pesonen 2012). Ylläpitovaiheessa karkearehun tulee olla vähemmän sulavaa, jotta läpimenoaika hidastuu. Tämä voi parantaa ravinteiden hyväksikäyttöä (Forbes 2009). Nurmisäilörehun sulavuus voi heikentyä keskikesällä 30–35 g/kg ka viikossa (Keady ym. 2012, Pakarinen 2012). Keady ym. (2012) arvioivat, että 10 g/kg ka lisäys karkearehun sulavan orgaanisen aineen määrässä lisää nettokasvua 28 g/nauta. Korjuu aika tulisi määrittää eläinten ravintoainetarpeen mukaisesti oikeaksi.

Aikainen korjuuaste lisää karkearehujen sulavien hiilihydraattien määrää ja vähentää lignifioituneiden osien osuutta kasvustossa (Kärkönen ym. 2014). Näin ollen rehun kokonaissulavuus nousee (Van Soest 1994), ja metaanintuotanto sulavaa kuiva-ainekilogrammaa kohden vähenee (Tyrrell ym. 1992, Boadi & Wittenberg 2002). Kokonaan karkearehudiesetillä ruokituilla kasvavilla naudoilla metaanina menetetään 5,1–5,9 % syödyistä kokonaisenergian määrästä (Ominski ym. 2006). Kasvavien nautojen energiantarve täyttyy pienemmästä määrästä sulavaa kuin heikosti sulavaa karkearehua. Ympäristövaikutus voi hyvin sulavalla karkearehulla olla noin 5 % matalampi verrattuna korsiintuneeseen ja heikosti sulavaan karkearehuun (Beauchemin ym. 2011).

Sulavaa karkearehua tarvitaan vähemmän saman tuotannon ylläpitämiseen kuin heikosti sulavaa karkearehua. Varsinkin täysikasvuisilla emolehmillä syönti muodostuu pienemmäksi, jolloin myös tuotettu metaanin määrä on pienempi (Gerber ym. 2013). Karkearehun sulavuuden ollessa huono, kuten esimerkiksi emolehmien ylläpitorehustuksessa, metaanina menetetty energian määrä voi olla jopa 10–11 % kokonaisenergian määrästä (Beauchemin ym. 2011). Emolehmien tuotantovaihe voi vaikuttaa metaanin muodostumiseen heikosti sulavilla karkearehuilla. Pinares-Patiño ym. (2003) tarjosivat ylläpitokaudella oleville charolais-emoille neljällä eri korjuuasteella korjattua timoteisäilörehua. Korjuuasteet olivat aikainen kasvunvaihe, tähkiminen, kukkiminen ja korsiintunut (senescence; pystyyn kuollut). Heidän tutkimuksessaan eri korjuuasteilla korjatuilla timoteisäilörehuilla metaanintuotanto oli emolehmillä samanlainen. Nishida ym. (2007) eivät myöskään saaneet eroa metaanintuotannossa, kun rehustuksessa käytettiin eri kasvuasteilla korjattua maissisäilörehua. Kaikki eläimet olivat samassa tuotantovaiheessa. Ympäristön lämpötila todennäköisesti vaikuttaa emolehmien metaanintuotantoon.

Pitkät ajanjaksot kylmässä lisäävät läpimenoaikaa ja vähentävät fermentaatiota (Kennedy & Milligan 1978, Chritopherson & Kennedy 1983). Ulkolämpötilojen ollessa 2,7–13,8 °C astetta emot tuottivat matalan sulavuuden omaavalla karkearehudiesetillä (heinä ja olki 1:1) 26,8 % enemmän metaania kuin samalla diesetillä lämpötiloissa (-11) – (-23,5) °C (Bernier ym. 2012). Heikosti sulavalla, noin 65 g/kg ka raakavalkuaista sisältävällä karkearehuruokinnalla metaanintuotanto väheni 18,5 %, kun raakavalkuaispitoisuus nostettiin 91–137 g/kg ka. Metaanintuotannon pienentämisen kannalta emolehmien dieetin raakavalkuaispitoisuus tulisi olla 80–110 g/kg ka ylläpitokaudella (Bernier ym. 2012). Metaanintuotantoa voidaan yrittää hallita kivennäisruokinnalla, kun käytetään heikosti sulavia karkearehujä. Erityisesti kalsium, fosfori, kupari ja sinkki voivat parantaa sulavuutta ja vähentää metaanin määrää (Gerber ym. 2013).

Karkearehun ruokinnallisen ja säilönnällisen laadun parantaminen lisää syöntiä ja tuotantoa. Tuotannon parantumisen johdosta ympäristövaikutus pienenee. Säilörehujen korjuu ja säilöntä tulisi ympäristön kannalta suorittaa niin, että korjuu- ja säilönnällisiä tappioita muodostuu mahdollisimman vähän. Sulavan orgaanisen aineen menettäminen korjuun tai säilöntätapahtuman yhteydessä johtaa pienempään tuotantoon. Tällöin ympäristövaikutus on suurempi (Gerber ym. 2013). Karkearehun säilönnässä tulisi käyttää säilöntäaineita. Säilöntäaineet ohjaavat karkearehun säilöntätapahtumaa oikeaan suuntaan, jolloin karkearehun ravintoaineet säilyvät paremmin ja tuotantovaste on suurempi (Muck 2012). Muurahaishappoon perustuvia säilöntäaineita voidaan käyttää ns. haasteellisissa korjuuolosuhteissa varmistamaan säilöntäprosessi. Haasteellisia korjuuolosuhteita ovat mm. märkärehu, sateiset korjuuolosuhteet ja raaka-aineen korkea puskurikapasiteetti. Tavanomaisilla raaka-aineilla biologiset säilöntäaineet soveltuvat hyvin normaaleihin korjuuolosuhteisiin (Keady ym. 2012).

Osassa biologisia säilöntäaineita toiminta perustuu maitohappobakteereihin. On joitakin viitteitä siitä, että biologisten säilöntäaineiden maitohappobakteerit selviäisivät pötsissä. Näiden maitohappobakteereiden oletetaan vaikuttavan positiivisesti fermentaatioon tasapainottamalla pH:ta ja vähentämällä happea pötsistä (Weinberg ym. 2003, Hindrichsen ym. 2012). Maitohappobakteeriin pohjautuvat säilöntäaineet ovat vähentäneet säilöntätappiota sinimailas- ja maissisäilörehuilla verrattuna tilanteeseen, jossa säilöntäainetta

ei ole käytetty (Contreras-Govea ym. 2011). *Lactobacillus plantarum* on vähentänyt metaanintuotantoa kahdella erilaisella säilörehulla (Cao ym. 2010, 2011). Weinberg & Muck (1996) eivät pystyneet osoittamaan muutoksia säilöntäprosessissa verrattuna tilanteeseen, jossa säilöntäainetta ei käytetty. Heidän tutkimuksessaan tuotantovaste oli kuitenkin hieman parempi biologisella säilöntäaineella säilötyllä rehulla kuin ilman säilöntäainetta säilötyllä rehulla. Muck ym. (2011) havaitsivat selvän tuotannon lisäyksen sinimaillassäilörehulla, joka oli säilötty *Lactobacillus plantarum* MTD/1-bakteeriympillä. Tuotettu maitomäärä oli korkeampi, typen hyväksikäyttö parempi ja pötsin mikrobisynteesi oli tehokkaampi verrattu ilman säilöntäainetta tehtyyn säilörehuun. Mohammed ym. (2012) löysivät Muckin ym. (2011) kokeessa olleiden lehmien pötsinesteestä suuremmat lukumäärät *Lactobacillus plantarum* -bakteereita verrattuna niihin lehtiin, jotka olivat syöneet tavanomaisesti säilöttyä sinimaillassäilörehua. Tutkijoiden mukaan tämä osoittaa, että tietyt maitohappobakteerit voivat säilyä rehusta ruuansulatuskanavaan (pötsiin).

Karkearehun raaka-aine voi vaikuttaa ruokinnasta muodostuvaan ympäristökuormitukseen. Ympäristövaikutuksen erojen oletetaan johtuvan erilaisesta raaka-aineen kuitupitoisuudesta, syöntimäärästä ja läpimenoajasta. Kuidun määrä lisääntyy kasvuasteen myötä, mikä vähentää syöntiä, lisää läpimenoaikaa ja heikentää sulavuutta (Beauchemin ym. 2009, Archimède ym. 2011). Sulavuuden heikentyessä metaanintuotanto syötyä orgaanisen aineen määrää kohden lisääntyy (Wilson & Mertens 1995, McAllister ym. 1996). Nurmipalkokasvissa kuitupitoisuus ja läpimenoaika ovat pienempiä ja syönti korkeampi kuin nurmikasveissa. Näiden ominaisuuksien on oletettu vaikuttavan pienempään metaanintuotantoon (Coulman ym. 2000, Hess ym. 2011). Erilaiset sekundaariset aineet, kuten kondensoituneet tanniinit, saponiinit ja rasvahapot voivat vaikuttaa, joidenkin nurmipalkokasvien erilaiseen metaanintuotantopotentiaaliin (Meale ym. 2012). Kuitenkin Archimèden ym. (2011) selvityksen mukaan C3 nurmi- ja nurmipalkokasveilla ei ole eroa märehitijöiden metaanintuotannossa. Aikaisemman Hegarty (1999b) arvioi, että nurmikasvustot muodostaisivat enemmän metaania verrattuna nurmipalkokasveihin. Eri kasvien kasvuaste vaikuttaa metaanin tuotantomäärään. Sulavia hiilihydraatteja sisältävä karkearehu lisää propionihapon tuotantoa ja laskee pötsin pH:tä. Metanogeenisten mikrobien toiminta heikkenee, jolloin metaanintuotanto syötyä orgaanista kilogrammaa kohden vähenee (VanKessel & Russell 1996).

Maissisäilörehussa on enemmän tärkkelystä verrattuna nurmisäilörehuun, jos maissi on ehtinyt muodostaa tähkiä ennen rehun korjuuta (Huuskonen ym. 2014b). Maissi- ja nurmisäilörehun yhdistäminen dieetissä voi olla edullista tuotannon ja ympäristön kannalta. Rehuseoksen ravintoainesisältö tasapainottuu ja ravintoaineiden hyödynnys paranee (Doreau ym. 2012). Metaanipäästöt voivat pienentyä 7–10 % syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden, jos nurmi- ja maissisäilörehun suhde vaihdetaan suhteesta 75:25 suhteeseen 25:75. Dieetissä maissisäilörehun suurempi osuus pienensi myös virtsassa eritettyä typen määrää (DEFRA 2010, Doreau ym. 2012). Wattiaux & Karg (2004) osoittivat typen hyväksikäytön paranevan, kun dieetti muodostetaan yhdistämällä maissi- ja sinimaillassäilörehuja. Typen hyväksikäytön parantuessa virtsaan erittyvä typpi vähenee ja lannan typpioksidipäästöt voivat olla pienempiä.

Dewhurstin (2012) tekemän selvityksen mukaan kasvihuonekaasupäästöjen arvioiminen orgaanisilla hapoilla säilötyistä, rajoitetusti fermentoituneista säilörehuista on haastavaa. Yleensä tällaiset säilörehut tuottavat enemmän metaania kuin säilörehut, joissa fermentoituminen on viety loppuun saakka (Cushnahan ym. 1995). Kokonaisuudessaan maissisäilörehupohjaisten dieettien tuotantovaikutus on korkeampi kuin pelkkään nurmisäilörehuun perustuvat rehustukset. Yleensä tuotannon kasvu johtuu suuremmasta syönnistä ja ravintoaineiden saannista (Dewhurst 2012, Keady ym. 2012). Samanlaisen vaikutuksen voidaan olettaa olevan myös apilasäilörehuilla. Apilarehujen syönti on korkeampi kuin nurmisäilörehujen (Keady ym. 2012, Gerber ym. 2013). Suomessa maissisäilörehun vaihtoehtona voisi olla suunnitelmallinen kokoviljasäilörehun hyödynnys nautojen rehustuksessa (Lampinen ym. 2003, McGeough ym. 2010).

Eri karkearehuyhdistelmien ympäristövaikutuksista on hyvin vähän tutkimustietoa. Dewhurst (2012) painottaakin, että lisää tutkimusta eri karkearehujen osalta tulisi tehdä. Varsinkin apilasäilörehujen kokonaisvaikutus tulisi ottaa huomioon. Hiilijalanjälki on pienempi apilaan pohjautuvassa viljelyssä, koska epäorgaanisten typpilannoitteiden käyttö voidaan pitää vähäisempänä. Maissin viljelyllä on kohtuullisen suuri hiilijalanjälki. Maissin viljely vaatii paljon peltopinta-alaa, jonka lannoittaminen tapahtuu epäorgaanisilla lannoitteilla. Epäorgaanisten lannoitteiden käyttö tulisi ottaa huomioon erilaisten säilörehujen ja laitumen perustuvien tuotantomuotojen vertailuissa (Vellinga & Hoving 2011, Van Middelaar ym. 2012).

3.1.5 Ruokinnansuunnittelu, seosrehuruokinta, ”täsmäruokinta” ja ruokinnan ajoittaminen

Nautojen aiheuttamaa ympäristövaikutusta voidaan merkitsevästi pienentää suunnittelemalla eläinten ruokinta vastaamaan ravintoaineiden tarvetta. Eläinten mahdollisimman tarkka ravintoaineiden tarpeen tietäminen, analysoitujen rehujen käyttö ja tuotantopotentiaalin mahdollisimman tarkka käyttö pienentää tuotannon ympäristövaikutusta tuotettua kilogrammaa kohden. Tarpeiden ylittävä valkuaisruokinta lisää ammoniakki- ja typpidioksidi päästöjä. Terveen ja toimivan pötsitoiminnan ylläpito parantaa mikrobisyn- teesiä ja rehuhyötysuhdetta, joilla on ympäristöjalanjälkeä pienentävä vaikutus (Gerber ym. 2013). Var- sinkin kasvavilla eläimillä kasvihuonekaasujen päästöjä tuotettua tuotantokilogrammaa kohden voidaan vähentää ruokinnan intensiteettiä nostamalla (Monteny ym. 2006). Eläinten ravintoaineiden tarve on kui- tenkin olennainen asia ruokintoja suunniteltaessa. Tarpeiden ylittävällä valkuaisruokinnalla ammoniak- kin ja typenoksidien hävikki lannasta huomattavasti. Toisaalta jos eläimet eivät saa riittävästi valkuaisaineita, metaanintuotanto voi lisääntyä, koska rehuannoksen sulavuus heikkenee ja sulamattoman orgaanisen aineen osuus lisääntyy lannassa (Gerber ym. 2013).

Ruokinnan ajoituksella arvioidaan olevan pötsin toimintaa tehostava ja metaanintuotantoa vähentävä vaikutus. Teorian mukaan energian ja valkuaisen saannin oikea-aikaisuus optimoisi pötsin toiminnan ja maksimoisi mikrobivalkuaisen muodostumisen (Hristov & Jouany 2005). Käytännössä tällainen ruokinto- jen järjestäminen on hyvin haasteellista. Ruokinta näyttää aina aiheuttavan metaanintuotantoon lisäyksen oli kysymyksessä yksittäiset rehukomponentit (Muller ym. 1980, Mathers & Walters 1982, Röhrmoser ym. 1983) tai seosrehu (Crompton ym. 2010). Ruokinnan ajoituksella saavutetaan harvoin hyötyä, koska naudat suosivat tuoretta, uutta rehua (DeVries & von Keyserlingk 2005).

Seosrehuruokinnan vaikutuksista märehitijöiden metaanintuotantoon on tutkimustuloksia vähän. Edellä mainitut seikat puoltavat seosrehun hyviä puolia märehitjän pötsin toiminnan tasapainottamisessa ja mah- dollisen matalamman metaanintuotannon muodossa (Gerber ym. 2013). Naudat syövät seosrehua enem- män kuin erillisruokintana tarjottuja vastaavia rehuja, mikä yleensä johtaa korkeampaan tuotokseen (Phil- lips 2010). Kuitenkin joissakin kasvavien nautojen ruokintakokeissa on havaittu seosrehuruokinnan lisää- vän ainoastaan rehun syöntiä eikä vaikutuksia kasvutuloksiin ole havaittu (Petchey & Broadbent 1980, Caplis ym. 2005, Keane ym. 2006). Tällöin seosrehuruokinta on heikentänyt rehuhyötysuhdetta erillis- ruokintaan verrattuna. Toisaalta seosrehuruokinnalla voi olla rehuhyötysuhdetta parantava vaikutus jopa tarjottuna yhdessä laidunruokinnan kanssa (Bargo ym. 2002). Lypsylehmien osalta Yan ym. (1998) esitti- vät, että seosrehuruokinnan tuotannolliset hyödyt tulivat esille nimenomaan silloin kuin karkearehuna käytettiin jotain muuta kuin nurmisäilörehua (esimerkiksi maissisäilörehu).

Valmiin seosrehuannoksen fermentoinnilla on pystytty vähentämään nautojen metaanintuotantoa (Cao ym 2010). Teorian mukaan rehustuksen korkeampi maitohapon osuus muuttaisi maitohapon ja propionihapon tuotannon suhdetta enemmän propionihappovaltaiseksi. Maitohappofermentoidut seosrehut eivät pilaannu yhtä herkästi kuin käsittelemättömät seosrehut, millä voi olla yhteys korkeampaan syöntiin ja parempaan tuotantoon (Nishino & Wang 2012). Erilaisia karkearehuja ja väkirehuja voidaan syöttää eläimille vapaas- ti ns. voileipäpöytämällä (Moya ym. 2014). Tällaisten ruokintajärjestelmien ympäristöllisistä vaikutuk- sista on kuitenkin hyvin vähän tutkimustietoa (Gerber ym. 2013).

3.1.6 Lisäaineet

Lisäaineilla pyritään vaikuttamaan pötsin mikrobipopulaatioon tai niiden metaboliaan. Pötsin ekosysteemi eli mikrobit kykenevät tiettyssä määrin sopeutumaan tiettyihin bioaktiivisiin yhdisteisiin kuten saponiinei- hin (Makkar & Becker 1997). Pötsiekosysteemin adaptoituminen voi olla hyvin lyhytaikaista ja palautua ennalleen pitemmässä tarkastelussa (Wallace ym. 2002). Lisäaineiden tai pötsiekosysteemin mikrobilajis- ton pitkäaikaisia vaikutuksia ei ole tutkittu. Lukuisia tutkimustuloksia on raportoitu vain hyvin lyhyen ajan kestäneistä kokeista, joissa on saavutettu metaanintuotannon vähenemistä. Yleensä tällaisten kokei- den kestoksi suunnitellaan noin pari viikkoa (Titgemeyer 1997). Jos lisäaineet eivät vaikuta dieetin sula- vuuteen ja eläinten energiansaantiin alentavasti, oletusarvona on, että vähentynyt metaanintuotanto lisää eläimelle dieetistä saatavilla olevaa energiaa. Toisin sanoen nauta on tuotannollisesti energiatehokkaampi (Johnson & Johnson 1995, Martin ym. 2010, van Zijderveld ym. 2011).

3.1.6.1 "Metaanituotannon estäjät" (Inhibitors)

Metaanintuotannon estäjät ovat eläimelle rehustuksessa syötettäviä kemikaaleja, jotka vaikuttavat pötsin mikrobistoon. Haasteena on, että pötsimikrobistoon vaikuttavien kemikaalien sivuvaikutuksena on usein heikentynyt syönti, alhaisempi kasvu ja heikentynyt kuidun sulavuus. Pötsimikrobistoon vaikuttavien aineiden tutkimusta on tehty jo hyvin pitkään. Tulokset ovat olleet vaihtelevia. *In vivo*-tutkimuksissa bromikloorimetaani (BCM), 2-bromietaanisulfonaatti (BES) (Immig ym. 1996, Mitsumori ym. 2012), kloroformi (Knight ym. 2011) ja syklodekstriini (Lila ym. 2004) ovat vähentäneet metaanintuotantoa märehtijöillä keskimäärin jopa 50 %.

Johnson ym. (1972) syöttivät härille BCM-tuotetta 1,1 g/100 kg elopainoa/päivä. Heidän tutkimuksessa BCM:llä ei ollut vaikutusta syöntiin, päiväkasvuun tai kuidun sulavuuteen. Välittömästi syötön jälkeen metaania ei muodostunut pötsissä lainkaan. 15 tunnin jälkeen metaania muodostui 50 % vähemmän verrattuna tilanteeseen, jossa tuotetta ei syötetty ollenkaan. Metaanintuotanto kuitenkin palautui normaalille tasolle 24 tunnissa. Tutkijoiden mukaan BCM:n syötön tulee olla siis jatkuvaa, jotta siitä saadaan hyöty metaanintuotannon vähentämiseksi. Tomkinsin ym. (2009) tekemässä tutkimuksessa käytetty BCM-määrä oli vähäisempi. Metaanintuotanto väheni 93 %, kun härille syötettiin BCM-tuotetta 0,3 g/100kg elopainoa/päivä. Metaanintuotanto oli vielä 90 päivää syötön aloittamisen jälkeen 50 % vähäisempi kontrolliruokintaan verrattuna. BCM:n syöttö ei vaikuttanut eläinten syöntiin, päiväkasvuun, rehuhyötysuhteeseen tai ruhon laatuun. Lihasta ei tässä tutkimuksessa löydetty BCM-jäämiä. BCM-tuote tuhoaa otsonikerrosta, joten sen käyttö on kielletty vuonna 2002. Tutkijoiden mukaan samankaltaiset tuotteet voisivat kuitenkin tulla kysymykseen, koska vaikutukset metaanintuotannon estämisessä olivat huomattavia (Tomkins ym. 2009). Johnsonin ym. (1972) ja Tomkinsin ym. (2009) tutkimuksissa härkien rehustus sisälsi väkirehua 75–80 % dieetin kuiva-aineesta.

BCM-tuotteen vaikutuksen pysyvyys on ollut tutkimuksissa vaihtelevaa. Pötsimikrobisto voi todennäköisesti sopeutua BCM:iin ja metaanintuotanto on palautua normaaliksi (Johnson ym. 1972, Immig ym. 1996). Toisaalta vaikutus on näyttänyt säilyvän huomattavan tasaisena pitkänkin ajan (Sawyer ym. 1974, Tomkins ym. 2009, Abecia ym. 2012).

Kloroformi laskee välittömästi ja huomattavasti pötsissä muodostuvaa metaanin määrää. Knightin ym. (2011) tutkimuksessa lehmien metaanintuotanto laski 89 % maissisäilörehuruokinnalla verrattuna kontrolliruokintaan ilman kloroformia. Kloroformin vaikutus säilyi keskimäärin 42 päivää, minkä jälkeen vaikutus alkoi vähitellen heiketä. Metaanin tuotantomäärä nousi 62 % kloroformin syötön aloituksesta. Tutkijat ollettivat, että pötsimikrobit adaptoituivat kloroformiin.

Metaanintuotannon estäjät näyttävät olevan tehokkaita pötsissä tuotetun metaanin määrän vähentämisessä. Pitkäaikaisvaikutuksia ei kuitenkaan tiedetä. Tuotteet ovat lisäksi ongelmallisia niiden sivuvaikutuksien takia (Gerber ym. 2013). BCM tuhoaa otsonikerrosta (Tomkins ym. 2009) ja kloroformi on karsinogeeni (Knight ym. 2011). Tieteellisiä kokeita aineilla voidaan tehdä, mutta tuotannolliseen käyttöön tarvitaan aina viime kädessä kuluttajien hyväksyntä (Gerber ym. 2013).

3.1.6.2 "Elektronien vastaanottajat"

Elektronin vastaanottajien toiminta perustuu normaaleihin pötsimetaboliassa tapahtuviin prosesseihin eli energieettisesti vähemmän energiaa vaativien polkujen suosimiseen. Eniten tätä menetelmää on tutkittu fumaraatin, nitraatin, sulfaattien ja nitroetaanin osalta (Gutierrez-Banuelos ym. 2007, Brown ym. 2011). Naudoilla erilaisten elektronien vastaanottajien avulla on saatu metaanimäärää vähennettyä jopa 50 % (van Zijderveld ym. 2011a, 2011b, Hulshof ym. 2012).

Nitraatit ja nitraattia hyväksikäyttävät bakteerit

Uwituze ym. (2011) tutkivat sulfaattien roolia rikkivedyn (H_2S) muodostumisessa märehtijöillä. Heidän mukaansa nitraatit voisivat olla märehtijän ruokinnassa mahdollinen lisäaine, joka voisi vähentää metaanintuotantoa. Anaerobisessa metaboliassa nitraatin vähentäminen vaatii pienemmän energiamäärän kuin hiilidioksidin vähentäminen (Ungerfeld & Kohn 2006). Jos pötsissä on nitraatteja, vetymolekyylit ohjautuvat nitraattien vähentämiseen, jolloin metaanin muodostuminen vähenee (Allison & Reddy 1984). Hypoteesina on lisäksi se, että nitraatin muuntuminen nitriitiksi ja edelleen ammoniakiksi muodostaisi mahdollisesti vastaanottajan vedylle. Tällöin vetyä olisi pötsimetaboliassa vähemmän metaanin muodostamiseen (van Zijderveld ym. 2011a, 2011b). Toisaalta suurempi nitraattipitoisuus lisää ammoniakkin määrää pötsissä, mikä voi aiheuttaa ongelmia (Leng 2008).

Äkillisesti rehustukseen lisätyt korkeat nitraattipitoisuudet voivat aiheuttaa nitraattimyrkytyksen (*methemoglobinemia*). Nitraattimyrkytyksessä veren hapen kuljetuskyky on rajoittunut, koska nitriitti on hapettanut hemoglobiinin rautamolekyylin (Andrews ym. 2003). Naudat on totutettava nitraattipitoiseen ruokintaan vähitellen, jolloin pötsin mikrobit sopeutuvat korkeampaan nitraattipitoisuuteen ja pystyvät poistamaan ylimääräisen nitraatin (Alaboudi & Jones 1985). Pötsiin muodostuu adaptoitumisen seurauksena nitraattia poistavia mikrobiryhmiä (Allison & Reddy 1984, Leng 2008). Nitraattipitoisen dieetin onnistumiseen vaikuttavat vaihteittainen pötsimikrobien totutus (riittävä adaptoituminen), jotta ne pystyvät tehokkaasti muuntamaan nitraatin ammoniakiksi ja matala rehustuksen valkuaistaso (Leng 2008).

Van Zijderveldin ym. (2011b) tutkimuksessa nitraattilähde, $(5\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O})$, nosti rehustuksen nitraattipitoisuuden 75 %:in dieetin kuiva-aineesta. Kontrollina kokeessa oli urean käyttö rehustuksessa. Kokeen kesto oli 89 päivää. Maissisäilörehupohjaisella ruokinnalla nitraattipitoinen dieetti vähensi lehmien metaanintuotantoa 16 %, eikä laskenut tuotantoa tai dieetin sulavuutta. Nitraatit vähensivät lehmän tuottamaa metaaninmäärää 58 g/päivä, joka on 1,5 kg CO_2 -ekvivalenttia/lehmä. Tutkijoiden pettymykseksi metaanintuotannon vähentyminen ei vaikuttanut tuotannon energiatehokkuuteen, kuten oletettiin. Vetyekvivalenttien siirtyminen ammoniakin tuotantoon vähentää propionihapon muodostumista ratkaisevasti (van Zijderveld ym. 2011b). Tällöin märehtijän tuotantokyky voi laskea (Huhtanen ym. 1998) ja energiahyötyä, joka olisi saavutettavissa pienemmästä metaanintuotannosta, ei saavuteta (van Zijderveld ym. 2011b).

Morgavi ym. (2010) havaitsivat, että *Wollinella succinogenes* ja muut anaerobiset bakteerit käyttävät hengitykseensä nitraattia. Tässä nitraattia hyväksikäytettävässä bakteerin anaerobisessa hengitystapahtumassa pötsissä oleva vedyn määrä pienenee, koska tapahtuma on termodynaamisesti vähemmän energiaa vievä kuin metaanin muodostuminen. Bakteeriryhmän oletetaan käyttävän nitraattihengitykseen nestefaasiin liuennutta vetyä siihen saakka, kunnes kaikki nitraatti on kulutettu. Haasteena on kuitenkin, että *W. succinogenes* bakteerin energieettinen tasapainovakio (Km) vedyn suhteen on 2–4 kertaa korkeampi kuin vedyn suhde metaanin muodostumiseen (Asanuma ym. 1999). Tämä voidaan tulkita niin, että nitraattia tulee olla hyödynnettävissä runsaasti, jotta tasapainovakio kumoutuu. Nesteeseen liuennutta vetyä poistetaan joka tapauksessa metaania muodostavien tai nitraattia hyväksikäyttävien bakteerien toimesta. Onkin oletettavaa, että etikkahapon tuotanto pysyy riittävällä tasolla, vaikka metaanin muodostuminen vähenee (van Zijderveld ym. 2011b).

Nitraatti voidaan tarjota märehtijöille erilaisten nuoluvatien tai -kivien muodossa tai korvata urea/ammoniakkikäsitelty olki nitraattikäsitellyllä oljella (Leng 2008). Luonnonlaitumilla ja/tai heikkotuottoisilla laidunalueilla ympärivuotisesti laiduntaville emolehmille on kehitetty erilaisia energia- ja valkuaispellettejä ja nuolukiviä, jotka sisältävät mm. ureaa, melassia, kivennäisiä, hivenaineita ja vitamiineja. Näiden tuotteiden tarkoitus on parantaa pötsin toimintaa käytettäessä ravintoarvoltaan erittäin heikkoja karkearehujia (Field 2007). Vapaasti tarjottuna eläimet syövät pellettejä hyvin vaihtelevia määriä. Emolehmien keskimääräinen pellettien syönti on yleensä noin 400–500 grammaa päivässä. Yksittäisten eläinten syönti kuitenkin vaihtelee välillä 0–1 650 g/päivä (Cockwill ym. 2000). Vapaa syöttö joudutaan korvaamaan rajoitetulla syötöllä, jos urea korvataan tällaisissa pelleteissä nitraatilla. Näin pyritään ennalta ehkäisemään mahdolliset nitraattimyrkytystapaukset (Leng 2008). Suunniteltaessa parasta mahdollista hyödynnystä, joudutaan ottamaan huomioon myös erilaiset kivennäisparit. Rikki (S) ja rikkivety (H_2S) voivat olla merkittävässä roolissa nitraattia muuntavien bakteerien toiminnassa (Leng 2008). Tällöin joudutaan ottamaan huomioon myös molybdeeni (Mo). Rikki ja molybdeeni toimivat kivennäisparina nautan metaboliassa. Toisen puute tai ylimäärä rajoittaa toisen kykyä toimia elimistössä tarvittavalla tavalla (Suttle 2010). Rikkisulfaatin lisääminen yksistään dieettiin vähensi lampaiden metaanintuotantoa, toisaalta vaikutus lisääntyi, kun samalla lisättiin nitraattia (van Zijderveld ym. 2010). Dieetin korkea rikkipitoisuus voi aiheuttaa ylimääräisen rikkivedyn muodostumisen pötsissä. Ylimääräinen rikkivety altistaa nautan aivojen toimintaan vaikuttavalle tiamiinin puutokselle (*polioencephalomalacia*) (Cammack ym. 2010, Schoonmaker & Beitz 2012).

Rehustuksen kokonaisnitraattipitoisuus tulee ottaa huomioon, jos ylimääräistä nitraattia käytetään rehustuksessa (Leng 2008). Karkearehujen ja laitumen nitraattipitoisuudet vaihtelevat typpilannoituksen mukaan. Jos raiheinäkasvuston raakavalkuaispitoisuus nousee 10 prosenttiyksikköä (130 g/kg ka > 230 g/kg ka) lisääntyneen typpilannoituksen johdosta, kasvuston nitraattipitoisuus voi nousta lineaarisesti 0,035 g/kg ka (Lovett ym. 2004). Rehustuksen nitraattipitoisuuden muutokset vaikuttavat pötsimikrobien toimintaan. Jos eläinten rehustuksen nitraattipitoisuus laskee, adaptaatio tulee aloittaa alusta (Leng 2008).

Nitraattien hyväksikäyttö metaanin määrän vähentämisessä voi olla varteenotettava vaihtoehto varsinkin, jos nautojen dieetti sisältää vähän raakavalkuaista kuten esimerkiksi emolehmien ylläpitokauden rehustus. Pötsimikrobiston toimintaa saadaan tehostettua lisäämällä rehustukseen ureaa. Toisaalta alhainen raakavalkuaispitoisuus voi olla reunaehto siihen, että ylimääräisestä nitraattien syötöstä saadaan haluttu ympäristöhyöty. Dieetin runsas nitraattipitoisuus voi lisätä märehtijän pötsissä tuottamaan typpioksidien määrää (Gerber ym. 2013). Kasparin & Tiedjen (1981) tutkimuksen mukaan 0,3 % dieetin typpimäärästä muuntui typpioksidiksi. Takahashin ym. (1998) mukaan ylimääräisestä dieetin nitraatista aiheutuvasta typpikuormasta osa menetetään joka tapauksessa virtsassa. Tutkijoiden mukaan on kuitenkin epäselvää, kuinka suuresta typenhävikistä on kokonaisuudessaan kyse. Nitraattiruokinnassa on käytännössä otettava huomioon seuraavia asioita: 1) nautojen rehustus sisältää luonnostaan vaihtelevan määrän nitraatteja ja 2) jos tekniikkaa käytetään metaanimäärän vähentämiseksi, dieetin kokonaisnitraattimäärä on laskettava.

Fumaraatti- ja malaattihapot

Fumaraatti ja malaatti ovat orgaanisia happoja. Orgaanisten happojen lisääminen dieettiin on yleensä turvallista, eikä niistä ole haittaa eläinten terveydelle. Periaatteessa nämä hapot voivat vastaanottaa vety-molekyylin. Näin ollen voidaan olettaa, että tuotettu metaanin määrä vähenisi, kun niitä lisätään dieettiin. Tulokset erilaisista orgaanihappolisäyksistä ovat olleet vaihtelevia (Ungerfeld ym. 2007). Fumaraattia on lisätty märehtijöiden rehustukseen 5–10 % dieetin kuiva-aineesta ilman, että lisäys on vaikuttanut tuotantoon tai edes metaanin määrään (Kolver & Aspin 2006, Molano ym. 2008). Toisaalta Woodin ym. (2009) kokeessa pötsisuojuattu fumaraatti (10 % dieetin kuiva-aineesta) vähensi karitsoilla metaanin määrää 76 %. Tässä kokeessa syötetty orgaanisen hapon määrä ei vaikuttanut syöntiin tai päiväkasvuun. Toisaalta taas Foleyn ym. (2009) kokeessa syönti ja tuotos heikkenivät fumaraattilisällä. McCourt ym. (2008) tutkimuksessa fumaraattilisällä ei ollut mitään vaikutusta hiehojen metaanin tuotantoon. Orgaanisten happojen syötön pitkäaikaisvaikutuksia eläinten terveyteen ei ole tutkittu. Raaka-aineen kustannukset voivat myös estää tekniikan käytön tuotanto-olosuhteissa (Gerber ym. 2013).

3.1.6.3 Ionoforit

Ionoforit ovat erittäin lipofiilisiä yhdisteitä, jotka ovat myrkyllisiä monille bakteereille, alkueläimille ja sienille. Ionoforit kuuluvat karboksyylipolyeeteriantibiootteihin. Nämä yhdisteet vähentävät kokkidioosin, puhaltumisen ja asidoosin esiintymistä naudoilla. Yhdisteet vaikuttavat mikrobien kationitasapainoon (Ca^{2+} , K^+ , H^+ , Na^+), jonka johdosta mikrobien aineenvaihdunta hidastuu. Kolmea ionoforia, monensiinia (Rumensin®), lasalosidia (lasalocid) (Bovatec®) ja laidlomysiini propionaattia (laidlomycin propionate) (Cattlyst®) käytetään laajasti pötsifermentaation manipuloimiseen ja rehuhyötysuhteen parantamiseen (Hersom & Thirft 2012). Ionoforeja on lisätty lihanautojen ruokintaan rutiininomaisesti jo vuosikymmeniä lähes kaikkialla paitsi Euroopassa. Maidontuotantoon ionoforit on hyväksytty 2000-luvulla Argentiinassa, Australiassa, Brasiliassa, Kanadassa, Uudessa Seelannissa, Etelä-Afrikassa ja Yhdysvalloissa (Odongo ym. 2007). Ionoforit vähentävät ripsieläinten (ciliate protozoa) lukumäärää pötsissä, mikä vähentää metaanintuotantoa (Guang ym. 2006). Ionoforien on todettu muuttavan pötsimikrobistoa tehokkaammaksi, enemmän propionihappoa ja vähemmän etikkahappoa ja maitohappoa tuottavaksi (Hersom & Thirft 2012). Euroopan Unionin alueella ionoforeja ei saa käyttää johtuen tuotteen antimikrobisesta vaikutuksesta. Kielto perustuu ionoforien mahdolliseen vaikutukseen edistää antibiooteille resistenttien bakteerikantojen syntymistä (Russell & Houlihan 2003). Russellin & Houlihanin (2003) tekemän selvityksen mukaan tähän asiaan ei ole todisteita ja kieltoon ei ole perustetta. Heidän mukaansa 1) ionoforeja ei ole koskaan käytetty ihmislääkinnällisiin tarkoituksiin, 2) ionoforeilla on erilainen vaikutustapa kuin lääkinällisillä antibiooteilla ja 3) bakteerien ionofori-resistenssi syntyy sopeutumisenon kautta, ei bakteerien mutaation tai bakteerigenomin muun muuntelun kautta. Ionofori-resistenssiä esiintyy vain tietyissä bakteereissa tai bakteeriryhmissä (Callaway ym. 2003). Callawayn ym. (2003) mukaan ionoforeja ei voida rinnastaa lääkinällisiin antibiootteihin, koska ionoforit vaikuttavat kaikkiin solukalvoihin yhtäläisesti. Tämä vähentää niiden soveltuvuutta terapeuttiseen käyttöön.

Ionoforit parantavat naudan rehuhyötysuhdetta ja vähentävät tuotettua metaanimäärää. Appuhamy ym. (2013) havaitsivat, että jos kasvaville naudoille syötetään 32 mg monensiinia/kg ka/eläin, niin naudat tuottavat 15–23 grammaa vähemmän metaania/päivä. Ionoforien käytön seurauksena rehuhyötysuhde parani loppukasvatusruokinnassa noin 7,5 % (Goodrich ym. 1984) ja kasvavilla eläimillä laidunruokinnassa 15 % (Potter ym. 1986). Ionoforit vähentävät etikkahapon määrää suhteessa propionihappoon pötsissä korkeaväkirehuuokinnalla. Näin ollen eläimillä on enemmän glukosia saatavilla aineenvaihdunnassaan. Tästä johtuen syötyä rehun kuiva-ainekilogrammaa kohden tuotettu metaanin määrä on pienempi (Ellis ym. 2012).

Ionoforien vaikutuksen teho on yhteydessä niiden syötettyyn määrään, dieettiin, jolla eläimet ovat ja rehun syöntimäärään. Keskinäinen tai positiivinen tuotannollinen ja ympäristöllinen vaikutus saavutetaan suuremmalla todennäköisyydellä silloin, kun naudat ovat väkirehuvallaisella ruokinnalla tai ruokinnalla, jossa on sekä väkirehua että karkearehua (1:1). Jos eläimet ovat laitumella tai pelkällä karkearehurehuruokinnalla, ionoforeista ei ole mainittavaa hyötyä (Gerber ym. 2013). Pitkäaikaisvaikutukset ionoforien käytöstä metaanintuotantoon ovat olleet vaihtelevia. Odongo ym. (2007) raportoivat, että ionoforit laskivat 6 kuukauden pituisessa kokeessa lypsylehmien metaanintuotantoa 30 grammaa päivässä, joka oli 7 % vähemmän verrattuna kontrolliruokintaan. Toisaalta ionoforiresistenssi on mainittu ominaisuus (Calaway ym. 2003, Russell & Houlihan 2003), joka asettaa ionoforien metaania vähentävän pitkäaikaisen vaikutuksen kyseenalaiseksi.

3.1.7 Kasvien bioaktiiviset komponentit

Kasveissa on luonnollisia bioaktiivisia kemiallisia yhdisteitä, jotka vaikuttavat pötsimikrobien toimintaan. Osan näistä aineista pötsin mikrobitoiminta hajottaa. Kasvien sekundaariset aineet vaikuttavat pötsimikrobien aineenvaihduntaan joko suoraan tai välillisesti muuttaen pötsin olosuhteita (Goel & Makkar 2013).

Tanniinit (proantosyanidit) ovat moninainen ryhmä polymeerisiä flavonoideja, jotka muodostavat helposti yhdisteitä hiilihydraattien ja proteiinien kanssa. Märehtijöillä tanniinit suojaavat proteiineja pötsihajoitukselta (Aerts ym. 1999). Tanniinit vähentävät imeytyvien aminohappojen määrää, jos raakavalkuaispitoisuus dieetissä on matala (Waghorn 2008). Waghornin (2008) mukaan korkea tanniinipitoisuus ei vaikuta negatiivisesti syöntiin tai tuotantotuloksiin, jos karkearehun ruokinnallinen laatu on hyvä. Tanniinit voidaan jakaa kahteen eri ryhmään: hydrolysoituvat tanniinit ja kondensoituvat tanniinit (Goel & Makkar 2012). Kondensoituneet tanniinit voivat olla myrkyllisiä metaania muodostaville pötsimikrobeille (Waghorn ym. 2002, Woodward ym. 2004, Carulla ym. 2005, Grainger ym. 2009).

Eläimen ja ympäristön kannalta tanniinipitoisella dieetillä on lukuisia edullisia ominaisuuksia (Gerber ym. 2013):

- 1) vähentää sisäloisia
- 2) vähentää puhaltumista
- 3) vähentää metaanintuotantoa
- 4) vähentää typpioksidipäästöjä
- 5) vähentää typpilannoituksen tarvetta (useat tanniineja sisältävät kasvit ovat nurmipalkokasveja)

Tanniineja voidaan syöttää eläimille joko erilaisina tanniineja sisältävinä tuotteina tai tanniinipitoisten kasvien muodossa (Aerts ym. 1999). Tanniineja on yleisesti monissa trooppisissa kasveissa, joita märehtijät käyttävät ravinnokseen. Pohjoisella pallonpuoliskolla tanniineja sisältävät rehukasvit ovat harvinaisempia. Usein näiden kasvien kasvu- ja sadontuotto-ominaisuudet rajoittavat niiden käyttöä rehukasveina. Tanniineja voidaan eristää ja uuttaa kasveista, jolloin niiden lisäys dieettiin on mahdollista (Beauchemin ym. 2007a, Gerber ym. 2013). Kasvin tanniinin säätelytekijä voidaan siirtää menestyksekkäästi kasvilajin sisällä. Verdier ym. (2013) siirsivät palikkamailasen (*Medicago truncatula*) tanniinin säätelytekijän (MtPAR) sinimailaseen, jolloin sinimailasen versojen tanniinipitoisuus nousi. Tekniikka antaisi mahdollisuuden lisätä paljon käytettyjen rehukasvien tanniinipitoisuutta.

Tanniinien on osoitettu vähentävän sisäloisten määrää märehtijöillä (Terrill ym. 1992, Niezen ym. 1995, 1998a, 1998b). Tanniinien pitoisuudella dieetissä ja kemiallisessa rakenteessa olevien hydroksyyliyhdisteiden (-OH) määrällä on positiivinen vaikutus sisäloisten ennaltaehkäisevyyden tehokkuuteen. Toisin sanoen mitä enemmän dieetissä on tanniineja ja mitä enemmän tanniineissa on hydroksyyliyhdisteitä, sitä vähemmän eläimillä on sisäloisia (Goel & Makkar 2012). Varsinkin luonnonmukaisessa tuotannossa näiden kasvien hyödynnys olisi järkevää (Häring ym. 2008). Tanniineissa olevat hydrolyysiryhmät vähentävät tuotettua metaanin määrää (Goel & Makkar 2012). Hydrolysoituvien tanniinien osalta on otettava huomioon, että hydrolysoituminen tapahtuu pötsissä ja joissain tapauksissa nämä aineenvaihduntatuotteet ovat myrkyllisiä (Lowry ym. 1996, McSweeney ym. 2003). Kondensoituneiden tanniinien vaikutus perustuu enemmän vähentyneeseen kuidun sulavuuteen (Goel & Makkar 2012).

Tanniinipitoinen dieetti on vähentänyt useassa tutkimuksessa märehtijöiden ruuansulatuskanavassa muodostuvaa metaanin määrää jopa 20 % (Woodward ym. 2001, 2004, Sliwinski ym. 2002, Waghorn ym. 2002, Zhou ym. 2011a, Staerfl ym. 2012). Yleensä metaanintuotanto on vähentynyt 13–16 % kuiva-aineen syönnistä laskettuna (Waghorn ym. 2002, Woodward ym. 2004, Carulla ym. 2005, Grainger ym.

2009). Kaikki tutkimukset eivät kuitenkaan ole saaneet aivan yhtä positiivisia vaikutuksia näkyville. Beauchemin ym. (2007a) syöttivät 1,8 % dieetin kuiva-aineesta *Schinopsis quebracho-colorado* -kasvista tiivistettyä uutetta, mutta tanniinit eivät vähentäneet metaanintuotantoa. Jayanegaran ym. (2012) meta-analyysin mukaan dieetin tanniinipitoisuuden noustessa, tuotettu metaanin määrä pienenee, mutta dieetin sulavuus huononee. Heidän mukaansa suurin vaikutus on dieetin valkuaisen sulavuuteen, mutta myös NDF-kuidun sulavuus heikkenee. Valkuaisen sulavuus heikkenee 0,16 % ja NDF-kuidun sulavuus vastaavasti 0,11 %, kun rehuannoksen tanniinipitoisuus nousee gramman kuiva-ainekilogrammaa kohden.

Palkokasvit voidaan jakaa runsaasti ja vähän tanniineja sisältäviin. Suhteessa runsaasti tanniineja sisältäviä palkokasveja ovat mm. härkäpapu (*Vicia faba*) ja keltamaite (*Lotus corniculatus*). Vähän tanniineja sisältäviä palkokasveja ovat vastaavasti apilat. Runsaimmin tanniineja on kuitenkin kasveissa, joiden menestyminen pohjoisissa viljelyolosuhteissa on kyseenalaista. Metaanintuotanto vähenee 15 l/kg sulavaa orgaanista ainetta, kun syötetään runsaasti tanniineja sisältäviä palkokasveja verrattuna vähän tanniineja sisältäviin palkokasveihin (37,2 vs. 52,2 l CH₄/kg sulavaa orgaanista ainetta) (Archimède ym. 2011).

Tanniinit heikentävät dieetin sulavuutta. Typenhävikki virtsassa pienenee. Usein dieetin tyypeä kuitenkin menetetään sonnassa (Waghorn 2008, Patra 2010). Tanniinit vähentävät nurmisäilörehun ei-valkuaisstypen (NPN, non protein nitrogen) määrää (Albrecht & Muck 1991, Broderick & Albrecht 1997, Tabacco ym. 2006, Colombini ym. 2009). Teorian mukaan dieetin tanniinit voisivat parantaa eläinten tuotosta. Tutkimustulokset tanniinien vaikutuksista ovat olleet vaihtelevia. Syynä tulosten vaihtelevuuteen voi olla tanniinien erilaiset ominaisuudet ja määrä dieetissä sekä niiden kyky muodostaa yhdisteitä valkuaisaineiden kanssa (Jayanegara ym. 2009).

Hymes-Fecht ym. (2013) syöttivät lypsylehmille 60 % keltamaitetta, joka sisälsi 8–16 g/kg kondensoituneita tanniineja. Heidän tutkimuksessaan maitotuotos nousi 3–4,5 kg/päivä verrattuna sinimaillassäilörehulla ruokittuihin lypsylehmiin. Lehmien kuiva-aineen syönti oli samanlainen kummallakin dieetillä. Kuidun ja raakavalukuaisen sulavuus oli heikompaa keltamaitediетillä. Toisaalta Broderick ym. (2012) eivät saaneet eroa eri tanniinipitoisuuksia sisältävillä rehuilla. Ylläpitoruokinnalla olevilla eläimillä, esimerkiksi emolehmillä, ylläpitovaiheessa rehumassan sulatusprosessin hidastumisella ei ole tuotannollisesti negatiivisia vaikutuksia. Maidontuotannossa olevan eläimen tilanne voi olla haastavampi. Rehumassan täyttyvyys voi rajoittaa tuotantoa, kun syönti muodostuu matalammaksi (Grainger ym. 2009a).

Viljelytekniikka ja sadontuottopotentiali voivat asettaa haasteen tanniinipitoisten kasvien käytölle. Tanniinipitoiset kasvit eivät yllä samoihin satoihin kuin yleisimmin hyödynnettävät rehukasvit. Tanniineja sisältävät kasvit soveltuvat usein maaperään/alueille, joissa on kasvin viljelyä rajoittavia tekijöitä (Häring ym. 2008, Waghorn 2008). Keltamaite voi menestyä vähäravinteisilla mailla. Toisaalta se soveltuu laiduntamiseen paremmin kuin esimerkiksi apilat, koska sillä ei ole puhalluttavaa ominaisuutta ja sen on todettu ennaltaehkäisevän sisäloisia (Häring ym. 2008). Tanniinia löytyy myös kohtuullisen helposti menestyvistä kasveista, kuten härkäpavusta. Härkäpapua sisältävien säilörehujen tanniinipitoisuuksien ei ole osoitettu vaikuttavan nautojen tuotantoon negatiivisesti (Juutinen 2011). Tosin tanniinipitoisuuden muutoksista itse kasvilla ja säilönnässä tapahtuvasta hävikistä ei ole tutkimustietoa saatavilla, eikä myöskään näiden säilörehujen vaikutuksista metaanintuotantoon.

Esparsetti (Sainfoin; *Onobrychis viciifolia*), keltamaite ja sikuri (*Cichorium intybus*) osoittautuivat varteen otettaviksi rehukasveiksi sveitsiläisessä tuotantoympäristössä (Häring ym. 2008). Kuiva-ainesatoa saatiin nostettua viljeltäessä näitä kasveja seoskasvustoina yhdessä nurminadan (*Festuca pratensis*) kanssa. Tällöin tanniinipitoisuus laimeni. Eri kasvilajiyhdistelmistä korjatut tanniinipitoiset rehut olivat yhtä maittavia kuin raiheinä-apilakasvustot korjattuna joko heinäksi tai säilörehuksi. Esparsettia pidettiin mielenkiintoisena vaihtoehtona rehukasvivalikoimaan. Kasvilla on monta edullista ominaisuutta: korkea satopotentiali, korkea tanniinipitoisuus, hyvä maittavuus ja sisäloisia ennaltaehkäisevä vaikutus (Häring ym. 2008). Tanniinien säilyvyys rehujen säilöntäprosessissa on kyseenalaista. Useassa tutkimuksessa, joissa tanniinipitoisia kasveja on säilötty säilörehuiksi, tanniinipitoisuudet ovat olleet itse rehuissa marginaalisia. Tanniinipitoisuus on ollut 17–40 % alkuperäisestä, kun on verrattu alkuperäisessä kasvilla olevaa tanniinipitoisuutta säilötyssä rehussa olevaan tanniinipitoisuuteen (Oliveira ym. 2009, Torterolo ym. 2012, Zhang ym. 2012).

Goel & Makkar (2012) analysoivat lukuisia tutkimuksia sekä rehujen tanniinien että saponiinien vaikutuksista märehtijöiden metaanintuotantoon. Heidän johtopäätöksensä oli, että negatiiviset vaikutukset pötsin toimintaan ja eläinten tuottavuuteen ovat suuremmat tanniineilla kuin saponiineilla. Metaanintuotanto vähenee kummankin bioaktiivisen aineen johdosta. Halutun vaikutuksen aikaan saamiseksi tanniini-

nien pitoisuuden vaihteluväli on pienempi kuin saponiineilla. Toisin sanoen saponiinit vähentävät metaanintuotantoa jo vähäisinä määrinä, ja suurina määrinä dieetissä niillä ei ole samalla tavalla negatiivisia vaikutuksia tuotantoon tai eläimeen kuin tanniineilla. Tanniinien etuina voidaan pitää bioaktiivisen aineen kykyä muodostaa yhdisteitä valkuaisaineiden kanssa. Jos dieetissä on runsaasti valkuaisa, tanniinin sitoutuminen valkuaisaineisiin pötsissä siirtää valkuaisaineiden sulatusta osittain ohutsuoleen. Ohutsuolisulavan valkuaisen lisääntynyt määrä voi joissain tapauksissa lisätä maidontuotantoa ja/tai kasvua. Ympäristön kannalta etuna on, että virtsaan erittyy vähemmän typpeä. Virtsassa typpi on helposti haihtuvassa muodossa. Typpeä menetetään vähemmän, ja se ei muutu yhtä helposti typenoksideiksi, kun typpi eritetään sonnan mukana (Goel & Makkar 2012). Sontaan erittyvä typpi on kuitenkin herkkä huuhtoutumiselle. Min ym. (2003) ja de Klein & Eckard (2008) mainitsevat sontaan erittyvän sulamattoman yhdisteen, joka oli koostunut kondensoituneesta tanniinista ja valkuaisaineesta. Sonnan yhdiste on hitaasti hajoava ja hidastaa lannan kompostoitumista (Fox ym. 1990, Palm & Sanchez 1991, Somda & Powell 1998, Niezen ym. 2002).

Tanniinien ja saponiinien pitkäaikaisvaikutuksia tuotantoon ei ole juurikaan tutkittu (Goel & Makkar 2012). Goelin & Makkarin (2012) tutkimuksessa metaanintuotanto laski 6–27 %, joko laskettuna kokonaismetaanin tuotannon kautta tai tuotettu metaanimäärä suhteessa syöntiin tai tuotantomäärään. Tanniinin lähteellä ei ollut merkitystä metaanintuotannon vähenemiseen, mutta tanniinit vähensivät lähes poikkeuksetta orgaanisen aineen sulavuutta. Tanniinit voivat vaikuttaa negatiivisesti eläintuotokseen, mikä tulee ottaa huomioon lisättäessä niitä dieettiin (Grainger ym. 2009). Kasvien bioaktiivisista komponenteista tanniineja voidaan kuitenkin pitää kaikista varteenotettavimpana ryhmänä, jos tällä keinolla halutaan vähentää märehitjän metaanintuotantoa. Haasteena voidaan kuitenkin pitää tanniinia sisältävien kasvien viljelyä pohjoisilla leveysasteilla. Usein näiden kasvien kilpailukyky on heikko muihin nurmikasveihin verrattuna (Basarab ym. 2013).

3.1.8 Rasvat ja öljyt

Märehitjän dieetissä olevat rasvat vähentävät pötsissä muodostuvien metaanikaasujen määrää (Grainger & Beauchemin 2011, Moate ym. 2011, Sauvant ym. 2011). Pötsisuojaamattomat rasvat ovat myrkyllisiä metaania muodostaville mikrobeille ja alkueläimille (Martin ym. 2009). Rasva märehitjoiden dieetissä voi lisätä propionihapon tuotantoa tai joissain tapauksissa korvata dieetin hiilihydraatteja, joiden hajotusprosessissa muodostuu metaania (Johnson & Johnson 1995). Janssenin (2010) esittämässä Monodin kasvukinetiikkamallissa arvioidaan, että metanogeeniset bakteerit sopeutuvat pötsinesteen korkeampaan vetypitoisuuteen yrittäen pitää mikrobipopulaation tiheyden samanlaisena. Pötsinesteen vetypitoisuuden vaihtelut voivat liittyä dieetin rasvalisään tai pH:n alenemiseen mm. korkeaväkirehudieeteillä. Oletetaan, että tapahtuma on toinen toistaan lisäävä mekanismi, joten rasvalisä ja matala pH voisivat termodynaamisesti lisätä propionihapon muodostumista ja vähentää metaanin muodostumista. Dieetin rasvalisän on esitetty vähentävän pötsin alkueläinten lukumäärää (Firkins 1996). Rasvaa sisältävä dieetti todennäköisesti rajoittaa märehitmistä ja lisää pötsin happamuutta. Nämä kummatkin vähentävät osaltaan ruuansulatuskanavassa muodostuvaa ja sieltä vapautuvaa metaania. Väkirehuvaltainen ruokinta ja/tai rasvalisäys rehustuksessa voi lisätä dieetin läpimenoaika. Nopeutunut läpimenoaika voi vähentää metaania muodostavien mikrobin lukumäärää pötsissä, koska metaania muodostavat bakteerit ja alkueläimet ovat kiinnittyneet rehupartikkeleiden pintaan. Janssenin (2010) mallin mukaan tämä voi vähentää vedyn muodostumista pötsissä ja näin ollen vähentää muodostuneen metaanin määrää.

Moate ym. (2011) muodostivat dieetin rasvapitoisuuden ja tuotetun metaanin määrän välille seuraavan yhtälön:

$$\text{CH}_4 \text{ (g/kg ka)} = \text{eks} [3,15(\pm 0,052) - 0,0035(\pm 0,00061) \times \text{rasva, g/kg ka}]$$

Rasvat vähentävät ja heikentävät pötsin mikrobistoa, jolloin metaanin muodostuminen jää vähäisemmäksi. Dieetin sisältämä rasva vähentää usein eläinten kokonaissyöntiä. Syönnin väheneminen merkitsee usein rehuhyötysuhteen paranemista (Eugene ym. 2008, Beauchemin ym. 2009, Rabiee ym. 2012). Eugene ym. (2008) analyysissä lypsylehmien metaanintuotanto väheni 9 % ja rehun syönti 6,4 %, kun dieetissä oli rasvalisä. Maidontuotannon määrään vähentynyt syönti ei vaikuttanut. Graingerin & Beauchemin (2011) tutkimuksen mukaan, nautojen rehustuksessa on käytännössä rasvaa noin 8 %. Jos tällaisiin dieetteihin lisätään 10 g/kg ka rasvaa, metaanintuotanto vähenisi naudoilla yhden gramman jokaista syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden ja lampailta vastaavasti 2,6 grammaa.

Rasvan tai öljyn laadulla (eläin- vs. kasvirasva tai tyydyttymättömät vs. tyydyttyneet rasvat) ei ole vaikutusta metaanintuotannon määrään (Palmquist & Jenkins 1980, Nagaraja ym. 1997). Rasvojen tyydyttyneisyysaste kuitenkin vähentää metaanintuotantoa eri tavalla. Lyhyitä ja keskipitkiä rasvahappoja sisältävät rasvat ovat myrkyllisiä metanogeenisille mikrobeille, kun taas pitkäketjuisia rasvahappoja sisältävät rasvat vähentävät syöntiä ja kuidun sulavuutta (Machmüller & Kreuzer 1999, Beauchemin ym. 2008). Beauchemin ym. (2007b) tutkimuksessa vertailtiin eläinrasvaa (talialia) ja kasvirasvaa (auringonkukkaöljyä) naudoilla loppukasvatusvaiheen ruokinnassa. Dieetin rasvapitoisuus oli 3,4 % kuiva-aineessa. Dieetin rasvapitoisuus ei vaikuttanut syöntiin, kuidun sulavuuteen tai päiväkasvuihin. Metaanintuotantoa kummatkin dieetit vähensivät noin 12 %.

Eri koostumuksen omaavat rasvat ja öljyt näyttäisivät vaikuttavan eri tavalla tuotantoon. Rasvojen yhteinen piirre on kuitenkin se, että ne vähentävät vaihtelevan määrän syöntiä. Kookosöljy (tyydyttynyt pitkäketjuinen rasva) on useassa tutkimuksessa vähentänyt merkittävästi syöntiä ja kuidun sulavuutta. Näiden kahden tekijän yhteisvaikutuksena tuotanto on vähentynyt merkitsevästi (Hristov ym. 2009, 2011b, Lee ym. 2011b, Hollmann & Beede 2012). Metaanintuotantoa rasvat ja öljyt ovat yleensä vähentäneet. (Machmüller & Kreuzer 1999, Machmüller 2006, Hristov ym. 2009). Hollman & Beede (2012) kuitenkin totesivat, että useimmat pitkäketjuiset tyydyttyneet rasvahapot aiheuttavat merkittävän syönnin vähene- misen, josta seuraavaa tuotannon aleneminen. Tällaisia rasvahappoja ei voida pitää varteenotettavana eikä suositeltavana vaihtoehtona, vaikka ns. ympäristövaikutus olisikin suosiollinen. Tyydyttymättömät rasvat voivat toimia jopa tuotantoa lisäävästi, jos eläimet ovat korkeatuottoisia ja ruokinnan energiatase on negatiivinen (Chilliard & Ferlay 2004). Loppukasvatuksessa kuidun sulavuus heikkenee, mutta päiväkasvu ja rehunmuuntosuhde voivat parantua (Cliquart ym. 1995). Doreaun ym. (2011a) tutkimuksessa monityydyttymättömät rasvahapot vähensivät tuotettua metaanimäärää eniten verrattuna muihin dieetissä olleisiin rasvahappoihin. Tyydyttymättömien rasvahappojen biohydrogenaatio voi teoriassa toimia ylimääräisten vetymolekyylien vastaanottajana. Czerkawski & Clapperton (1984) esittivät, että 1–2 % vedystä voidaan hyödyntää biohydrogenaatioprosesseissa. Tuotannollisesti tai ympäristöllisesti mainittavia hyötyjä ei saavuteta, jos dieetissä käytetään pötsisuojujattuja rasvoja (Van Zijderveld ym. 2011c).

Pötsimikrobit näyttäisivät ainakin osittain sopeutuvan rasvalisäykseen. Ensimmäisen 2 viikon ajan metaanintuotanto vähenee dieetin rasvalisäyksen (kasvi- ja kalaöljy) ansiosta selvästi, mutta 11 viikon jälkeen vaikutusta ei enää havaita (Woodward ym. 2006). Holter ym. (1992) havaitsivat tilastollisesti merkittävän metaanintuotantotason laskun vielä 16 viikkoa rasvapitoisen dieetin syöttämisen jälkeen. Tuotanto ja syönti jäivät rasvalisällä alhaisemmaksi. Laskettaessa metaanintuotantomäärä tuotettua tuotekilogrammaa kohden tuotettu metaanimäärä on sama (Holter ym. 1992, Woodward ym. 2006). Woodward ym. (2006) esittivät, että metaanintuotanto palautuu samalle tasolle, koska mikrobit tottuvat rasvaan dieetissä. Grainger & Beauchemin (2011) saivat kuuden pitkäkestoisen kokeen analyysissä päinvastaisen tuloksen. Heidän yhteenvetonaan oli, että dieetin rasvalisä vähentää märehitijöiden metaanintuotantoa. Toisaalta mainittiin myös, että tutkimustulokset vaihtelevat. Tutkimusten kestot olivat 6–36 viikkoa. Huomionarvoista on, että suurin osa rasvalisän vaikutuksista mittaavista kokeista on tehty lypsylehmillä. Eugène ym. (2011) tutkimuksessa pellavaöljylisä (500 g/kg ka) charolais-sonnien loppukasvatusvaiheessa vähensi metaanintuotantoa 20 %. Tutkijoiden mukaan suurin metaania vähentävä tekijä oli kuitenkin kokonaissyöntimäärän väheneminen. Rasvalisäys vähentää merkittävästi syöntiä, mikä vaikuttaa negatiivisesti tuotantoon (Martin ym. 2008).

Gerberin ym. (2013) tekemässä meta-analyysissä tuotannossa muodostuneen metaanin määrä oli keskimäärin 19,5 g syötyä kuiva-ainetta kilogrammaa kohden. Öljylisäys vähensi syöntiä keskimäärin 5,6 % ja muodostuvaa metaanin määrää keskimäärin 20 %. Tutkimusryhmän päätelmänä oli, että rasvat ja öljyt voivat olla varteenotettava vaihtoehto metaanintuotannon vähentämiseksi märehitijöillä. Ne kuitenkin vaikuttavat aina myös eläinten syöntiin ja lopulta tuotantoon. Tutkimusryhmän mukaan on kyseenalaista syöttää märehitijöille kasvirasvoja, joiden markkinahinnat ovat korkeita. Toisaalta rasvalisä vähentää muodostuvan maitorasvan osuutta, joka on useassa maassa yksi maidon hinnoitteluperusteista. Kustannustehokkaampana vaihtoehtona on käyttää märehitijöiden rehustukseen kasvirasva- ja biopolttoaineteollisuuden sivutuotteita, joiden rasvapitoisuus on kohtuullisen korkea. Näiden sivutuotteiden etuna on myös kohtuullisen korkea valkuaispitoisuus (Kuva 12), jota voidaan hyödyntää etenkin lypsylehmien rehustuksessa. Rehuntuotannollisena etuna on, että sivutuoteprosessointi lisää valkuais- ja energiatuotantoa hehtaaria kohden (Kuva 12).

sä käytetään tällaisia komponentteja suuria määriä, ne aiheuttavat ympäristöllisen haasteen (Gerber ym. 2013).

3.1.9 Entsyymivalmisteet

Märehtijöiden dieettiin lisättyjen entsyymivalmisteiden tarkoitus on parantaa sulavuutta ja vaikuttaa näin rehuhyötysuhdetta parantavasti. Rehuhyötysuhteen noustessa syötyä rehukilogrammaa kohden muodostuu enemmän lopputuotetta, jolloin metaanintuotanto lopputuoteyksikköä kohti vähenee. Tutkimustulokset kuitenkin vaihtelevat runsaasti. Selvää metaanintuotantoa vähentävää vaikutusta lisätyillä entsyymivalmisteilla ei voida osoittaa (Grainger & Beauchemin 2011).

3.1.10 Mikrobiympit

Märehtijöiden ruokinnassa käytetyimmät mikrobiympit ovat hiivoja. Kaupallisia nimikkeitä ovat mm. elävä hiiva (konsentroitunut elävä hiiva), hiiva tai hiivakasvusto (erikokoisia hiivasoluja, erilaisilla kasvu- alustoilla, yleensä ”tapettu/käsitelty”) ja erilaiset hiivaa sisältävät tuotteet (Fonty & Chaucheyras-Durand 2006). Yleisimmin tutkitut hiivat ovat *Aspergillus oryzae* ja *Saccharomyces cerevisiae*. Joissakin tuotantokokeissa hiivojen on osoitettu lisäävän syöntiä ja maidontuotantoa. Tuotannon lisäyksen on oletettu johtuvan lisääntyneestä mikrobisynteetistä pötsissä (Poppy ym. 2012). Pötsissä hiivojen oletetaan toimivan hapen kuluttajina ja tuovan ylimääräisiä kasvutekijöitä pötsin mikrobeille. Hiivat vaikuttavat positiivisesti erityisesti kuidun sulatukseen (Fonty & Chaucheyras-Durand 2006). Hristovin ym. (2010) tutkimuksessa hiiva ei vaikuttanut metaania tuottaviin mikrobeihin. Hiivaa sisältävä dieetti ei myöskään vaikuttanut metaanintuotantoon pötsissä tai pötsifermentaatioon (pH, alkueläimet, haihtuvat rasvahapot). Hiivaa sisältävällä dieetillä olleiden eläinten sonnasta muodostui kuitenkin pienemmät päästöt, vähemmän ammoniakkia ja metaania. Lampaila *Trichoporon sericeum* -hiiva vähensi metaanintuotantoa 10 % verrattuna dieettiin, jossa ei ollut hiivaa. Toisaalta, kun metaanintuotanto laskettiin syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden, tuloksissa ei havaittu eroa. Dieetissä oli 70 % karkearehua ja 30 % väkirehua (Mwenya ym. 2004). McGinn ym. (2004) eivät vastaavasti saaneet osoitettua, että hiivavalmisteella olisi ollut vaikutusta metaanintuotantoon lihanautojen loppukasvatuksessa. Chungin ym. (2011) tutkimuksessa lypsylehmien metaanintuotanto (g/syöty kg ka) laski 10 % ummessaolokaudella. Oletuksena on, että valittu hiivakanta vaikuttaa olennaisesti lopputulokseen. Hiivojen vaikutus metaanintuotantoon on todennäköisesti epäsuora. Hiivat voivat lisätä tuotantoa, rehuhyötysuhdetta ja parantaa pötsin hyvinvointia mm. tasapainottamalla pH:ta (Gerber ym. 2013).

Mikrobiympeillä voidaan yrittää vaikuttaa pötsin fermentaatioon ja suoliston hyvinvointiin. Maitohappoa hyödyntäviä ja -tuottavia mikrobeita voidaan käyttää rehulisinä. Näiden tuotteiden oletetaan parantavan suoliston hyvinvointia, lisäävän mikrobifloraa, tasapainottavan pH:ta ja parantavan pötsin toimintaa. *Lactobacillus*, *Streptococcus* ja *Propionibacterium spp.* -kantoja sisältävät ympit voivat vaikuttaa positiivisesti nautojen ruuansulatuskanavan terveyteen, millä voi olla eläimen terveyttä edistävä vaikutus. Loppukasvatuksessa ympien syöttö lisäsi päiväkasvua 2,5–5 % ja paransi rehuhyötysuhdetta 2 % verrattuna eläimiin, jotka eivät saaneet ymppeä (Krehbiel ym. 2003). *Megasphaera elsdenii* (tärkein maitohappoa hyödyntävä bakteeri pötsissä) -ympeillä on arvioitu olevan pH:ta tasapainottava ja fermentaatioita edistävä vaikutus (Klieve ym. 2003, Henning ym. 2011). Vyas ym. (2014) lisäsivät kolmea eri propionibakteeriymppeä liharotuisten hiehojen dieettiin. Propionibakteereja sisältävillä dieeteillä olleiden hiehojen rehun syönti muodostui suuremmaksi kuin kontrollidieetillä olleilla hiehojen. Metaanintuotanto oli propioniymppeä saaneilla eläimillä numeerisesti matalampi, tilastollista merkitsevyyttä ei kuitenkaan havaittu. Hiehojen dieetti sisälsi 30 % väkirehua dieetin kuiva-aineesta. Pötsin toimintaan on yritetty vaikuttaa myös lisäämällä dieettiin sientä (*Candida kefyr*) ja maitohappobakteereita nitraattilisän kanssa. Ajatuksena oli vähentää pötsissä muodostuvaa metaanimäärää ja estää nitriitin muodostuminen. Tutkimuksia ei ole tehty elävillä nautoilla (Takahashi 2011).

3.1.11 Pötsimikrobiston vaihto/defaunaatio (defaunation)

Pötsin alkueläimillä ja bakteereilla on samanlainen pötsiekologinen lokero ja yhteys ravintoaineiden saannissa (Finlay ym. 1994). Pötsin mikrobiston vaihtoa onkin pidetty tämän teorian mukaan varteenotettavana vaihtoehtona, kun märehtijöiden metaanintuotantoa halutaan vähentää (Newbold ym. 1995, Hristov & Jouany 2005). Morgavi ym. (2010) laskivat, että pötsimikrobiston defaunaatiolla voitaisiin vähentää metaanintuotantoa noin 10 %. Heidän tuloksissaan oli kuitenkin runsaasti vaihtelua. Defaunaation suuri haaste tulee käytännössä olemaan se, ettei laskentamalleissa ole otettu huomioon alkueläinten vaikutusta kuidun sulatukseen. Pötsin alkueläimet ovat ratkaisevassa asemassa kuidun sulatuksessa. Prosessin

lopputuotteina pötsissä muodostuu etikkahappoa ja metaania. Defaunaatio aiheuttaa sellaisia fermentaatiopolkujen muutoksia, jotka voivat olla epäedullisia halutun ja hallitun lopputuloksen kannalta (Eugène ym. 2004).

Dieetin koostumus vaikuttaa siihen, millainen mikrobipopulaatio pötsissä on. Karkearehuvaltaisessa lop-pukasvatusrehustuksessa metanogeenit ovat aktiivisempia kuin runsaasti tärkkelystä sisältävässä dieetissä. Toisaalta alkueläinten lukumäärä voi olla jopa 65 % suurempi tärkkelysvaltaisella dieetillä verrattuna karkearehuvaltaiseen dieettiin. Metaanin tuotantomäärään erilainen mikrobipopulaatioiden aktiivisuus ei kuitenkaan ole vaikuttanut (Popova ym. 2011). Morgavin ym. (2011) tutkimuksessa alkueläinten puuttu-minen mikrobipopulaatioista ei aukottomasti vähentänyt metaanintuotantoa. Defaunaation jälkeen muu-tokset metanogeenisten bakteerien populaation aktiivisuudessa ja kolonisaatiossa tapahtuivat hitaasti. Muutokset olivat lisäksi epäjohdonmukaisia. Tutkijaryhmä arveli näiden muutosten vaikuttaneen me-taanintuotannon vaihteleviin tuloksiin. Defaunaation haaste on mikrobipopulaatioiden kompensatorinen käyttäytyminen: alkueläinten puuttuminen lisää metanogeenisten bakteerien aktiivisuutta, jolloin me-taanintuotanto pysyy lähtötasolla. Lisäksi metaania tuottavia mikrobeja on viime kädessä hyvin vaikea pitää poissa pötsiympäristöstä. Märehtijät tarvitsisivat toistuvia defaunaatioita (Gerber ym. 2013).

3.1.12 Pötsin alkueläinten ja bakteerien manipulaatio

Mikrobiston manipulaatiolla yritetään vähentää tai heikentää alkueläinten ja/tai lisätä asetogeenisten mik-robien osuutta pötsissä. Märehtijöille on kehitetty rokotteita, jotka vähentävät ei-haluttuja bakteereita, kuten *Streptococcus bovis*, pötsistä. Nämä rokotteet muodostavat vasta-aineen sylkeen, joten pötsiin kulkeutuu vasta-aineita jatkuvasti (Gill ym. 2000, Shu ym. 2001). Samalla periaatteella toimivia rokottei-ta on muodostettu pötsin alkueläimiä vastaan. Tällaiset rokotevalmisteet ovat toimineet kohtuullisesti *in vitro* -olosuhteissa (Wedlock ym. 2010). Käytännössä rokotteilla on saatu muodostumaan vasta-aineita spesifisiä alkueläimiä vastaan (Williams ym. 2009b), mutta tulokset metaanintuotannon vähentämisen suhteen ei ole olleet yhtä positiivisia. Rokotteilla ei ole ollut vaikutusta eläinten (uuhien ja karitsoiden) metaanin tuotantomääriin (Clark ym. 2004, Wright ym. 2004).

Geeniteknologia mahdollistaa tunnistamaan yksittäisiä rakenteita mikrobeista ja muodostamaan anti-geenejä (vasta-aineita) tarkasti kohdennetuille rakenteille. Buddlen ym. (2011) mukaan teknologia antaa mahdollisuuden tunnistaa ja valita sopivat vaihtoehdot toimivien rokotteiden muodostamiseen. Pötsin merkittävimmän metanogeenisen bakteerin, *Methanobrevibacter ruminantium*, genomi (perimä) voi antaa mahdollisuuden metaanintuotannon vähentämiseen (Leahy ym. 2010). Buddle ym. (2011) aukaisivat *M. ruminantiumin* solukalvon geenirakenteen ja muodostivat puhdistettujen valkuaisaineiden avulla anti-geenejä, joilla rokotettiin lampaita. Wedlockin ym. (2010) tutkimuksessa kehitettiin antiseerumi *M. ru-minantiumin* osista. Tulokset olivat kokeissa lupaavia *in vitro* -olosuhteissa.

Mahdollisuutena voidaan pitää myös pötsissä esiintyviä tiettyjä mikrobeja, joiden metabolia poikkeaa tavanomaisesta ja jotka eivät välttämättä menesty pötsin normaaliolosuhteissa. Joblin (1999) tunnistoi bakteerin, joka hyödyntää vetyä ja hiilidioksidia tuottaen lopputuotteena etikkahappoa. Bakteeri ei ole kilpailukykyinen muiden metanogeenisten kanssa pötsin normaaliolosuhteissa. Tällä bakteerilla voi kui-tenkin olla mahdollisuus pötsin ekologiassa, jos pötsin happamuus (vetypitoisuus) kasvaa vähentyneen metaanintuotannon johdosta (La Van ym. 1988).

On joitakin viitteitä siitä, että pötsin mikrobipopulaation rakenteeseen ja toimintaan voidaan vaikuttaa ratkaisevasti jo aikaisessa vaiheessa eläimen elinkaarta. Abecia ym. (2011) käyttivät vuohiuuhien ruokin-nassa tiineyden aikana metaanintuotannon estäjiä. Näiden emojen jälkeläisten metaanintuotanto oli pie-nempi verrattuna niiden kilien metaanintuotantoon, joiden emot eivät olleet saaneet tiineyden aikana me-taanintuotannon estäjiä. Tutkijoiden mukaan kyse voi olla epigeneettisestä säätelystä, jossa tiineyden ajan olosuhteet ovat vaikuttaneet jälkeläisten tuotanto-ominaisuuksiin.

Rokotteet ja immunisaatio tiettyjä mikrobeja kohtaan voivat tulevaisuudessa olla houkutteleva ja käytän-nössä helposti hyödynnettävä vaihtoehto. Rokotteiden eduiksi voidaan lukea se, että ne soveltuvat käytet-täväksi eläinryhmille, joiden päivittäinen ihmiskontakti voi olla vähäinen. Jansenin (2010) malli demonst-roi yhdysvaikutuksen vedyn ja propionihapon muodostumisen sekä metanogeenien kasvun ja aktiivisuu-den välillä. Mallin mukaan olosuhteissa, joissa propionihappoa muodostuu enemmän, metanogeenisten mikrobien aktiivisuus on vähäisempää. Wright & Klieve (2011) korostavat, että tämä vaikutus on tunnis-tettava rokotteiden kehitysprosesseissa. Pötsin mikrobistoon kohdistuvan rokotteen tulee tehota kaikkiin

metaania tuottaviin mikrobeihin ollakseen toimiva. Rokotteilla voidaan todennäköisesti vähentää metaanintuotantoa 5–10 % (Gerber ym. 2013).

3.1.13 Rehujen prosessointi

Rehujen prosessoinnilla pyritään parantamaan rehuarvoa, syöntiä ja eläinten tuottavuutta. Karkearehujen prosessointi voi vaikuttaa epäsuorasti märehitjoiden metaanintuotantoon, koska se voi vaikuttaa sulavuuteen, vähentää viipymääikää ja vähentää energiahävikkiä (mm. hukkaantunut rehu). Karkearehujen käsittelyllä vaikutetaan partikkelikokoon. Yksinkertaisimmillaan siihen käytetään märehitjän hampaita, toisaalta korjatun karkearehun pituutta voidaan lyhentää myös koneellisesti korjuun aikana tai rehun sekoitusvaiheessa (Phillips 2010). Karkearehujen käsittelyllä pyritään lisäämään pinta-alaa, johon mikrobit pystyvät kiinnittymään. Mikrobin hyvä kiinnittyminen karkearehun pintaan luo edellytykset tehokkaalle sulatukselle. Karkearehun partikkelikoon pienentyessä, viipymäaika lyhenee, mikä lisää syöntiä ja sulavuutta (Forbes 2009).

Karkearehun käsittelyssä tulee aina ottaa huomioon mahdollinen hyöty ja käsittelyn aiheuttama kustannus. Nurmi- ja maissisäilörehun korjuussa lyhyempi silpun pituus parantaa säilörehun laatua ja vähentää kuiva-ainetappioita (Johnson ym. 1999). Erityisesti maissisäilörehun osalta lyhyt silpun pituus parantaa tärkkelyksen ja kuidun sulavuutta, mikä lisää tuotantoa, ja on näin kustannustehokas menetelmä (Johnson ym. 1999). Aivan yhtä suurta vaikutusta ei ole nurmeen tai nurmipalkokasveihin perustuvassa karkearehun tuotannossa, jossa korjuuaste määrittää karkearehun sulavuuden (Huhtanen ym. 2010). Nurmisäilörehujen silpun pituus vaikuttaa säilöntätulokseen, mikä voi vaikuttaa rehun syöntiin ja hävikkiin (Kaiser & Blackwood 2009). Hironaka ym. (1996) osoittivat, että pelletöity sinimailasrehu tuotti vähemmän metaania kuin heinäksi korjattu sinimailanen. Pelletöinti on kuitenkin kohtuuttoman kallista ja vaatii runsaasti energiaa. Ympäristölliset hyödyt olivat saavutettavissa ruokinnallisesti. Kokonaisuutta arvioitaessa pelletöinti ei kannata edes ympäristöllisesti.

Viljan prosessoinnista (litistys, jauhaus) on todennäköisesti enemmän hyötyä kuin karkearehun käsittelystä, jos tavoitellaan mahdollisimman pientä ympäristövaikutusta märehitjoihin perustuvassa tuotannossa. Suomessa tyypillisesti käytetyillä ohralla ja kauralla jyvän rakenne suojaa tarkasti ravintoarvoltaan tärkeimmät osat. Tärkkelys- ja valkuaispitoisuus on suojattu kovalla, kuitupitoisella ja heikosti sulavalla kerroksella (pericarp). Viljojen jyvät tulee vähintään litistää, jotta pötsimikrobit ja ruuansulatusentsyymit pystyvät sulattamaan ravintoaineet (Beauchemin ym. 1994). Litistuksen haasteena on, että jyvien kuori ja koko eivät aina ole yhtenäiset, vaan niihin vaikuttavat esimerkiksi lajike, kasvuolosuhteet ja hehtolitrapaino. Käytännössä usein eri hehtolitrapainoisia viljoja sekoitetaan keskenään, jotta saadaan keskimäärin parempi tuote. Jyvän kuoren tasalaatuisuus menetetään sekoittaessa eri viljaeriä keskenään. Tämä voi hankaloittaa viljan käyttöä ja mahdollisimman korkeaa hyödynnystä.

Beaucheminin & Roden (1999) tekemän kartoituksen mukaan Kanadan tiheimmällä loppukasvatusalueella, Albertassa, 25 % sontanäytteitä sisälsi sulamattomia ohran jyviä. Tutkijoiden mukaan huomattava määrä rehun energiasta oli menetetty suoraan sontoon, jolloin se rasittaa ympäristöä. Yang ym. (2012) esittivät ratkaisuksi ns. tarkkuuslitistystä, jossa valssit säädetään litistettävän ohraeran kuoren mukaan. Tarkkuuslitistetty ohra lisäsi syöntiä ja sulavuutta. Lopputuloksena eläinten päiväkasvu nousi ja rehun hyväksikäyttö parani verrattuna tavanomaisella prosessilla litistettyyn ohraan (5,8 kg vs. 6,3 kg rehua/kasvukilogramma). Tutkijaryhmän arvio oli, että tarkkuuslitistetyllä ohralla eläinten kasvatusaika lyhenisi 25 päivää. Tämä vähentäisi rehunkulutusta 163 kg/kasvatettava eläin. Lyhemmän kasvatusajan ja pienemmän rehunkulutuksen kautta metaanintuotannon vähentyminen ja ympäristövaikutuksen pienentyminen on merkittävä. Tarkkuuslitistetyssä viljan käytössä on kuitenkin otettava huomioon viljan käyttömäärä. Kanadalaisessa esimerkkitapauksessa loppukasvatuksen väkirehuprosentti on huomattavan korkea, yleensä noin 75–80 % dieetin kuiva-aineesta. Pienemmällä käyttömäärällä tulokset eivät todennäköisesti ole näin merkittäviä. Yang ym. (2012) totesivatkin, ettei maidontuotannossa pienemmällä viljalisällä ei saatu minkäänlaista hyötyä tarkkuuslitistyksestä. Suomessa käytetään tyypillisesti selvästi alle 70 %:n väkirehutasoja lihanautojen ruokinnassa. Tällöin karkea jauhaaminen tai litistys on viljalle riittävä prosessointimenetelmä (Huhtanen 1998). Pidemmälle vietyjen prosessointien (expander, pelletöinti, paahtaminen ym.) ei voi märehitjoilla olettaa parantavan rehun sulavuutta edes teoriassa, sillä viljan tärkkelys ja muut solun sisällysaineet ovat jo ilman prosessointia täysin sulavia märehitjoilla. Sulamatonta kuitua ei puolestaan saada sulavaksi edellä mainituilla prosesseilla (Huhtanen 1998).

Maissi on käytetyin väkirehu kaikissa suurissa naudanlihantuottajamaissa. Maissin lukuisat erilaiset käsittelymenetelmät parantavat tärkkelyksen hyödyntymistä ja sulatusta. Käsittelyn ja sulavuuden välinen

korrelaatio ei aina ole tosin lineaarinen (Svihus ym. 2005). Hales ym. (2012b) vertasivat litistettyä maisia ja höyrykäsitteltyä maisia härkien loppukasvatuseruokinnassa. Höyrykäsittelyllä maissin sulavuus parani ja metaanintuotanto väheni 17 % verrattuna litistettyyn maissiin.

3.1.14 Laiduntaminen

Maapallon maapinnasta noin 20 % on nurmella. Suurin osaa tästä nurmialasta käytetään laitumena, jota märehitjät laiduntavat. Laidunnuksessa korkean eläintiheyden on osoitettu lisäävän laidunnuksesta aiheutuvaa ympäristöjalanjälkeä (Oenema ym. 1997, Wolf ym. 2010). Laidunnusjärjestelyt vaikuttavat ympäristöjalanjäljen muodostumiseen nautoja laidunnettaessa. Laidunnurmen hoito ja laiduntekniikat ovat olennaisessa osassa nurmen hyödyntämisessä ja päästöjen muodostumisessa. Pohjoisilla leveyspiireillä kesän kasvukausi on lyhyt ja nopearytminen. Tämä aiheuttaa erityisjärjestelyitä laidunkasvuston hallitsemiseen ja oikean laidunnustekniikan valitsemiseen.

Laitumien hyvällä hoidolla ja tehokkaalla laidunnustekniikalla voidaan eläintiheyttä laidunlohkoilla nostaa. Kasvu ja tuotanto ovat parempia, kun eläimille voidaan tarjota nuorella kasvuasteella olevaa nurmea jatkuvasti. Metaanintuotanto voi tällöin vähentyä jopa 22 % perinteiseen laajaperäiseen laidunnustekniikkaan verrattuna (DeRamus ym. 2003). Tulokset ovat kuitenkin olleet vaihtelevia. Pinarens-Patiñon ym. (2007) tutkimuksessa edellistä mainittua koetta vastaavilla laidunjärjestelyillä ei ollut vaikutusta metaanintuotantoon.

Laidunkasvustojen kasvilajikoostumuksen oletetaan vaikuttavan tuotannon ympäristökuormaan. Tulokset ovat kuitenkin olleet vaihtelevia. McCaughey ym. (1999) tutkimuksessa maidontuotannossa olevilla emolehmillä sinimailaspitoinen laidun tuotti 25 % vähemmän metaania verrattuna samalla kasvuasteella olleeseen nurmikasvustoon. Metaanintuotanto sinimailaskasvustosta oli 7,1 % ja nurmikasvustosta 9,5 % syödyistä energian määrästä. Sinimailasta sisältävässä kasvustossa oli 78 % sinimailasta ja 22 % nurmea. Emot söivät sinimailasta sisältävää kasvustoa keskimäärin 11,4 kg ka/päivä ja nurmikasvustoa 9,7 kg ka/päivä. Chaves ym. (2006) laidunsivat hiehoja nurmi- ja sinimailaskasvustossa. Hiehojen metaanintuotanto oli nurmikasvustossa 6,9 % ja sinimailaskasvustossa 9,6 % syödyistä energian määrästä. Tämän arveltiin johtuvan sinimailasen myöhäisemmästä korjuuasteesta (enemmän korsiintunutta kasvustoa). Hiilidioksidipäästöt eivät eronneet koekäsittelyiden välillä.

Nurmipalkokasvien määrän on oletettu selittävän eroja laiduntavien eläinten metaanin tuotantomäärässä. Valko-apilalaitumilla laiduntaneet lampaat tuottivat 25 % vähemmän metaania verrattuna muihin nurmipalkokasveilla laiduntaneisiin lampaisiin ja 43 % vähemmän verrattuna raiheinäkasvustoilla laiduntaneisiin lampaisiin (Waghorn ym. 2002). Valkoapilan lisääminen raiheinäkasvustoon lisäsi syöntiä lineaarisesti ja vähensi metaanintuotantoa maidontuotannossa (Lee ym. 2004). Nurmipalkokasvikasvustojen suuremman syönnin on vastaavasti lisäävä tuotantoa, jotta positiivinen ympäristövaikutus saadaan aikaiseksi. Jos suuremmasta syönnistä ei seuraa korkeampaa tuotosta, ei ravintoarvoltaan samanlaisten karkearehujen välillä ole eroa metaanintuotannossa (Hammond ym. 2011). Gerber ym. (2013) mainitsevat, että nurmipalkokasveilla voi olla tuotantoa parantava vaikutus. Kasvihuonekaasupäästöt olisivat näin epäsuorasti matalammat, jos laidunkasvustoissa käytetään nurmipalkokasveja. Haasteeksi voi muodostua nurmipalkokasvien heikko pysyvyys laitumissa (Dewhurst ym. 2009, Clark ym. 2011).

Kasvien erilaiset bioaktiiviset yhdisteet ja kemiallinen koostumus voivat vaikuttaa laidunnuksen ympäristöpäästöihin. Tanniineja ja saponiineja sisältävät kasvit vaikuttavat pötsin metanogeneenisiiin mikrobeihin (Beauchemin ym. 2008, 2009). Haasteeksi voi kuitenkin nousta se, että useat tanniinia sisältävät kasvit ovat heikkoja kilpailijoita nurmikasvien kanssa. Näiden kasvien itävyys ja talvenkestävyys ovat myös heikkoja (Abberton ym. 2007). Sikurin (*Cichorium intybus*) ja sullakasvin (*Hedysarum coronarium*) lisäämistä laidunkasvustoihin pidetään mahdollisena keinona hillitä laidunkasvuston aiheuttamia ympäristöpäästöjä (Ramirez-Restrepo & Barry 2005).

Naudanlihantuotannossa laidunnusta laajasti hyödyntävissä maissa paljon sokeria sisältävät raiheinälajikkeet ovat herättäneet keskustelua. Näitä lajikkeita pidetään mahdollisena vaihtoehtona pienentää märehitjien ympäristövaikutusta. ”High-sugar grasses” (HSG) ovat monivuotisia diploideja raiheinälajikkeita, joissa vesiliukoisten hiilihydraattien määrä on korkeampi kuin tavanomaisissa lajikkeissa. HSG-lajikkeiden sanotaan parantavan tuotantoa ja vähentävän tyyden hävikkiä (Parsons ym. 2011). Lampaiden ja nautojen on osoitettu suosivan iltapäivällä korjattua kasvustoa verrattuna aamupäivällä korjattuun kasvustoon (Burritt ym. 2005, Shewmaker ym. 2006). Syönti muodostui korkeammaksi runsaasti sokeria sisältävissä raiheinäkasvustoissa verrattuna perinteisiin raiheinäkasvustoihin. Kasvustot olivat sulavuudel-

taan samanlaisia (Moorby ym. 2006). Toisaalta O’Kiely ym. (2006) eivät saaneet eroa loppukasvatusvaiheen härkien laidunnuksessa, vaikka kasvustojen sisältämä veteen liukenevien hiilihydraattien määrä vaihteli 12 g/kg ka.

Runsaasti sokeria sisältävien kasvustojen oletetaan vähentävän märehitijöiden metaanintuotantoa. DEFRA:n (2010) selvityksen mukaan runsaasti sokeria sisältävät kasvustot vähensivät metaanintuotantoa karitsoilla 20–25 %, kun metaanintuotanto laskettiin joko päiväkasvua tai syöntiä kohden. Karitsoiden päiväkasvu oli 30 % korkeampi runsaasti sokereita sisältäviä kasvustoja laidunnettaessa verrattuna perinteisiin raiheinäkasvustoihin. Tutkijoiden johtopäätöksenä oli, että runsaasti sokereita sisältävät raiheinät voivat lisätä mikrobien lukumäärää pötsissä ja näin lisätä eläimen mikrobivalkuaisen saantia. Toisaalta kasvanut mikrobien lukumäärä voi ohjata vetyä enemmän mikrobisoluihin, jolloin vetyä olisi vähemmän metaanintuotantoon (DEFRA 2010).

Ellis ym. (2012b) saivat päinvastaisen tuloksen. Heidän tutkimuksessaan runsaasti sokeria sisältävien kasvustojen syöttö lisäsi metaanintuotantoa. Metaanintuotannon lisäyksen määrään vaikutti se, mitä ravintoainetta runsas hiilihydraattimäärä dieetissä korvasi. Jos hiilihydraatit korvasivat raakavalkuaista, metaanintuotanto kasvoi. Toisaalta, jos ne korvasivat kuitua, metaanintuotanto laski. Hiilihydraattien korvauksessa kumpaakin raaka-ainetta, metaanintuotanto kasvoi. Runsaasti sokeria sisältävien kasvustojen syöttö on vähentänyt typen erityistä virtsausta. On myös esitetty, että tällaisen nurmikasvuston syöttö vähentäisi sonnan ammoniakkin ja typenoksidien määrää (Parsons ym. 2011). Miller ym. (2001) raportoivat typen erityksen vähentyneen jopa 29 % sokereita sisältävän kasvuston syötöllä verrattuna perinteiseen raiheinäkasvustoon. Tutkimuksellisenä haasteena voi olla riittävien näyttöjen todentaminen. Tuloksia ovat tähän asti esittäneet vain kaupalliset kasvinjalostajat. Samansuuntaista ajatusta hyödynnetään ns. paljon fruktaaneja sisältävien tai hyvin sulavien nurmikasvien laidunnuksessa (Parsons ym. 2011).

Myöhäisellä kasvuasteella olevien kasvustojen laiduntaminen tuottaa huomattavan paljon metaania märehitijöiden ruuansulatuskanavasta. Kasvuston eri korjuuasteilla tehdyt tutkimukset ovat kuitenkin antaneet vaihtelevia tuloksia. Hartin ym. (2009) tutkimuksessa syötettiin joko erittäin sulavaa tai korsiintunutta kasvustoa. Metaanintuotannossa ei ollut eroa, kun metaanintuotanto laskettiin suhteessa syötyyn kuiva-aineeseen. Toisaalta Hegarty (1999a) tutkimuksessa metaanintuotanto oli jopa 45 % matalampi aikaisella kasvuasteella syötetyssä nurmessa verrattuna korsiintuneenpiin kasvustoihin. Kulottuneiden laidunalueiden kaskeaminen voi parantaa laiduntavien eläinten ravintoaineiden saantia ja vähentää mm. tuotettua metaanimäärää (Phillips 2010). Laidunnusjärjestelyiden tehostaminen voi parantaa jälkeläisten kasvua, mikä lyhentää kasvatusaikaa.

Emolehmätuotannon ympäristövaikutuksen pieneminen johtuu osittain jälkeläisten paremmista kasvu-tuloksista (Beauchemin ym. 2011). Laidunkasvuston hyödynnystä voidaan parantaa lisäämällä eläinten energian saantia. Pötsimikrobien lisääntynyt energian saanti parantaa typen hyödynnystä, mikä lisää pötsin mikrobisynteesiä (Hoover & Stokes 1991, Howard ym. 2007). Laidunnusjärjestelyiden tehostaminen siten, että sulavaa kasvustoa on tarjolla ja väkirehujen osittainen lisääminen emojen rehustukseen parantaa tuotantoa (mm. hedelmällisyysominaisuudet ja tiinehtyvyys) ja vähentää kasvihuonekaasujen päästöjä (Beauchemin ym. 2011). Korkea eläintiheys laidunalueilla aiheuttaa kasvipeitteen kulumista ja ääritapauksissa maa-aineksen hävikkiä (Phillips 2010). Alueet juomapisteiden ja lisäruokintapaikkojen kohdilla ylikuormittuvat usein helposti. Tallausvauriot ja kasvipeitteen kulumisen voivat olla huomattavia. Kasvipeitteen puuttuessa ravinteiden valumat ja eroosio lisääntyvät, varsinkin lohkoilla tai alueilla, joissa korkeuserot ovat suuria. Laiduntavien eläinten lukumääräin lisääminen 10 prosentilla voi tietyllä loholla lisätä maa-aineksen hävikkiä 500 kilogrammasta 2000 kg/ha eroosioherkillä alueilla (Phillips 2010).

Monissa laidunnukseen perustuvissa tuotantotavoissa paras ympäristöllinen hyöty saavutetaan yhdistelemällä monia hyväksi todettuja toimintatapoja. Gerber ym. (2013) ehdottaa Etelä-Amerikan laajoille emolehmätuotannon alueille seuraavaa:

- 1) Laidunten tuottavuuden parantaminen alueelle paremmin soveltuvilla ja kestävillä nurmi- ja nurmipalkokasvilajikkeilla
- 2) Suunnitelmallinen väkirehujen käyttö (talvikausi: heikko karkearehu ja vasikoiden kasvun turvaaminen)
- 3) Veden parempi saatavuus
- 4) Vähemmän kävelymatkaa vesipisteille
- 5) Kiertolaidunnus
- 6) Puiden istuttaminen laidunalueille eläinten suojaksi ilmasto-olosuhteita vastaan

- 7) Eläinten terveyden parantaminen, ennalta ehkäisevä terveydenhuolto
- 8) Eläinten hedelmällisyyden parantaminen, ns. tuottamattoman tyhjäkauden lyhentäminen

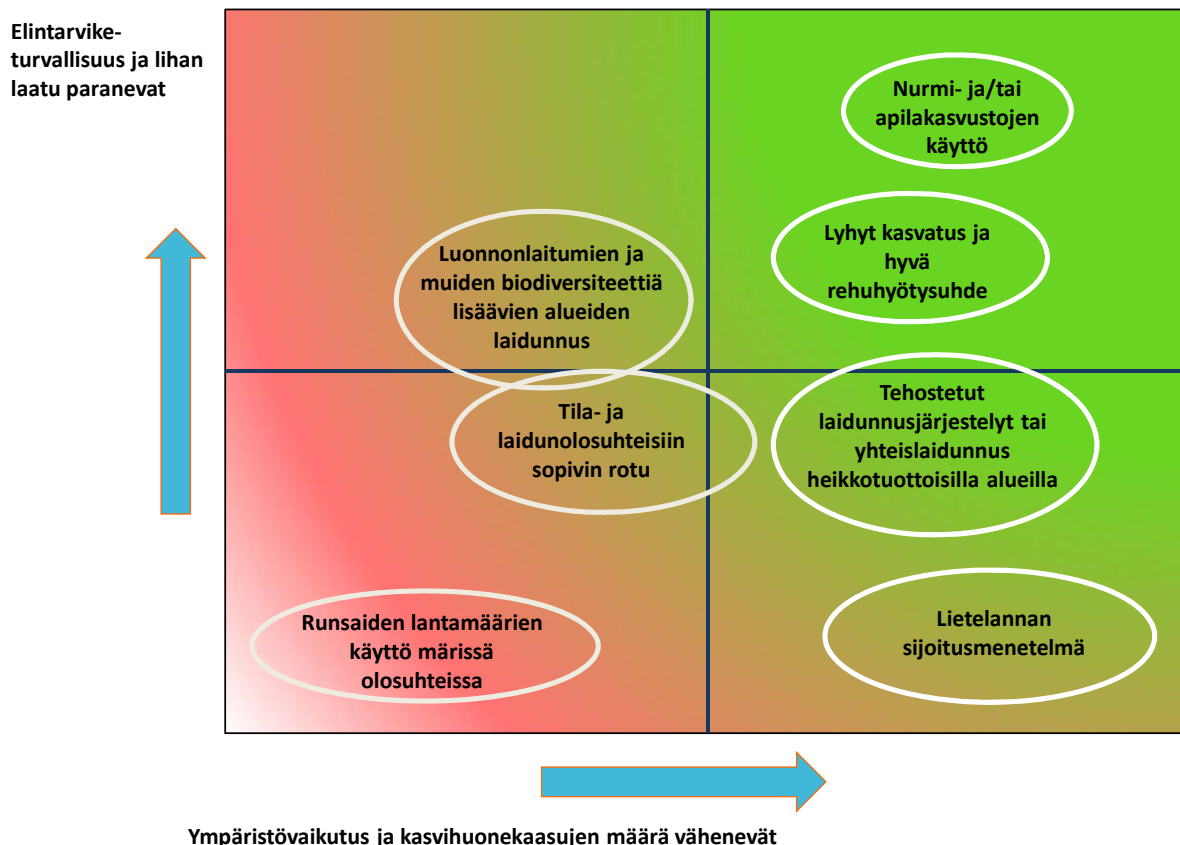
Suomessa emolehmätuotannon ympäristö on hyvin erilainen verrattuna Etelä-Amerikkaan. Yllä olevassa listassa on kuitenkin kohtia, jotka soveltuvat myös suomalaisen emolehmätuotannon ja erityisesti laiduntamisen ympäristöjäljen pienentämiseen. Laiduntamisen tuottavuutta voidaan parantaa lisäämällä täydennyskylvöä, käyttämällä enemmän nurmipalkokasveja ja laidunnukseen soveltuvia lajikkeita sekä valitsemalla sopiva laidunnusstrategia. Heikkoja karkearehjuja voidaan täydentää tarvittaessa soveltuvilla karkearehuilla. Toisaalta käytännöllisin tapa olisi valita emolehmäkarjan rotu niin, että se soveltuu tilalla tuotettuihin rehuihin ja olosuhteisiin. Umstatter ym. (2009) arvioivat kolmen rotutyypin (charolais, luing ja angus × limousin) laidunnuskäyttäytymistä skotlantilaisessa vuorilaidunnusympäristössä. Kaikki emolehmät ja vasikat päästettiin samalle laajalle laidunalueelle. Luing ja angus × limousin emo- ja vasikkaparit laidunsivat hieman korkeammalla vuoren rinteillä ja heikommassa kasvustossa. Charolais-emot ja vasikat laidunsivat matalammalla ja sulavampia kasveja. Tutkijoiden mukaan emojen rotutyypillinen erilainen laidunnuskäyttäytyminen johtaa erilaiseen ympäristövaikutukseen (Kuva 13). Samansuuntaisen tuloksen saivat puhdasrotuisilla ja risteytseläimillä (Dumont ym. 2009). Toisaalta Farruggia ym. (2006) havaitsivat, että tuotantovaihe vaikuttaa olennaisesti laiduntamiseen. Ummessaolevat syyspoikivat emot olivat vähemmän valikoivia kuin imetyskaudella olevat emot. Emot, jotka pystyvät valitsemaan sulavimmat kasvit, tuottivat myös eniten maitoa. Tutkimusryhmän johtopäätös oli, että tuotantovaihe tulisi ottaa huomioon laidunalueita valittaessa. Syyspoikivat emot soveltuvat parhaiten matalatuottoisille alueille. Eläinten terveyden ja hedelmällisyyden mahdollisimman hyvä taso on tavoiteltavaa. Helpoin tapa hallita emolehmien hedelmällisyyttä on kuntoluokan ja ravintoainetarpeen yhdistäminen (Manninen 2007).

Laiduntavien eläinten rotutyypilliset ominaisuudet tai eri lajien/rotujen yhteislaidunnus vaikuttavat siihen, miten laidunalue hyödynnetään. Ns. kestävät, vaatimattomammat rotutyypit laiduntavat lukumääräisesti enemmän kasveja ja niiden laidunnusjälki ei ole yhtä tarkkaa (Dawson ym. 2011). Vähätuottoisten alueiden biomassan tuotto voi ylläpitää keskikertaista tuotantoa, mutta ympäristöjälki on tuotettua lihakilogrammaa kohden suurempi kuin intensiivisessä tuotannossa. Tuottavuutta voidaan parantaa näissäkin olosuhteissa suunnitelmallisella rotujen risteytyksellä (Fraser ym. 2009). Toisaalta laajaperäisessä, karkearehuihin perustuvassa tuotannossa on ihmisravitsemuksellisia etuja (Scollan ym. 2006). Laiduntamisen ympäristövaikutuksen minimoimiseksi eläintiheys tulisi pitää kasvuston ja pinta-alan suhteessa riittävän matalana. Toisaalta eläinten tuotantovaihe tulisi ottaa mahdollisimman tarkasti huomioon erilaisten kasvustojen laidunnusjärjestelyitä suunniteltaessa (Gerber ym. 2013).

Kasvihuonekaasuja ja ympäristöjälkeä voidaan laidunnuksessa pienentää (Dawson ym. 2011):

- 1) Käyttämällä korkeatuottoisia ja laidunnukseen soveltuvia kasvilajikkeita.
- 2) Korvaamalla epäorgaaniset lannoitteet lannalla ja typeä sitovilla nurmi- ja nurmipalkokasvikasvustoilla.
- 3) Säilyttämällä nurmien kasvipeitteisyys.
- 4) Valitsemalla kulloisellekin laiduntypille sinne geneettisesti parhaiten sopiva rotu tai laji.
- 5) Tuotannon ympäristöjälki muodostuu ruhokilogrammaa kohden pienemmäksi, kun loppukasvatus voidaan suorittaa nopeasti ja hyvin tuloksin.

Dawson ym (2011) pyrkivät yhdistämään laiduntamisen positiiviset vaikutukset ympäristön, luonnonmonimuotoisuuden ja lihan laatuominaisuuksien kannalta (Kuva 13). Nelikenttään luotiin toimintamallit, joilla oli kokonaisuuden kannalta erilainen vaikutus. Nelikentän oikeassa kulmassa ovat toimintamallit, joilla saavutetaan ympäristön ja laadullisten ominaisuuksien kannalta paras tulos. Toisaalta vasemmassa alanurkassa olevat toimintamallit eivät todennäköisesti tuo etuja minkään laadullisen tavoitteen puolesta. Yhdistelemällä erilaisia toimintatapoja voidaan lopputuloksena saada paras tulos monen osatekijän puolesta. Yhdellä yksittäisellä tekijällä ei välttämättä saada kokonaisuudelle kovinkaan suurta vaikutusta. Jos kasvatustulos loppukasvatuksessa on heikko ja loppukasvatus on hidasta, tiettyjen rotujen tai laidunalueiden suosiminen esimerkiksi tukipoliittisin keinoin ei ole kannattavaa.



Kuva 13. Laiduntamisen ja/tai nurmirehuihin perustuvan naudanlihan mahdollisuudet ja haasteet (Dawson ym. 2011).

Laiduntaminen voi lisätä luonnon monimuotoisuutta, mitä pidetään ympäristön kannalta positiivisena vaikutuksena (Reid ym. 2009). Laiduntamisen ympäristövaikutusta voidaan saada vähäisemmäksi muuttamalla laidunnustekniikkaa ja laidunnusalueita. Metsäsaarekkeiden sijoittaminen laidunnettaville alueille voi parantaa laidunnuksen hiilen sidontapotentialia. Eniten hiiltä sitoo kasvien juurimassa (Fairlie 2010).

3.1.14.1 Laiduntaminen ja ravinne-/kasvihuonekaasupäästöt

Laiduntavien eläinten sonnasta vapautuu vain vähän metaania verrattuna varastoituun lantaan. Virtsan ei ole osoitettu lisäävän maaperän metaanintuotantoa (Jarvis ym. 1995). Yamulki ym. (1999) osoittivat, että suurin osa laiduntavien eläinten metaanipäästöistä muodostui sonnasta ja röyhtäisyjen muodossa. Metaanituotannon määrä oli yhteydessä ympäristöolosuhteisiin, lämpimällä ilmalla haihtuminen oli suurempaa. Keskimäärin laiduntavan emon metaanintuotannon laskettiin olevan 0,03–0,96 g/emolehmä/päivä. Laiduntavien eläinten lannan tuottama metaani on vähemmän kuin 1 % ruuansulatuskanavassa muodostuvasta metaanin määrästä ja huomattavasti pienempi kuin käsitellystä lannasta muodostuva metaanikaasun määrä. Metaani on harvoin laidunnuksen pääasiallinen ympäristövaikutteinen kaasu. Sitä vastoin typenoksidit muodostavat merkittävän osan laidunnuksen ympäristövaikutuksesta (Kebreab ym. 2006). Thompson & Fillery (1998) havaitsivat, että noin 30–50 % virtsan tyypestä menetetään kahden viikon aikana ammoniakkinä lokakuun ja huhtikuun välisenä aikana. Kun sama virtsamäärä levitettiin kasvavalle nurmelle, typen hävikki oli 10 %. Hutchings ym. (1996) raportoivat, että laiduntamiseen perustuvassa tuotannossa vain 11–16 % tyypestä menetetään ammoniakkinä. Vuosittain typen menetys olisi lihanautaa kohden 4 kg.

Laiduntamisen eräs tunnetuimmista haasteista liittyy laitumen nopeaan kasvurytmiin. Laidunkauden alussa kasvuston raakavalkuaispitoisuus voi olla selvästi yli 200 g/kg ka. Syödyn laidunkasvuston typen hyväksikäyttö jää usein alhaiseksi, koska raakavalkuaispitoisuus on yleensä kohtuuttoman korkea laiduntavien eläinten tarpeeseen nähden (Dawson ym. 2011). Typen hyväksikäyttö jää usein alhaiseksi myös, koska valkuaista on liikaa suhteessa energiamäärään. Pötsimikrobit eivät pysty hyödyntämään kaikkea tyypeä energian puutteesta johtuen (Whitehead 1995). Runsas kasvuston valkuaispitoisuus johtaa suureen eritet-

tyyn typen määrään. Naudan virtsasta ja sonnasta vapautuu typpeä (typenoksideja). Varsinkin virtsan korkeat typpimäärät ovat yhteydessä ruokinnan korkeisiin raakavalkuaispitoisuuksiin (Comfort 1990, Bol ym. 2004, Rodhe ym. 2006, Ambus ym. 2007, Bhandral ym. 2008, Luo ym. 2011, Velthof & Mosquera 2011). Naudalla virtsassa eritetty typpimäärä voi olla jopa 1000 kg/ha (Di & Cameron 2002b). Naudat käyttävät tuotantoon alle 30 % dieetin typpisisällöstä, yli 60 % menetetään virtsassa laidunolosuhteissa (Whitehead 1995). Typpihävikkien estäminen voi olla huomioon otettava asia varsinkin emolehmätuotannossa, jossa laiduntavien eläinten määrä voi olla suuri (Dawson ym. 2011). Lypsylehmien virtsalaikkujen typpipitoisuudet vaihtelevat 800–1300 kg N/ha (Eckard ym. 2006). Kasvit eivät pysty hyödyntämään näin suuria typpimääriä (Eckard ym. 2010). Maan pinnan pH nousee virtsalaikkujen kohdalla (Jarvis & Pain 1990). pH:n nousu johtuu virtsan urean hydrolyysistä. pH nousua seuraa pH:n lasku, joka on seurausta ammoniakkin haihtumisen yhteydessä vapautuvista vetyioneista ja nitrifikaatiosta (Sherlock & Goh 1984, Wrage ym. 2001). Laitumella virtsan tyypestä menetetään ammoniakkin noin 10–20 % (Taghizadeh-Toosi ym. 2010).

De Klein & Eckard (2008) ehdottavat jalostusta ratkaisuksi typen tehokkaampaan hyödynnykseen ja virtsan parempaan levittymiseen laidunolosuhteissa. Jalostusvalinnalla pyrittäisiin valitsemaan eläimiä, jotka virtsaisivat harvemmin ja/tai kävellessä, jolloin virtsa levittyisi laajemmalle alalle. Laiduntaville eläimille voidaan tarjota myös suolaa. Suola lisää veden juontia, jolloin virtsan typpipitoisuus laimenee. Toisaalta tällöin naudat myös virtsaavat useammin ja levittävät näin virtsan laajemmalle alueelle laitumella (Ledgard ym. 2007b).

Typen hyväksikäyttöä voidaan parantaa ja virtsaan erittyvän typen määrää vähentää (de Klein & Eckard 2008, Eckard ym. 2010, Luo ym. 2010):

- Eläinjalostuksen avulla
 - Valitsemalla tehokkaammin valkuaista hyödyntäviä eläimiä
 - Käyttämällä rotuja, joiden tarve on korkea
 - Yhteisvaikutuksena korkeampi tuotos. Voi vähentää virtsan typen määrää 3 %
 - Valitsemalla liikkeessä virtsaavia eläimiä
- Kasvinjalostuksen avulla
 - Jalostamalla nurmikasveja, jotka hyödyntävät typpeä helpommin ja tehokkaammin
 - Jalostamalla nurmikasveja, joiden energia/raakavalkuaissuhde on märehtijän ravitsemuksen kannalta optimaalisempi
- Ruokinnan avulla
 - Lisäämällä korkean raakavalkuaispitoisuuden dieetteihin energiaa
 - Vähentämällä raakavalkuaista, mikä voi vähentää virtsaan eritetyn typen määrää 10–45 %
 - Tarjoamalla eläimille suolaa. Voi vähentää typpioksidipäästöjä 5–10 %
 - Varmistamalla eläinten riittävä veden saanti
 - Nitrifikaation estäjäksi esimerkiksi pötsibolus. Voi vähentää typpioksidipäästöjä 30–60 %
 - Laidunnuksen rajoittaminen märillä laitumilla. Voi vähentää typpioksidipäästöjä 7–11 %
- Kasvinviljelyn avulla
 - Tarkentamalla kasvien typen tarvetta ja saantia
 - Uudistamalla kasvustoja riittävän usein tai säilyttämällä kasvustojen kasvukyky
 - Lisäämällä tanniinia sisältäviä kasveja laidunkasvustoon. Voi vähentää virtsaan eritetyn typen määrää jopa 60 %
- Maaperän avulla
 - Ajoittamalla typpilannoitus tarkemmin olosuhteet huomioon ottaen. Voi vähentää typpioksidipäästöjä 2–13 %
 - Ajoittamalla lietteen tai nestemäisten lantaliuosten levittäminen tarkemmin olosuhteet huomioon ottaen. Voi vähentää typpioksidipäästöjä jopa 50 %
 - Vaikuttamalla maan mikrobien typen kiertoon
 - Lisäaineet, esimerkiksi nitrifikaation estäjät

Laiduntavien eläinten typen hyväksikäyttöä on saatu parannettua tarjoamalla rehevän laitumen rinnalla matalan valkuaisaston lisärehuja (maissisäilörehu, kokoviljasäilörehu). Tällöin dieetin raakavalkuaisasto laskee, jolloin virtsaan erittyvä typen määrä on matalampi. Ammoniakki- ja typpioksidipäästöt ovat vähentyneet tällöin jopa 36 % (de Klein & Monaghan 2011). Beukesin ym. (2010) tutkimuksessa kokonaiskasvihuonekaasujen päästöt kuitenkin lisääntyivät johtuen viljan viljelyn aiheuttamasta ympäristökuormasta.

Virtsan, sonnan ja lietalannan sijoittaminen voi aiheuttaa nitrifikaation ja denitrifikaation kautta typpidioksidien ja typen vapautumista ja/tai muuttumista kasveille käyttökelpottomaan muotoon (Comfort 1990, Bol ym. 2004, Rodhe ym. 2006, Ambus ym. 2007, Bhandral ym. 2008, Luo ym. 2011, Velthof & Mosquera 2011). Tuottavuuden parantaminen oikea-aikaisella typpilannoituksella lisää nurmen tuottavuutta ja vähentää typpioksidipäästöjä (Eckard ym. 2010). Levitysolosuhteiden ollessa denitrifikaatiolle otollisia typpioksidipäästöt lisääntyvät eksponentiaalisesti (Whitehead 1995, Eckard ym. 2006). Nitraattipitoiset typpilannoitteet tuottavat korkeampia typpidioksidipäästöjä verrattuna ammoniumtyppeä sisältäviin typpi-lähteisiin (Eckard ym. 2010).

Typpidioksidipäästöjen määrään vaikuttavat levityksen määrä, ajankohta ja sijoitus. Lietelannan ja laimennettujen liuosten typpidioksidipäästöt ovat kuitenkin matalampia kuin virtsalaikkujen edellyttäen, että levitysmäärät ja ajankohdat ovat säännösten mukaisia (Chadwick 1997, de Klein ym. 2001, Saggarr ym. 2004). Typpidioksidipäästöt ovat korkeampia, kun levitys tehdään märkään maahan ja nurmeen verrattuna siihen, jos levitys suoritetaan kuivaan nurmeen. Typpidioksidipäästöjen huippu saavutetaan 24 tuntia levityksestä (Saggarr ym. 2004). Laimennettujen lietteiden levityksen yhteydessä suoritettu typpilannoitus nostaa typpidioksidipäästöjä. Jos nurmea halutaan lannoittaa ylimääräisellä typpilannoituksella lietalannoituksen lisäksi, typpilannoitus tulisi tehdä vähintään kolme päivää lietteen levityksen jälkeen (Stevens & Laughlin 2002). Lietemäisten ravinteiden levityksessä kannattaa suosia sijoitusta. Maahan sijoitettu liete voi lisätä typpidioksidipäästöjä, mutta vähentää ammoniakkin haihtumista (Chadwick 1997, Saggarr ym. 2004). Typen kokonaisyödynnys on todennäköisesti korkeammalla tasolla lietteen sijoittamistekniikalla, ja ylimääräisen typpilannoituksen tarve vähenee (Chadwick 1997).

Nitrifikaation estäjät voivat olla yksi tapa vähentää typpidioksidin muodostumista. Nitrifikaation estäjät ovat joko lantaan tai eläimille ruokinnan yhteydessä lisättäviä kemikaaleja, jotka estävät ammonium- ja nitraatti-ionin hapettumisen. Typpidioksidipäästöjä voidaan vähentää sekä ammoniumtyppeä sisältävistä keinolannoitteista että virtsasta (Di & Cameron 2002). Lantaan tai keinolannoitteisiin lisätyn laajimmin käytetyt yhdisteet ovat nitrapyriini ja disyandiamidi (dicyandiamide) (DCD) (de Klein & Eckard 2008). DCD:tä on annettu myös ruokinnan lisäaineena. DCD erittyy virtsaan muuttumattomana (Ledgard ym. 2007a). Lisätutkimusta kuitenkin tarvitaan siitä, kuinka paljon tekniikka vähentää typpidioksidipäästöjä laidunolosuhteissa (Eckard ym. 2010).

Keinolannoitteet voidaan päällystää nitrifikaation estäjällä. Typpidioksidipäästöjä on saatu vähennettyä jopa 80 % tällä tekniikalla (de Klein ym. 2001). Nitrifikaation estäjiä voidaan ruiskuttaa naudon virtsaan/virtsalaikkujen päälle. Typpidioksidipäästöjä on näin saatu vähennettyä 61–91 % ja laitumen tuotosta lisättyä 0–36 % (Di ym. 2007, Kelly ym. 2008, Smith ym. 2008). De Klein & Eckard (2008) kuitenkin toteavat, että yllämainitut tulokset ovat kokeellisia. Tulokset on saavutettu optimaalisissa olosuhteissa. Nitrifikaation estäjiä esiintyy myös kasveissa. *Brachiaria humidicola* on C4 ruohokasvi, jota käytetään yleisesti Etelä-Amerikassa nurmissa. Alun perin kasvi on Afrikasta. Kyseisen kasvin juuret sisältävät luonnollisesti nitrifikaatiota estäviä yhdisteitä (Subbarao ym. 2006). Kasvivalostuksellisilla keinoilla voitaisiin lisätä tällaisten ominaisuuksien esiintymistä tavanomaisissa kasveissa. Nitrifikaation estäjiä pidetään hyvin todennäköisenä vaihtoehtona laiduntavien eläinten typpidioksidipäästöjen vähentämisessä (Eckard ym. 2010).

Biohiili (biochar) on runsaasti hiiltä sisältävä tuote, jota muodostuu orgaanisen aineksen polttamisessa. Biohiiltä muodostuu, kun palamisessa on rajoitetusti happea ja palamislämpötila on kohtuullisen matala (< 700 °C astetta). Bioenergian tuotannossa tapahtuvassa pyrolyysissä muodostuu jätteenä biohiiltä. Muodostuneen biohiilen kierrättäminen takaisin nurmeen/kasvintuotantoon voisi olla mahdollinen tapa hyödyntää prosessin hiilen sidontakykyä (Lehmann & Joseph 2009). Biohiili voisi tuoda myös agronomisia etuja kasvintuotantoon (Sohi ym. 2010). Biohiilen oletetaan muuttavan typen hapettumis/pelkistymisprosesseja maaperässä (Clough & Condron 2010), vaikuttavan ammoniakkin haihtumiseen (Steiner ym. 2010), typen sidontaan (Rondon ym. 2007) ja typpioksidipäästöihin (Spokas ym. 2009, van Zieten ym. 2010). Biohiilen puoliintumisaikaa ei kuitenkaan vielä tarkasti tiedetä (Lehman 2007). Eräänä biohiilen edullisena ominaisuutena pidetään sen kykyä absorboida ammoniakkia. Voidaan siis olettaa, että

biohiili voisi pidättää virtsan typpeä (Clough & Condron 2010). Taghizadeh-Toosi ym. (2010) lisäsivät raiheinänurmelle (*Lolium perenne* L.) 30 t/ha biohiiltä (*Pinus radiata*). Heidän tutkimuksessa biohiilen lisäys vähensi virtsan typpioksidipäästöjä 50 % verrattuna nurmeen, jolle ei levitetty biohiiltä. Biohiili ei vaikuta maan mikrobien määrään tai populaatioiden rakenteeseen. Typpioksidein muodostuminen vähenee biohiililisäyksellä myös kosteissa maaperäolosuhteissa (Anderson ym. 2014).

Maaperän hapetusolosuhteet ja nitraattitasot ovat olennaisia asioita laidunnuksen typpidioksidipäästöjen välttämiseksi (Eckard ym. 2003). Laidunnuksen rajoittaminen märissä olosuhteissa vähentää sorkkien aiheuttamaa tiivistymistä ja virtsalaikkujen typpipäästöjä. Typpidioksidipäästöjä voidaan pienentää 7–11 %, jos laidunnusta rajoitetaan märimpinä kuukausina verrattuna kokoaikaiseen laidunnukseen. Jaloittelualueille kertyneet ravinteet levitettiin nurmelle olosuhteitten sallissa (de Klein ym. 2006, Luo ym. 2008). Vastaavasti vähennetty typpilannoitus ja rajoitettu laidunnus olosuhteiden ollessa sateisia vähensi tilakokeessa typpidioksidipäästöjä 10 % (Schill ym. 2006). Phillips ym. (2007) mittasivat tulvatekniikalla kastellun laitumen typpidioksidipäästöjä. Typpidioksidipäästöt vähenivät ensimmäisenä päivänä kastelun jälkeen. Todennäköisesti totaalinen maaperän anaerobinen tila johti denitrifikaation ja typpikaasun muodostumiseen. Typpidioksidipäästöt kuitenkin nousivat nopeasti 2–3 päivää kastelun jälkeen ja laskivat vähitellen kosteusolosuhteiden tasaantuessa. Keinokastelu voi vähentää typpidioksidipäästöjä erittäin pitkien kausien jälkeen ennen tiedettyä sateista ajanjaksoa.

Nurmi virkooa keinokastelusta ja käyttää varastoituneen nitraattitypen (Jordan & Smith 1985). Toimiva ojitus (avo- ja salaojat) vähentää laitumen nitrifikaatiota ja typpidioksidipäästöjä, mutta lisää toisaalta liuenneen typen menetystä. Nitrifikaatio todennäköisesti siirtyy tällöin vain paikasta toiseen, ja kokonaisyöty voi jäädä saavuttamatta (de Klein & Eckard 2008). Joillakin alueilla on jopa suositeltu denitrifikaation lisäämistä, jotta typpeä huuhtoutuisi vähemmän (Russelle ym. 2005). Kaikki toimenpiteet, joissa ennaltaehkäistään tiivistymistä ja parannetaan typenkiertoa vähentävät typenoksidien päästöjä laidunolosuhteissa (Eckard ym. 2010).

Ohjeita laidunnuksen ravinnepäästöjen vähentämiseksi:

- Lannan levitys tasaisesti parantaa laitumen kasvukykyä ja vähentää typpihävikkiä.
- Pidä laitumet erinomaisessa kasvukunnossa. Intensiivinen, nopea laidunkierto ja riittävä lepojakso antaa kasveille riittävästi aikaa käyttää hyväkseen ravinteet (nitraatit), jolloin typpioksidipäästöjen määrä vähenee ja laitumen tuotto kasvaa/nurmen kasvukyky paranee.
- Suunnittele eläintiheys laitumen kasvupotentiaalin mukaan. Eläinten tuottama metaanin määrä on vähäisempi, kun tuotanto on korkeampi. Laitumien tulee olla hyvässä kasvussa ja laidunjärjestelyiden/kierron tehokasta.
- Paranna hajotustoimintaa lisäävien hyönteisten elinoloja, vähennä hyönteismyrkkyjen ja loislääkkeiden käyttöä. Lannan typen kierto maaperään ja kasveille tehostuu, kun hajotustoiminta nopeutuu. Ilmakehään haihtuvan typen osuus vähenee. Lantaa hajottavilla hyönteisillä voi olla metaani- ja hiilidioksidipäästöjä vähentävä vaikutus (Penttilä ym. 2013).

Talvilaidunnusalueiden ympäristövaikutukset voivat olla haasteellisia hallittavia. Ympäristöolosuhteista johtuva jäätyminen ja sitä seuraava sulaminen vaikuttavat mikrobien toimintaan ja typen kiertoon (Rover ym. 1998, Groffman ym. 2006, Wolf ym. 2010). Suurimmat typpioksidipäästöt muodostuvat keväällä maaperän sulaessa (Koponen & Martikainen 2004). Päästöihin vaikuttavat korkea eläintiheys ja lannan kasaantuminen tiettyihin kohtiin/alueisiin. Talvilaidunntamisen on myös oletettu lisäävän typenoksidipäästöjä, koska laidunnus yleisesti nopeuttaa typenkiertoa. Typen kierron nopeutuessa kasvit eivät pysty hyödyntämään kaikkia ravinteita kasvuun (Del Grosso 2010). Laajojen luonnonlaitumien kasvipeitteisyys kuitenkin lisää typpioksidipäästöjä verrattuna tilanteeseen, jossa kasvusto olisi laidunnettu joko talvella tai syksyllä lyhyeksi. Typpioksidipäästöt muodostuvat matalammiksi laidunnetuilta alueilta (Wolf ym. 2010). Wolf ym. (2010) arvioivat, että vuodenaikaisvaihtelun pois jättäminen laajojen laidunalueiden laidunnuksen ympäristövaikutusarvioinneista olisi aiheuttanut jopa 72 % yliarvioinnin laidunnuksen ympäristövaikutuksessa. Intensiivisissä laidunnusjärjestelmissä, joissa eläintiheys on korkeampi, tulokset ovat olleet päinvastaisia. Laidunnuksen rajoittaminen syys- ja talvikuukausina on vähentänyt typpidioksidipäästöjä. Eläinten laidunnuksen rajoittaminen johti siihen, että virtsan ja sonnan typpi eivät lisänneet maaperän typpimäärää ajankohtana, jolloin typpidioksidin muodostumisen mahdollisuus oli korkein (de Klein 2001, de Klein ym. 2002, de Klein ym. 2006, Luo ym. 2008a). On kuitenkin muistettava, että lai-

dunnuksen rajoittaminen merkitsee sitä, että eläimet ovat joko rakennuksessa tai kiinteässä jaloittelutarhassa kyseisen ajan. Laidunnuksen rajoittaminen nostaa ammoniakkipäästöjä (Luo ym. 2010).

Talvilaidunnuksessa ja käytettäessä laajoja jaloittelutarhoja, joissa ei ole kiinteätä pohjaa, olisi otettava huomioon että:

- Ruokinta suoritetaan laajalle alueelle. Sonta ja virtsa sekä näistä aiheutuva typpikasauma ei muodostu yhteen kohtaan. Maaperämikrobien ja hyönteisten on helpompi aloittaa hajotustoiminta, ja sulamisvesien mukana huuhtoutuu vähemmän ravinteita keväällä.
- Ruokinta voidaan suorittaa purkamalla rehu nauhaksi tai sijoittamalla paalit jonoon/riviin ja aidalla rajoittaa ruokintaan tulevien paalien lukumäärää.



Kuva: Susanna Jansson

Taulukko 5. Yhteenvetotaulukko ruokinnan ympäristövaikutusta vähentävistä tekniikoista (Gerber ym. 2013).

Toimenpide/käytäntö ¹	Mahdollinen CH ₄ vaikutus ²	Pitkäaikaisvaikutus todennettu	Vaikutusteho ³	Ympäristöllisesti tai eläimen terveydellisesti turvallinen ⁴	Suosittelavuus ⁵	Käytännön sovellettavuus Euroopassa ⁶
Metaanintuotannon estäjät						
BCM/BES ⁷	Suuri	?	Suuri	Ei ⁸	Ei	Ei tietoa
Kloroformi	Suuri	Ei?	Suuri	Ei	Ei	Ei tietoa
Syklodekstriini	Vähäinen	Ei	Suuri	Ei	Ei	Ei tietoa
Elektroniseptorit						
FMA ⁹	Ei vaikutusta > suuri	?	?	Kyllä	Ei?	Ei tietoa
Nitroetaani	Vähäinen	Ei	Kyllä?	Ei	Ei	Ei tietoa
Nitraatit	Suuri	Ei?	Kyllä	?	Kyllä ¹⁰	Kyllä
Ionoforit ¹¹	Vähäinen ¹²	Ei?	Kyllä? ¹²	Kyllä?	Kyllä?	Ei
Bioaktiiviset kasviyhdisteet ¹³						
Tanniinit (kondensoituneet) ¹⁴	Vähäinen	Ei?	Kyllä	Kyllä	Kyllä?	Kyllä
Saponiinit	Vähäinen?	Ei	?	Kyllä	Ei?	Ei tietoa
Välttämättömät rasvahapot (öljyt)	Vähäinen?	Ei	?	Kyllä	Ei	Ei tietoa
Entsyymit (eksogeeniset)	Vähäinen > Ei	Ei	Ei?	Kyllä?	Ei?	Ei tietoa
Pötsin mikropopulaation muutos	Vähäinen	Ei	?	Kyllä	Ei	Ei tietoa
Pötsin alkueläinten ja bakteerien manipulaatio	Vähäinen	Ei	?	Kyllä?	Kyllä? ¹⁵	Kyllä
Rasvat	Keskinkertainen	Ei?	Kyllä	Kyllä	Kyllä? ¹⁶	Kyllä
Väkirehujen lisääminen ¹⁷	Vähäinen > keskinkertainen	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä? ¹⁸	Kyllä
Karkearehun laadun parantaminen ja karkearehutuotannon tehostaminen	Vähäinen > keskinkertainen	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Laiduntamisen tehostaminen	Vähäinen	Kyllä	Kyllä?	Kyllä	Kyllä? ¹⁹	Kyllä
Rehujen prosessointi	Vähäinen	Kyllä	Kyllä ²⁰	Kyllä ²⁰	Kyllä ²⁰	Kyllä
Seosrehu ja ruokinnan tiheys	? ²¹	? ²¹	? ²¹	Kyllä	? ²¹	Kyllä

Taulukko 5. jatkuu

Toimenpide/käytäntö ¹	Mahdollinen CH ₄ vaikutus ²	Pitkäaikaisvaikutus todennettu	Vaikutusteho ³	Ympäristöllisesti tai eläimen terveydellisesti turvallinen ⁴	Suosittelavuus ⁵	Käytännön sovellettavuus Euroopassa ⁶
Ravintoarvoltaan heikkojen rehujen käsittely						
Karjamäärän vähentäminen	Suuri	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Kivennäistäydennys, jos puutosoireita	Keskinkertainen	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Hivenäistäydennys, jos puutosoireita	Ei tietoa	Ei	Kyllä?	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Emäksinen käsittely	Vähäinen	Kyllä	Kyllä	?	?	?
Biologinen käsittely	?	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	?
Oljen ruokinnallisen arvon parantaminen kasvinjalostuksella	Vähäinen	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	?
Ruokinnansuunnittelu ja -tarkkuus	Vähäinen > Keskinkertainen	Kyllä	Kyllä?	Kyllä	Kyllä ²²	Kyllä

? ei tarkkaa tietoa, ei riittävästi dataa/tutkimustietoa, tulokset vaihtelevia. ¹ Strategioita voidaan soveltaa kaikkiin märehtijöihin.

² Suuri vaikutus: ≥ 30 % vähennys; keskinkertainen vaikutus: 10–30 vähennys; vähäinen vaikutus: ≤ 10 % vähennys. Vähennys on laskettu tavanomaisesta tuotantotavasta.

³ Vaikutusteho on määritetty kasvihuonekaasujen muodostumismäärästä, strategian vaikutuksesta syötiin (syönnin väheneminen ei ole tavoiteltavaa), vaikutus eläimen tuottavuuteen (tuotannon lasku on epäedullista, tuottavuuden nousu edullista).

⁴ EPA, MSDS tai asiantuntija lausunto.

⁵ Tutkimustieto tai sen puute.

⁶ Muille alueille soveltuvuus jätetty pois tästä taulukosta.

⁷ Bromikloorimetaani ja 2-bromi-etaanisulfonaatti.

⁸ Luokan 1 otsonia tuhoava aine (<http://www.epa.gov/ozone/science/ods/class0ne.html>).

⁹ Fumaraatti- ja malaattihapot.

¹⁰ Käytännön sovellettavuutta ei tiedetä. Ylimääräinen nitraatti voi myrkyttää eläimen. Varovaisuutta on noudatettava, jos nitraatteja syötetään eläimille. Eläimet tulee totuttaa dieettiin riittävän pitkän ajan kuluessa. Jos nitraattipitoisen dieetin syöttö lopetetaan joksikin aikaa, totutusjakso on aloitettava alusta. Nitraattia on tarjottava rajoitetusti varsinkin, jos annetaan esimerkiksi melassituotteiden kanssa. Ei ole järkevää soveltaa korkeaa nitraattipitoisuutta yhdessä runsaan valkuaisruokinnan kanssa (runsas typpipitoisuus).

¹¹ Tiedot perustuvat suurimmaksi osaksi monensin-tuotteeseen. Monensiinilla ei ole osoitettu olevan metaanintuotantoa vähentävää vaikutusta märehtijöillä. Meta-analyysit ovat kuitenkin osoittaneet rehuhuötysuhteen parantuvan lihanaudoilla (Goodrich ym. 1984) ja maidontuotannossa (Duffield ym. 2008). Epäsuorasti monensiini voi vähentää metaanintuotantoa/tuotettu tuote kilogramma. Näin ollen voidaan olettaa, että ionoforit vähentäisivät metaanintuotantoa märehtijöillä noin 5 %.

¹² Vaikutus muodostuu parantuneesta rehuhuötysuhteesta. Varsinkin, jos dieetissä on jo väkirehuja. Jos eläimet ovat ainoastaan laidunruokinnassa, ei vaikutusta.

¹³ Katso teksti. Tanniinit vaikuttavat olevan tehokkaampia kuin saponiinit. Tutkimustulokset teesaponiineilla ovat lupaavia, mutta tarvitsevat vielä varmistusta sekä tiedon vaikutuksen pysyvyydestä.

¹⁴ Tanniinien vaikutukset negatiivisia, jos dieetissä on vähän tai puute valkuaisesta tai kondensoituneet tanniinit ovat supistavia tai pitoisuus on korkea. Tanniinien mahdollisuudet metaanipäästöjen vähentämisessä hyvät, jos dieetti on tasapainoinen.

¹⁵ Lupaava tekniikka, mutta ei ole kaupallisesti saatavilla.

¹⁶ Rasvat vähentävät märehtijöiden metaanintuotantoa. Rasvoja voidaan lisätä rehustukseen, jos se on taloudellisesti kannattavaa (sivutuotteet yms.). Rasvojen negatiiviset vaikutukset dieetin syöntiin, kuidun sulavuuteen, pötsin toimintaan, maidon rasvapitoisuuteen ja tuotannon tuottavuuteen on otettava huomioon. Märehtijöiden rehustuksen korkein rasvapitoisuus on 6–7 % dieetin kuiva-aineesta.

¹⁷ Dieetin väkirehuosuuden nostaminen yleensä vähentää syöntiä, mutta lisää tuotantoa. Kuidun sulavuuden heikkeneminen ja negatiiviset vaikutukset mm. maidon koostumukseen on vältettävä.

¹⁸ Suositeltavaa, koska metaanintuotanto vähenee sekä suorasti että epäsuorasti korkeampana tuotoksena. Usein väkirehujen käyttäminen merkitsee ostorehujä.

¹⁹ Tutkimustulokset eivät ole yhteneväisiä. Suositeltavaa, koska tehokkaampi nurmentuotto ja laidunnustekniikka vähentävät tuotettua metaania/rehukilogrammaa ja parantavat eläin-kohtaista tuottavuutta.

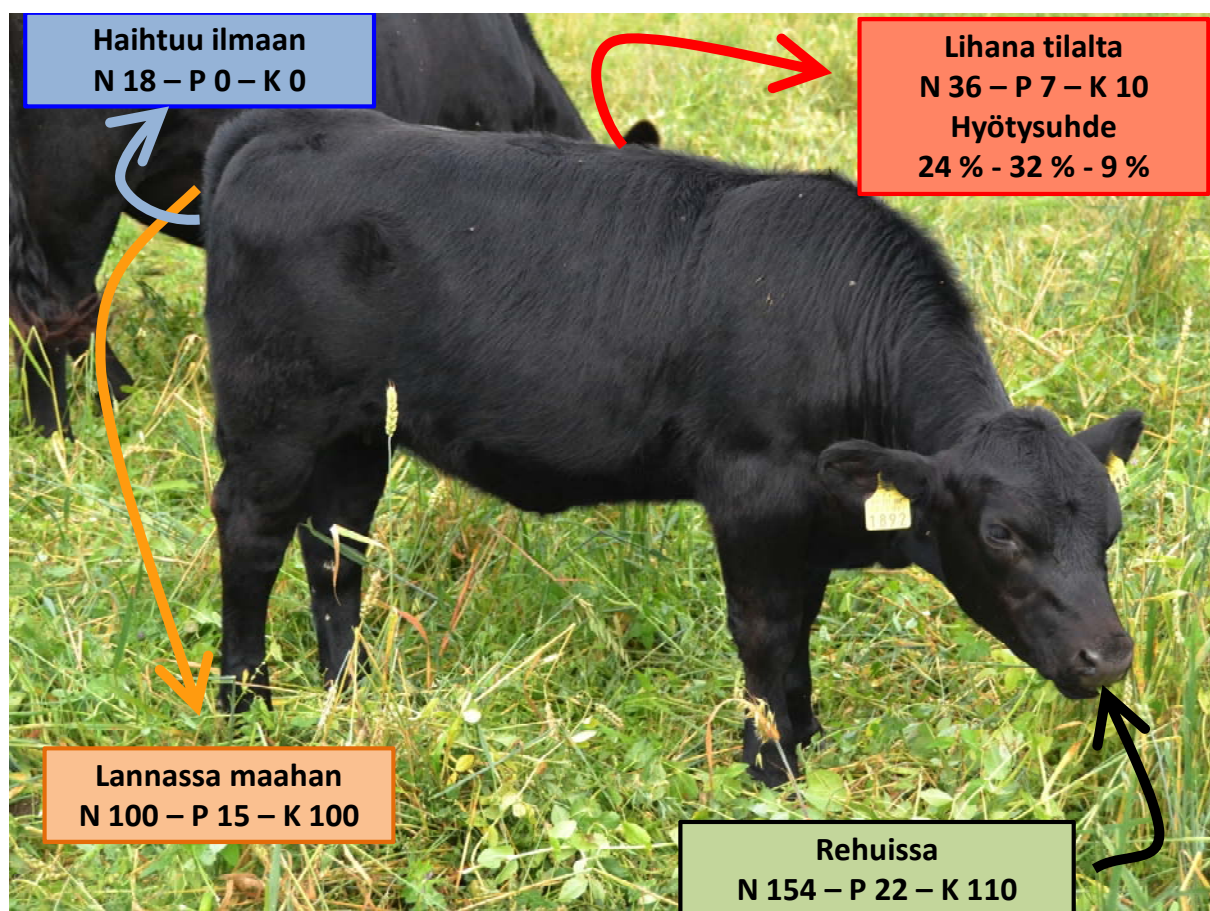
²⁰ Ehdollisesti tehokas menetelmä, jos kuidun sulavuus ei heikkene. Turvallinen ympäristölle (on kuitenkin otettava huomioon energiapanokset ja käytettävä elinkaarianalyysiä). Suositeltavaa, jos tuotannontaso ei kärsi.

²¹ Ei riittävästi tietoa/dataa.

²² Suora vaikutus metaanintuotantoon on epävarma. Suunniteltu, tarkka ruokinta suurella todennäköisyydellä kuitenkin parantaa tuottavuutta, rehuhyötysuhdetta ja kannattavuutta. Epäsuorasti vähentää tuotettua metaanimäärää ja typpioksidipäästöjä.

3.2 Lannan varastointi, käsittely ja levitys

Naudat tuottavat maailmanlaajuisesti yli 60 % kotieläinten tuottamasta lantamäärästä. Lannan ravinteiden talteenottoon vaikuttavat tuotantomuoto-, infrastruktuuri- ja ympäristölainsäädäntö (Herrero ym. 2009). Keinolannoitteiden hinnan noustessa lannan sisältämät ravinteet ovat lisänneet arvoaan. Lanta on vaihtoehto arvokkaille keinolannoitteille. Lanta voi olla hyvin tehokas lannoite, kun lannan ravinteet ja mineraalisoituminen sekä kasvien ravinteiden tarve sovitetaan yhteen (Montes ym. 2013). Kotieläinten lantaa muodostuu Suomessa vuosittain noin 18 000 000 tonnia eli noin 8 t/ha. Lehmästä erittyy noin 95 kg typpeä, 15 kg fosforia ja 100 kg kaliumia vuodessa. Lannassa on vuodessa 100 000 tn typpeä, 18 000 tn fosforia ja 100 000 tn kaliumia (Kuva 14) (Rajala 2006). Smith & Chambers (1998) arvioivat, että 73 miljoonassa tonnissa tuotettua karjanlantaa on 280 000 tonnia typpeä, 50 000 tonnia fosforia ja 250 000 tonnia kaliumia. Lanta toimii pieneliöstön ravintona, edistää ravinteiden kiertoa maassa, lisää maan murustumista, parantaa maan rakennetta ja toimii maan eloperäisen aineksen raaka-aineena (Rajala 2006).



Kuva 14. Naudanlihantuotannossa ravinteet kiertävät lannan kautta takaisin kasvintuotantoon. Osa ravinteista poistuu tilalta tuotteessa (lihassa) (Rajala 2006). Kuva: Maiju Pesonen.

Lannan ravinteiden tehokkaampaa hyödynnystä on pyritty selvittämään lukuisissa tutkimuksissa. Lannan separointi on yksi halvimmista keinoista lisätä lannankäytön joustavuutta. Lannan kiinteä fraktio sisältää kuiva-ainetta 16–36 %, yleensä kuiva-aineen osuus on keskimäärin 25–30 % (Foged ym. 2011). Lannan kiinteä fraktio sisältää runsaasti helposti hajoavaa orgaanista ainesta, joten varastoinnin aikana lanta usein hajoaa ja muuntuu alkuperäisestä muodostaan. Lannan kiinteän fraktion fosforin ja orgaanisen typen sekä ammoniakkin määrä on usein melko korkea. Kiinteä fraktio muistuttaakin ominaisuuksiltaan monella tavalla lantaa. Kiinteän fraktion jalostus- ja käyttömahdollisuuksia voi olla (Flotats ym. 2011):

- *Suora levitys* toimii orgaanisen lannoitteen tavoin viljelyssä. Sisältää runsaasti ravinteita. Ammoniakin ja muiden kasvihuonekaasujen päästöt ovat usein väistämättömiä.
- *Kompostointi* mahdollistaa stabiilin, hajuttoman biolannoitteen tuottamisen. Kuiva-aineen määrä on korkeampi kuin kiinteässä fraktiossa. Ravinnemäärä on lähes sama, ilman rikkakasvin siemeniä ja patogeeneja mikrobeita. Kompostoinnissa menetetään typpeä ammoniakkina. Myös muiden kasvihuonekaasujen muodostuminen on väistämätöntä. Kompostoitua kiinteän lannan fraktiota voidaan käyttää kuivikkeena (House 2012, Husfeldt ym. 2012).
- *Kuivaus ja/tai pelletöinti* lannan kiinteästä fraktiosta muodostuu olosuhdekestävämpi ja hajuton biolannoite (sekä kuivike). Kuivaus ja pelletöinti on kuitenkin aina runsaasti energiaa vaativaa ja kallista. Jos energia voidaan tuottaa esimerkiksi biokaasuntuotannolla tai muun tuotannon sivutuotteena kuivauksella tai pelletöinnillä, voidaan lantaa tuotteistaa pidemmälle kohtuullisin kustannuksin. Pelletöity tuote voidaan markkinoida orgaanisena maanparannuslannoitteena, jonka fosforipitoisuus on korkea. Prosessissa menetetään typpeä ammoniakkina, jos prosessiin ei ole liitetty keräysmenetelmää.
- *Poltossa ja termisessä kaasutuksessa* hyödynnetään lannassa oleva energia lämmön- tai energiantuottamiseen. Lannan kuiva-aineen polttamisessa muodostuu jäännöstuhkia, jotka sisältävät haihtumattomat ravinteet. Kokonaisravinteiden määrä on matalampi kuin lannan kiinteän fraktion. Tuhkalannoitteita voidaan käyttää maanparannusaineina. Ne sisältävät runsaasti fosforia ja kaliumia. Prosessiin tarvitaan erikoisvalmisteinen polttolaitos.
- *Tuhkan uuttossa tai muuntamisessa* parannetaan tai konsentroidaan polttotuhkan ravinnemäärää ja/tai -tasoa. Prosessiin käytetään erilaisia happoja, joiden avulla polttotuhkasta muodostetaan väkilannoitetyyppinen tuote. Mahdollisuutena on myös muuntaa polttotuhkan fosfori alkuainefosforiksi lämpökemiallisella prosessilla. Prosessissa valmistettua fosforia voidaan käyttää teollisuudessa rajattomasti (elintarvike, rehu, lannoite yms.)
- *Pyrolyysissä* tuotetaan kiinteää biohiiltä, bioöljyä ja synteettistä kaasua (syngas). Synteettinen kaasu sisältää pääosin vetyä, hiilimonoksidia ja vähäisiä määriä hiilidioksidia. Tuotteita voidaan käyttää polttoaineina. Biohiili sisältää kiinteän lannan ravinteet ja hiiltyneen orgaanisen aineksen. Biohiileissä olevien ravinnemäärä vaihtelee. Usein se on korkeampi kuin tuhkan, mutta matalampi kuin kiinteän lannan fraktion. Biohiilen orgaaninen aines ei hajoa kovin helposti biologisessa hajotusprosessissa. Biohiiltä voidaan käyttää maan parannusaineena.

Vastaavasti lannan nestemäinen fraktio voidaan käyttää seuraavasti (Flotats ym. 2011):

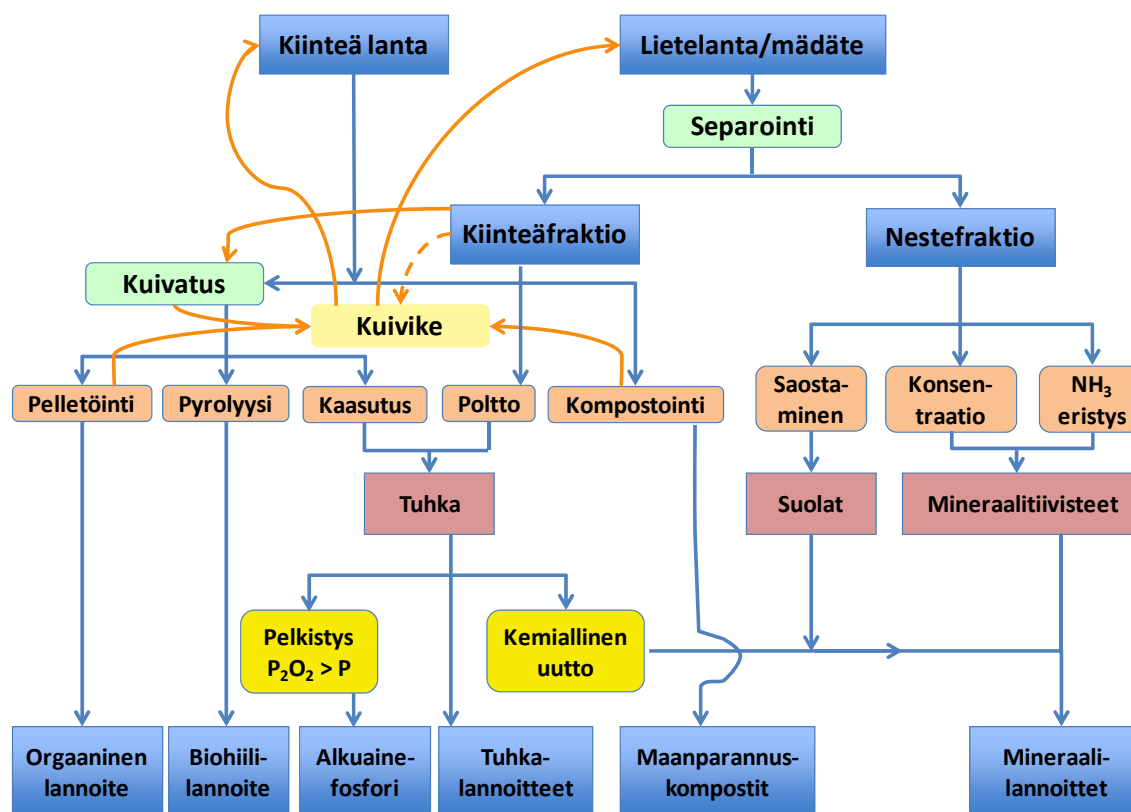
- *Suora levitys*, erittäin hyvä typpi- ja kaliumlannoite.
- *Konsentroidamalla* nestemäisen fraktion ammoniakki voidaan tuottaa typpeä väkilannoitteisiin.
- *Saostaminen* voidaan suorittaa apatiiteilla (kalsiumfosfaatti) tai magnesiumammoniumfosfaatilla.

Biokaasuntuotanto (anaerobinen hajotus) avaa mahdollisuuden lukuisiin lannankäyttö mahdollisuuksiin. Useat lannankäytön sovellutukset täydentävät anaerobisen hajotusprosessin väli- tai lopputuotteita (Sommer ym. 2013) (Kuva 15). Toisaalta lannan käytön erilaiset mahdollisuudet tulisi laajentaa myös teuras-tamoissa muodostuviin sivutuotteisiin mm. odotusnavetan lantaan mutta myös pötsin sisältöjen jatkojalostukseen.

Naudanlannan soveltuvuus kuivikekäyttöön on herättänyt kiinnostusta lisääntyvissä määrin. Tulokset naudanlannan kuivikekäytöstä ovat olleet vaihtelevia (Schwarz ym. 2010, House 2012, Husfeldt ym. 2012). Kuivikekäytön toteutuksessa on huomioitava, etteivät prosessin kustannukset saa nousta korkeiksi ja tuotannolle haitallisten mikrobien määrä ei saa konsentroitua (Husfeldt ym. 2012). Kuivikekäyttö kuitenkin lisää mahdollisuutta kierrättää lannan kuiva-ainetta tuotannossa.

Lanta sisältää kaikki olennaiset kivennäis- ja hivenaineet, joita kasvit tarvitsevat kasvuun ja tuotantoon. Lannan typpi on huomattava viljeltävien kasvien typenlähde intensiivisessä ja laajaperäisessä kotieläin-tuotannossa (Montes ym. 2013). Noin puolet lannan tyypestä pidättäytyy maan tyyppivarastoon hitaasti ja hyvin hitaasti hajaantuviin osiin maan eloperäistä ainetta. Maan eloperäisen aineksen tyypestä noin puolet esiintyy aminohappoina. Varsinkin ne pieneliöt, jotka erittävät happoja esimerkiksi ravinteiden vapautu-miseksi, eivät kykene itse tuottamaan kaikkia tarvitsemiaan aminohappoja. Lanta voi ruokkia vaateliaam-pia pieneliöitä. Liete- ja kuivikelannat ja kompostit ovat maan hitaasti hajoavan eloperäisen aineksen

typpivarastoa täydentäviä lannoitteita. Virtsa, kivennäistyyppilannoitus- ja lihaluu jauho sisältävät runsaasti typpeä ja edistävät typen vapautumista maan hitaasti hajoavasta eloperäisestä aineksestä (Rajala 2006).



Kuva 15. Lannan hyödyntämisessä ja käytössä on mahdollisuuksia (Sommer ym. 2013, uudelleen piirretty).

Lannan levitys lisää maaperän orgaanisen aineen määrää, parantaa kasvukerrosta, veden pidätyskykyä, happipitoisuutta, kasvukykyä ja nopeuttaa mineralisaatiota (Langmeier ym. 2002, Spiehs ym. 2010). Lanta vähentää eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista ja parantaa maanrakennetta sekä nostaa satotasoa (Araji ym. 2001). Lannan pitkäaikainen käyttö lisää maaperän mikrobien määrää, lajikirjoa ja aktiivisuutta (Witter ym. 1993, Paul & Beauchamp 1996). Säännöllisesti lannalla lannoitettujen alojen mikrobiaktiivisuus on korkeampi, maaperän typpivarasto on suurempi ja kasvien typen hyödynnyks on noin 20 % tehokkaampaa kuin lannalla lannoittamattomien alojen (Langmeier ym. 2002). Naudan lannan käyttö voi lisätä kokonaistypen määrää 78 %, orgaanisen aineen typen määrää 75 % ja mikrobien biomassan typpipitoisuutta 130 % pellon ylimmissä 30 cm:ssä. Samalla lisääntyy liukoisen nitraattitypen ja fosforin konsentraatiot/osuudet (Spiehs ym. 2010). Eloperäinen lannoitus parantaa myös maan fosforivarojen käyttöä. Lannan fosfori jakautuu väkilannoitefosforia tasaisemmin maan eri kerroksiin (Johnston & Poulton 1992). Hidasliukoinen fosforilannoitus, esimerkiksi kompostilannoitus, pitää fosfataasiaktiivisuutta varminimmin korkealla. Maan pieneliötoiminta, kuten lierit ja sienijuuret, ovat avainasemassa maan eloperäisen fosforin hyödyntämisessä. Karjanlannan käyttö edistää myös kaliumin vapautumista maaperästä ja kasvien kaliumin hyväksikäyttöä (Rajala 2006). Lannassa oleva runsas orgaaninen hiili voi lisätä maamikrobien hengitystä ja heikentää maaperän hapetusolosuhteita. Lanta, joka sisältää runsaasti orgaanista hajoavaa ainesta ja typpeä, voi muodostaa maaperään anaerobiset olosuhteet. Maaperän anaerobisissa olosuhteissa denitrifikaatio on todennäköistä (Pelster ym. (2012).

Lannan ympäristökuormitus aiheutuu huuhtoutuvien ravinteiden ja kasvihuonekaasujen vapautumisen kautta. Kasvihuonekaasujen vapautumisen määrään vaikuttavat ympäristön lämpötila ja käytetty lantajärjestelmä (Rajala 2006, Montes ym. 2013, Sommer ym. 2013). Kuivikkeen määrä ja laatu vaikuttavat omalta osaltaan haitallisten kaasujen vapautumiseen (Rajala 2006). Heikosti hoidetusta lannan käsittelystä voi huuhtoutuvien nitraattien ja erilaisten patogeenisten mikrobien määrä olla huomattava. Ravinteilla rehevöittävät ympäristöä, mikä häiritsee herkkien vesi- ja maaekosysteemien toimintaa. Heikko lannan käsittely kerääntyy ravinteet, suolat ja mahdolliset metallit paikallisesti. Paikallisesti konsentroituneita aineita voidaan pitää terveydellisenä ja ympäristöllisenä riskinä (Steinfeld ym. 2006, Montes ym. 2013).

Lannan käsittelyn päämääränä tulisi olla ravinteiden mahdollisimman tehokas talteenotto, hyödynnys ja kierrätys (Branjes ym. 1996, IPCC 2006a, Sommer ym. 2013). Rajala (2006) jakaa lannankäsittelyjärjestelmät maanparannus- ja lannoitevaikutuksittain seuraavasti:

- Kuivikemenetelmä - suuri maanparannusvaikutus
- Lietelantamenetelmä – nopea lannoitusvaikutus
- Virtsasäiliömenetelmä – kahdenlaista lannoitetta

Paras hyöty lannasta saadaan, kun se hyödynnetään kasvinviljelyssä mahdollisimman tehokkaasti (Gerber ym. 2013). Lannan käsittelyyn kuuluu lannan käsittely kotieläinrakennuksissa, varastointi, mahdollinen käsittely ja levitys pellolle, mutta myös lannan ja ravinteiden käsittely laidunnusolosuhteissa (Montes ym. 2013).

Lannan käytön ympäristöllisesti parhaat toimintatavat (Sommer ym. 2013):

- 1) Lanta-analyysi: tiedetään lannan sisältämät ravinteet
- 2) Maa-analyysi: tiedetään, mitä ravinteita tarvitaan
- 3) Viljeltävä kasvi: tiedetään kasvin tarvitsemat ravinteet ja kasvurytmi
- 4) Levitysajankohta: kasvin ravinnetarpeiden, kasvurytmin ja ympäristöolosuhteiden mukaan
- 5) Muistiinpanot ja tulosten seuranta

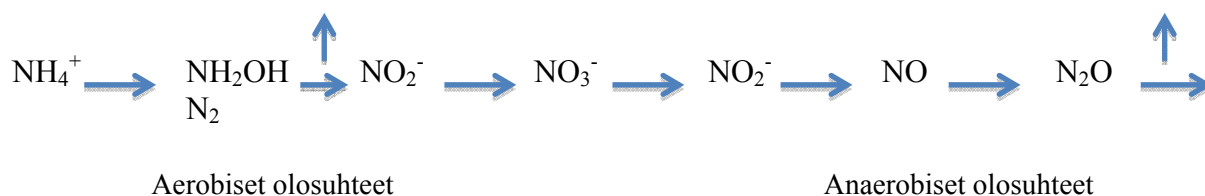
Lannasta vapautuva metaani, ammoniakki ja typpioksidit

Märehtijöillä lannasta vapautuva metaani on toiseksi suurin metaanin lähde ruuansulatuskanavan metaanin jälkeen. Metaani vapautuu kuitenkin vain lähes ainoastaan varastoidusta lannasta. Laiduntavien eläinten lannasta vapautuu vain vähän metaania, koska lanta pysyy aerobisissa olosuhteissa (Gerber ym. 2013). USEPA (2005) raportin mukaan lannasta muodostuu joko vähän tai ei ollenkaan metaania, jos lanta varastoidaan lantana (ilman kuiviketta) kasoissa tai lanta levittyy laitumelle eläinten mukana. Ammoniakki ja typenoksideja voi vapautua kestokuivikekarsinoiden pohjista ja jaloittelutarhoista. Toisaalta huuhtoutuvien ravinteiden osuus voi olla huomattava laajoilta jaloittelualueilta, varsinkin jos eläintiheys on korkea (Sommer ym. 2013).

Lannankäsittelyn kasvihuonekaasupäästöjen määräksi on arvioitu 2,2 Gt CO₂e (hiilidioksidekvivalenttia) (Steinfeld ym. 2006). Metaanipäästöjen varastoidusta lannasta on arvioitu olevan 470 Mt CO₂e/vuosi. Metaanipäästöjen on arvioitu lisääntyvän 11 % vuoteen 2020 mennessä. Typpioksidipäästöt muodostuvat keinolannoitteiden käytöstä, lannan levityksestä ja laiduntavien eläinten typpipäästöistä. Typpioksidien päästöt arvioidaan olevan 2482 Mt CO₂e/vuosi. Typpioksidipäästöjen on arvioitu lisääntyvän 18 % vuoteen 2020 mennessä (USEPA 2006). Lannan levityksestä aiheutuvat typpioksidipäästöt ovat merkittävä osuus maatalouden kasvihuonekaasupäästöistä (Davidson 2009). Oeneman ym. (2005) mukaan lannasta aiheutuvat typpioksidipäästöt muodostavat 30–50 % maatalouden typpioksidimäärästä. Typpioksidin kasvihuonekaasuvaikutus on 298 kg CO₂e/kg ja metaanin 25 kg CO₂e/kg (Solomon ym. 2007).

Lannan metaanipäästöt muodostuvat suurimmaksi osaksi anaerobisissa olosuhteissa ennen levitystä. Lannasta muodostuu vähemmän metaania, kun sitä käsitellään kiinteänä (ilman kuiviketta) tai laidunolosuhteissa (USEPA 2005). Lannan käsittelyssä anaerobisien (hapettomien) olosuhteiden välttäminen on metaanintuotannon vähentämisen kannalta keskiössä. Toisena vaihtoehtona voidaan pitää metaanin keräämistä heti sen muodostuessa anaerobisissa olosuhteissa (Montes ym. 2013). Metaanin muodostumiseen anaerobisissa olosuhteissa vaikuttavat ympäristön lämpötila, substraatin määrä ja varastointiaika. Chianese ym. (2009) saivat keskimääräisiksi metaanintuotantomääräksi katetusta lietealtaasta 6,5 kg/m²/vuosi, kattamattomasta lietealtaasta 5,4 kg/m²/vuosi ja kiinteän lannan varastosta 2,3 kg/m²/vuosi.

Suorat typpioksidipäästöt lannasta ovat pieniä verrattuna metaanipäästöihin. Typpioksidipäästöjen muodostumiseksi lannan on ensin oltava aerobisissa olosuhteissa joko kuivikepohjassa tai lantavarastossa. Hapellisissa olosuhteissa ammoniakki (NH₄⁺) tai orgaaninen typpi (N) muuntuu nitraatti-ioniksi (NO₃⁻) tai nitriitti-ioniksi (NO₂⁻). Nitrifikaation jälkeen olosuhteiden on muututtava anaerobisiksi, joissa nitraatti- ja nitriitti-ionit pelkistyvät typeksi (N₂). Nitrifikaation välituotteina muodostuu typpidioksidia (N₂O) ja typpioksidia (NO) (USEPA 2010, Sommer ym. 2013).

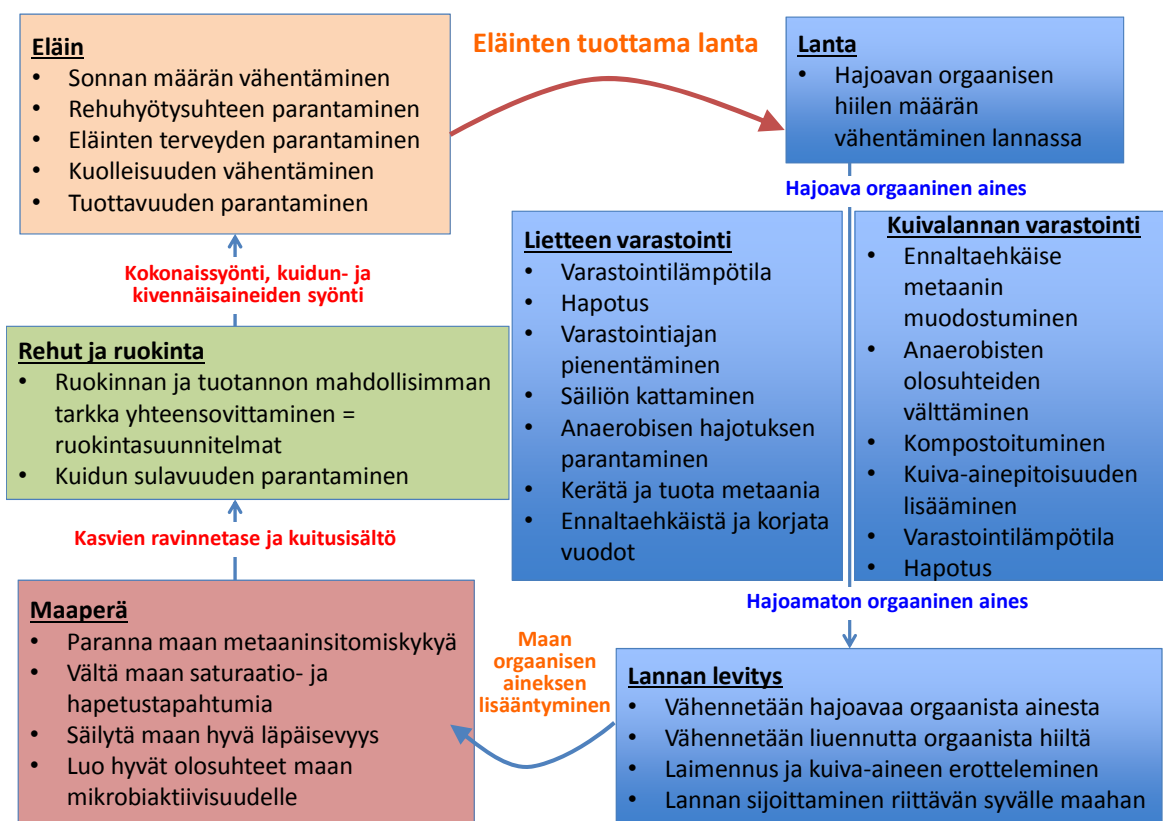


Suurin osa typpioksidipäästöistä maaperässä tapahtuu lannan levityksen ja multaamisen jälkeen nitrifikaatiossa aerobisissa olosuhteissa ja osittain denitrifikaatiossa anaerobisissa olosuhteissa. Denitrifikaatiossa muodostuu yleensä enemmän typpidioksidia kuin nitrifikaatiossa (USEPA 2010, Sommer ym. 2013). Lanta sisältää suuren osan tekijöistä, jotka edistävät nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota. Nitrifikaatio ja denitrifikaatio ovat tilapäisiä/ohimeneviä tapahtumia, joiden tasoon vaikuttaa substrattien määrä. Substraatteina on typen määrä (ammoniakki tai nitraatti-ionit), maaperän hapetus-pelkistymispotentiaali, hajoavan hiilen lähteet, maaperän lämpötila, kosteus/vesimäärä ja mikrobipopulaatio (Cavigelli & Parkin 2012). Mikrobit, jotka pystyvät denitrifikaatioon, pystyvät pelkistämään typpioksidia ja typpeä tietyn määrän. Maaperän olosuhteet vaikuttavat suhteeseen, jolla denitrifikaatiosta muodostuu joko typpioksidia tai typpeä. Hyvin märissä olosuhteissa voi muodostua typpikaasua. Toisaalta typpioksidia voi muodostua epäsuorasti, kun lannan typpeä menetetään haihtuvien kaasujen muodossa (ammoniakki, typpioksidi ja typpidioksidi). Kun typpeä sisältävät kaasut joutuvat maahan, typenoksideja muodostuu edellä mainituilla prosesseilla (Sommer ym. 2013).

Lihanautojen kasvatusolosuhteissa (kylmäpihatot, kestokuivikepohjat rakennuksissa ja jaloittelutarhoissa, laajat jaloittelualueet yms.) kuivikkeeseen pinnasta voi muodostua huomattavia typpioksidipäästöjä (Sommer ym. 2013). Lihanautojen kasvatusolosuhteissa lannasta menetetyt typenosuus voi olla yli puolet (Loh ym. 2008, Cole & Todd 2009). Suurin osa typen menetyksestä tapahtuu ammoniakkina, mutta typpisioksidien määrä on myös suuri (Leytem ym. 2011, Rahman ym. 2013). Lämpötilalla, pinnan muodolla ja kuivikemateriaalilla on olennainen merkitys päästöjen muodostumisessa (Rajala 2006, Aguilar ym. 2011). Valukuaisruokinnan tasapaino on olennaisessa osassa lihanautojen typpidioksidipäästöjen muodostumisessa (Sommer ym. 2013).

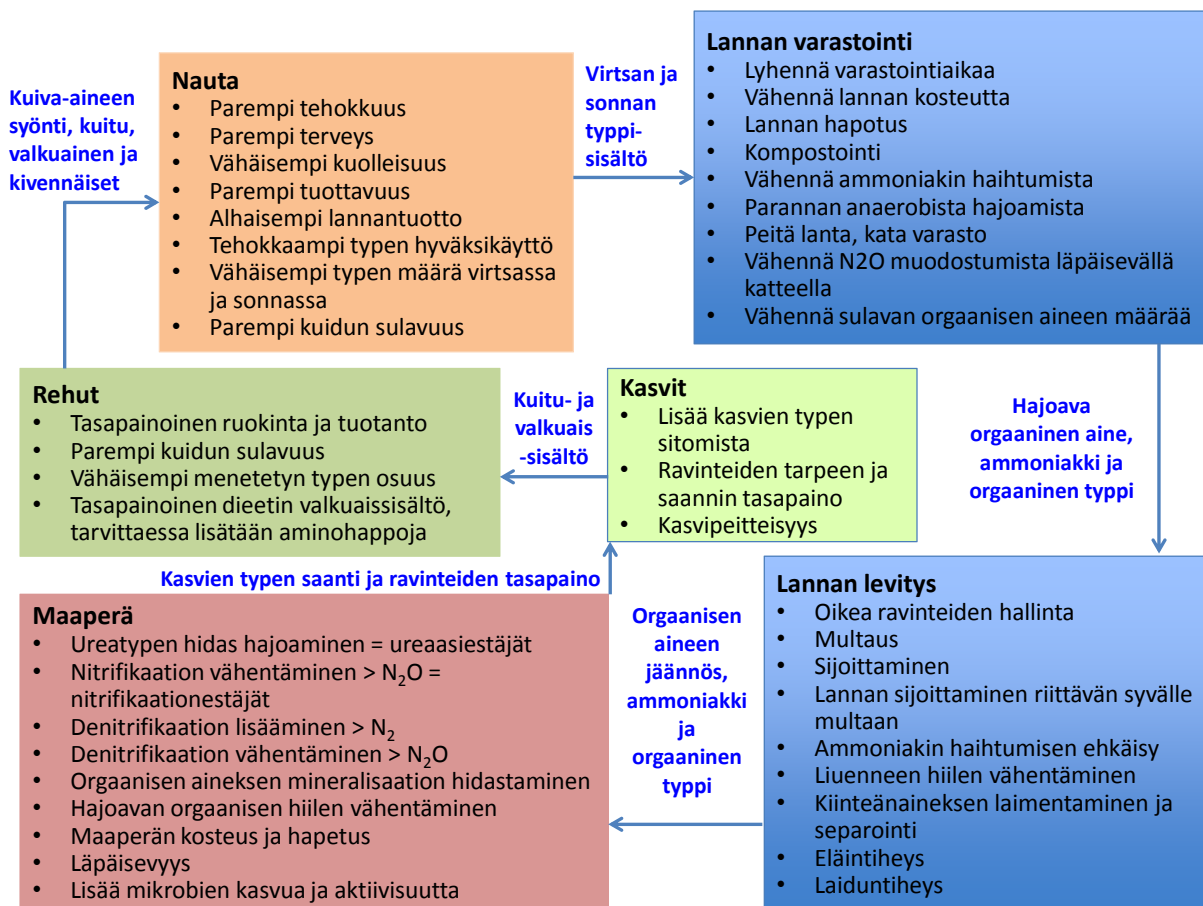
Lihanautatilojen lannankäsittely vaihtelee jonkin verran kasvatustyyppin mukaan. Kylmissä, eristämättömissä kasvatusolosuhteissa lannankäsittely tapahtuu pääosin rakennusten/karsinoiden tyhjentyessä keskimäärin kerran vuodessa. Karsinoiden/makuualueiden tyhjennyksessä muodostuu otolliset olosuhteet ammoniakkipäästöille (Sommer ym. 2013). Kestokuivikejärjestelmät ovat edullisia eläinten hyvinvoinnin ja ravinteiden talteenoton kannalta, mikäli kuiviketta käytetään riittävästi. Kuivikkeena käytetään ensisijaisesti olkea, jota tarvitaan noin 8–12 kg/päivä/ey. Oljen lisäksi on edullista käyttää turvetta. Hapan turve estää ammoniakkin karkaamisen lannasta. Turpeen etuna voidaan pitää sen hyvää nesteen sitomiskykyä. Olkea kuluu vuositasolla 1,5–2,0 tn/ey ja turvetta 8–10 m³/ey (Rajala 2006). Lisäksi kiinteistä jaloittelutarhoista, joista neste kerätään talteen säiliöön, muodostuu runsaasti vesipitoista lietettä.

Pohjois-Amerikassa kasvihuonekaasupäästöjä on mitattu kasvatustarhojen tyhjennysvaiheessa. Metaanipäästöt ovat vaihdelleet 3,8–38 g/eläin/päivä, hiilidioksidipäästöt 17–1399 kg/eläin/päivä ja typpioksidipäästöt 0,68–26 g/eläin/päivä välillä (Borhan ym. 2011, Rahman ym. 2013). Vaihtelu päästöjen määrässä on huomattava. Vaihtelua selittää erilaiset lannankäsittelyssä olosuhteet ja hieman erilainen loppukasvatusdieetti.



Kuva 16. Keinot vähentää lannasta muodostuvaa metaania (Montes ym. 2013).

Typenoksidien mittausta ja todentamista on haastavaa. Mahdollisimman pienien päästöjen muodostumiseksi tulisi tavoitella tuotanto-olosuhteita, joissa tiedetään muodostuvien päästöjen olevan matalia. Haasteellisuutta lisää se, että lannan metaanipäästöt vähenevät hapellisissa olosuhteissa, kun typpioksidien päästöt vastaavasti lisääntyvät samoissa olosuhteissa. Lantavarastojen ns. ilmastus siis vähentää metaanin muodostumista, mutta typenoksideja muodostuu tällöin enemmän (Montes ym. 2013, Sommer ym. 2013). Kuvissa 16 ja 17 on esitetty keinoja vähentää lannasta muodostuvaa metaania ja typpioksideja. Käytännössä kokonaisuuden hallinta tuo ympäristöllisesti edullisimman tuloksen. Kasvien ja eläinten ravinteiden hyväksikäyttöä parantavat tarpeiden tietäminen ja hyvin olosuhteiden varmistaminen. On hyvin tavallista, että ympäristön kannalta edullinen toiminta heikentää jollakin alueella tuotannollista tasoa (Gerber ym. 2013). De Klein & Eckard (2008) arvioivat, että typpioksidipäästöjen vähentäminen tulisi yhdistää toimenpiteisiin, joilla parannetaan typen hyväksikäyttöä. Erityisesti tulisi kiinnittää huomio virtsan typen vähentämiseksi. Tutkijoiden mukaan nykyisillä tekniikoilla on mahdollista vähentää lannan käsittelystä aiheutuvia typpioksidipäästöjä 50 %. Laidunolosuhteissa mahdollisuudet typpioksidipäästöjen vähentämiseen ovat vähäisemmät. Nykyisillä tekniikoilla päästöjä voidaan vähentää laidunolosuhteissa noin 15 %. Petersen & Sommer (2011) korostivat, että lannan käsittelyn ympäristövaikutuksen arvioinnissa tulee ottaa huomioon kaikki kasvihuonepäästöt ja energian muutokset (energy transformation).



Kuva 17. Keinot vähentää lannan typpioksidipäästöjä (Montes ym. 2013).

Ruokinnan vaikutus lannan ympäristöpäästöihin

Nautojen dieettiä voidaan muuntaa lukuisilla eri tavoilla. Ammoniakkipäästöjä voidaan saada pienemmäksi 20–50 % ilman, että eläinten kasvutulokset heikkenevät (Cole ym. 2005, 2006a, Todd ym. 2006). Ruokinnan vaikutusta lannan metaani- ja typpidioksidipäästöihin on tutkittu kuitenkin melko vähän. Ruokinta vaikuttaa eritetyn typen määrään. Ruokinnan raakavalkuaispitoisuus ja valkuaisen pötsihajoavuus vaikuttavat eritetyn typen määrään ja eritystapaan (Cole ym. 2005). Erityisesti ruokinta vaikuttaa siihen, eritetäänkö ylimääräinen typpi virtsassa vai sonnassa (Sommer ym. 2013). Lihanautojen ruokinnassa raakavalkuainen (typpi) joko hajoaa pötsissä tai ohutsuolessa. Pötsissä hajoava valkuainen lisää mikrobien saatavilla olevaa typpeä. Ohutsuolessa hajoavasta valkuaisesta imeytyy noin 80 % ja 20 % erittyy virtsaan ja sontaan (Cole ym. 2005). Naudanlannan ammoniumtyypipäästöistä suurin osa johtuu virtsantypistä. Virtsantyyppi aiheuttaa 88–97 % ammoniakkipäästöistä ensimmäisen kymmenen päivän aikana (Lee ym. 2011a). Virtsan tyypipitoisuuden manipulointi voisi olla mahdollinen tapa vaikuttaa nautojen typpioksi- ja ammoniakkipäästöihin.

Naudan virtsassa typpi on ureana. Ruokinnan raakavalkuaispitoisuus vaikuttaa virtsan ureamäärään (Colmenero & Broderick 2006). Ruokinnan raakavalkuaispitoisuuden noustessa ja pötsissä hajoavan valkuaisen lisääntyessä virtsaan eritetty typpimäärä kasvaa (Cole ym. 2005). Vähän raakavalkuaista sisältävillä ruokinnoina ureatypen määrää on pystytty vähentämään (Hristov ym. 2011a). Matalan valkuaisason dieetit on suunniteltava niin, että eläinten energiansaanti ja ohutsuolessa sulavan valkuaisen osuus on riittävää tuotantoon ja kasvuun (Erickson & Klopfenstein 2010, Lee ym. 2011a). Dieetti, jossa pötsissä hajoavan valkuaisen osuus on erittäin matala, vähentää rehuannoksen sulavuutta, syöntiä ja tuotantoa (Mertens 1994, Lee ym. 2011a, Aschemann ym. 2012). Dieetin raakavalkuaispitoisuuden pienentäminen voi olla tehokkain tapa lannan ammoniakkipäästöjen vähentämiseksi (Hristov ym. 2011b). Raakavalkuaispitoisuuden pienentäminen vähentää lannan ja levityksen metaani- ja typpioksidipäästöjä. Levityksessä aiheutuviin metaani- ja typpioksidipäästöihin vaikuttavat maaperän ja ympäristön olosuhteet (Montes ym.

2013, Sommer ym. 2013). Matalalla raakavalkuaistasolla ruokittujen eläinten lannan tyyppi mineralisoituu hitaammin, joten lannan levityksen yhteydessä päästöt pienenevät (Powell & Broderick 2011). Rehujen raakavalkuaispitoisuuden noustessa metaanintuotanto laskee syötyä orgaanisen aineen kilogrammaa kohden (Sauvant ym. 2011). On siis todennäköistä, että dieetin raakavalkuaistason laskiessa sulavien hiilihydraattien määrä rehustuksessa lisääntyy. Lisääntynyt hiilihydraattimäärä voi lisätä muodostuvaa metaanimäärää (Montes ym. 2013). Küllingin ym. (2001) tutkimuksessa matalan raakavalkuaistason dieetillä typenoksidien määrä lannan varastoinnin yhteydessä laski, mutta metaanintuotanto nousi. Yhteenlasketuna kokonaiskasvihuonekaasujen päästöt pysyivät muuttumattomina.

Ruokinta ja tuotantoympäristön järjestelyt vaikuttavat olennaisesti lihanautojen kasvatukselta aiheutuviin tyypipäästöihin. Ruokinnan ravintosisällön jaksottaminen on eräs tapa vähentää erittyvän typen määrää. Dieetin valkuaisosisällön vähentäminen kasvatuksen edetessä, eläinten iän ja koon karttuessa, vähentää merkittävästi typen ylimääräistä eritystä (Cole ym. 2005, Vasconcelos ym. 2007, 2009) ja ammoniakkin haihtumista kuivikelannasta tai lietelannasta (Sommer ym. 2013). Ammoniakkina menetetään yli puolet syödyistä typpimäärästä (Todd ym. 2006). Valkuaissaannin ja tarpeen tarkempi täyttäminen laski lannan typen eritystä 12–21 % ja ammoniakkin muodostumista 15–33 % (Erickson & Klopfenstein 2010). Myös karsinan tyhjennyskäytännöt vaikuttavat typen menetykseen lannasta. Suurempi tyhjennystiheys lisää haihtuvan typen määrää 19–44 % (Todd ym. 2011). Ympäristön lämpötila vaikuttaa haihtuvan ammoniakkin määrään. Kesällä ammoniakkia haihtuu ilmaan kaksi kertaa enemmän kuin talvella (Todd ym. 2011).

Kationi-anioni tasapaino

Ammoniakkipäästöt ovat vähäisempiä matalassa pH:ssa (happamissa olosuhteissa). Dieetin kationi-anionitasapainolla on mahdollista laskea naudan virtsan pH:ta, mikä voi olla vaikuttaa haihtuvan ammoniakkin määrään. Erickson & Klopfenstein (2010) eivät kuitenkaan pystyneet osoittamaan eroa happamoitavalla ja normaalilla dieetillä ruokittujen nautojen virtsan ammoniakkin haihtuvuudessa. Karsinan pinnasta mitattu ammoniakkin haihtuminen ei välttämättä ole osoittanut virtsan pH:n laskun aiheuttamaa vaikutusta ammoniakkin haihtumiseen. Karsinan pinnassa on huomattava puskurivaikutus, joka ennaltaehkäisee pH:n muutosta. Intensiivisessä tuotannossa karsinoiden pH on noin 8 (Cole ym. 2009). Kationi-anionitasapainoon vaikuttaminen voi heikentää eläinten kasvuominaisuuksia (Cole & Greene 2004).

3.2.1 Varastointi

Lannan varastoinnin kasvihuonekaasut ovat pääasiallisesti metaania ja ammoniakkia. Typenoksidien merkitys on vähäisempi. Tehokkain tapa vähentää varastoinnissa muodostuvia kasvihuonekaasuja on varastointiajan lyhentäminen. Metaanikaasujen määrä lisääntyy huomattavasti varastointiajan pidentyessä (Gerber ym. 2013, Sommer ym. 2013). Toisaalta lantavarastojen kattaminen ja kiinteyden varmistaminen on ainoa tapa ehkäistä varastoista tapahtuvaa ravinteiden menetystä ja ympäristökuormitusta (Sommer ym. 2013).

Varaston/ympäristön lämpötila vaikuttaa olennaisesti ammoniakkin ja metaanin muodostumiseen ja vapautumiseen (Steed & Hashimoto 1994, Sommer ym. 2006). Jos lanta pystytään siirtämään pois kotieläinrakennuksesta ja varastoimaan kylmässä, alle + 10 °C asteen lämpötiloissa, metaanin muodostuminen ja vapautuminen vähenee olennaisesti (Monteny ym. 2006). Ammoniakin haihtuminen ja typpioksidipäästöt ovat vastavuoroisia tapahtumia (Petersen & Sommer 2011). Prosessit, jotka lisäävät ammoniakkin haihtumista, vähentävät todennäköisesti lannan kokonaistypen määrää. Lannoitusvaikutus heikkenee typen määrän vähentyessä (Gerber ym. 2013).

Lietelannan varastoinnin aikana suoritettut käsittelyt, kuten mekaaninen jatkuva ilmastus (Amon ym. 2006) tai jaksottainen ilmastus (Osada ym. 1995, Osada 2000), vähentävät metaanin muodostumista varastoidussa lannassa. Ympäristön lämpötila vaikuttaa olennaisesti sekä metaani- että ammoniakkipäästöjen muodostumiseen varastoidussa lannassa (Steed & Hashimoto 1994, Sommer ym. 2006). Metaani- ja ammoniakkipäästöt kasvavat ympäristön lämpötilan noustessa (Sommer ym. 2013). Kattamattomissa lantavarastoissa sade lisää metaanipäästöjä 1,2–4 kertaisiksi (Kaharabata ym. 1998). Tutkijat olettavat, että sadeepisarat aiheuttavat mekaanista liikettä lietteen pintaan. Lisäksi matala ilmanpaine edesauttaa metaanikaasun vapautumista ja sekoittumista ympäröivään ilmaan.

3.2.2 Separointi

Lannan separoinnin tarkoituksena on lannan käsittelyn yksinkertaistaminen ja hajuhaittojen vähentäminen. Lannan kuivempien ja kosteampien partikkeleiden erottaminen voi vähentää lannan varastoinnissa tapahtuvia metaanipäästöjä. Separointi voi olla varteenotettava vaihtoehto lannasta muodostuvan ympäristökuormituksen pienentämiseksi (Kerbeab ym. 2006, Gerber ym. 2013).

Separoidut lannan kuiva-aineet voidaan käyttää anaerobisessa sulatuksessa biokaasuntuotantoon (Sommer ym. 2013). Lannan kuiva-aineen käyttö substraattina voi lisätä naudanlannasta muodostuvaa metaanin määrää, koska metaania tuottavien raaka-aineiden määrää saadaan näin konsentroitua (Moller ym. 2004). Separoinnissa lannan kuivat partikkelit voidaan kompostoida myös aerobisissa olosuhteissa. Separointi ja kompostointi voivat kuitenkin lisätä ammoniakkin haihtumista ja typenoksidien muodostumista, jolloin typpihävikki lannasta kasvaa ja lannoitearvo laskee (Petersen & Sommer 2011). Amonin ym. (2011) tutkimuksessa ammoniakkipäästöt olivat suurempia kompostoidusta naudanlannasta verrattuna koskemattomaan, anaerobisessa tilassa olevaan lantakasaan. Typpioksidipäästöt muodostuivat suuremmaksi anaerobisesta lantakasasta.

Lannan separointi voi olla ympäristön kannalta edullinen toimenpide (Sommer ym. 2013). Sommerin ym. (2009) tutkimuksessa lannan kiinteän ja nestemäisemmän aineen separoinnilla oli mahdollista vähentää kasvihuonekaasujen päästöjä 49–82 % verrattuna tavanomaiseen lannan käsittelymenetelmään. Lannan kiinteä ja nestemäinen osa voidaan separoinnin jälkeen käyttää tehokkaammin kasvintuotannossa. Lannan kiinteän ja nestemäisen osan erikseen sijoittaminen peltoon vähentää kasvihuonekaasujen muodostumista verrattuna tavanomaiseen separoimattoman lannan sijoittamiseen (Sommer ym. 2013).

Separoinnin suurin ympäristöhyöty muodostuu lannan jatkokäytön monipuolistumisesta. Separoinnin yhteydessä olisi kiinnitettävä huomiota loppu- tai jäännöstuotteen maaperävaikutukseen. Nopeasti mineralisoituvat, runsaasti ravinteita sisältävät lopputuotteet voivat kuluttaa maaperän hiilidioksidia ja lisätä typpioksidipäästöjä verrattuna lopputuotteisiin, jotka sisältävät paljon esimerkiksi hiiltä. Suhteellisen nopeasti mineralisoituvia lopputuotteita ovat bioenergiatuotannon mädätejäännökset. Toisaalta samasta prosessista muodostuva biohiili voi maaperään sijoitettuna toimia hiiltä pidättävänä materiaalina. Mädätejäännöksiä tyypeistä menetetään alle 1 % levityksen jälkeen. Biohiili taas lisää maaperän hiilivarastoja (Cayuela ym. 2010).

Separoinnin jälkeinen kompostointi mahdollistaa separoidun lannan käytön kuivikkeena. Pohjois-Amerikassa käytetään erikokoisia rumpukompostoreita lannan nopeaan kierrätykseen (ks. kompostointi). Separoitua lannan kuiva-ainetta voidaan käyttää tietyin ehdoin myös suoraan kuivikkeena. Haasteeksi voi muodostua mikrobimäärien huomattava kasvu. Käytännössä separoitu lannan kuiva-aine vaatii kuitenkin usein jonkinasteisen kuivatuksen (Schwarz ym. 2010, Husfeldt ym. 2012).

3.2.3 Kompostointi

Kompostointi on lämpöä tuottava ja happea vaativa tapahtuma, jossa mikrobit hajottavat lannassa olevaa orgaanista ainesta. Kompostointi vähentää käsiteltävän lannan määrää ja hajuhaittoja. Naudanlannan kompostoinnin oletetaan vähentävän varastoidun lannan ympäristökuormitusta (Larney ym. 2000, Peigné & Girardin 2004). Kompostin laatuun vaikuttavat käytetyn kuivikkeen määrä ja laatu, maan sekoittuminen kompostiin ja kompostointitekniikka. Kompostointi sanaa käytetään hyvin laajasti. Lannan patterointikasaa voidaan kutsua kompostiksi, toisaalta kompostilanta voi olla useasti käännetystä lantakompostista peräisin. Kompostin lannoitevaikutus määräytyy kompostointilannan hiilen määrän sekä typen muodon ja määrän perusteella (N'Daygamiye ym. 1997, Bernal ym. 1998, Parkinson ym. 2004). Kompostointi vähentää lannassa olevia patogeeneja (Larney ym. 2003), loisia (Van Herk ym. 2004, Turkington ym. 2005) ja rikkakasvien siemenien itävyyttä (Larney & Blackshaw 2003). Kompostointi tuhoaa lähes kaikki lääkeainejäämät (antibiootti) lannasta (Dolliver ym. 2008) ja kasvinsuojeluainejäämät kuivikkeista (Büyüksömez ym. 2000). Eläimille käytetyt loislääkejäämät voivat kuitenkin haitata kompostointitapahtumaa (Floate 2006, Litskas ym. 2013).

Kompostointi tasapainottaa lannan orgaanisen aineksen. Ravinteet vapautuvat kasveille kompostoidusta lannasta hitaammin kuin tuoreesta kompostoimattomasta lannasta (Vuorinen & Saharinen 1997, Larney & Hao 2007). Lannan hiili muodostuu pääasiallisesti orgaanisista hiiliyhdisteistä, joita maamikrobit pysyvät helposti hajottamaan. Tuoreen lannan maanparannusvaikutus ei ole yhtä tehokas kuin kompostoidun naudanlannan helposti hajotettavien hiiliyhdisteiden johdosta. Kompostoidun naudanlannan on osoitettu

lisäävän maan mikrobien toimintaa (Vuorinen & Saharinen 1997, Helgason ym. 2005). Kompostin hiilityppisuhdetta voidaan pitää kompostin kypsymisasteen mittarina. Kompostin tasapainottuessa hiilityppisuhde lähenee suhdetta 10:1. Tuoreessa lannassa hiilityppisuhde on noin 30:1 (Vuorinen & Saharinen 1997, Larney & Hao 2007). Aktiivisesti käännetty naudanlantakomposti menettää enemmän typpeä ammoniakkinä kuin anaerobisena pidetty naudanlantakasa. Typenoksidien päästöjen osalta tapahtuu päinvastoin (Amon ym. 2001). Typenoksideina menetetään 1–6 % kokonaistypen määrästä (Hao ym. 2004). Kompostoidun lannan nitraattityypen määrä lisääntyy aktiivisessa kompostissa yli 91-kertaiseksi (6 vs. 550 mg/kg) ja ammoniumtypen määrä laskee 22 % alkuperäisestä määrästä (2270 vs. 500 mg/kg) (Larney ym. 1999). Kompostointi vähentää lannan kuiva-ainetta ja hiili- ja typpipitoisuutta tavanomaiseen kompostoitomaan naudanlantaan verrattuna. Lannan kuiva-ainepitoisuus vähenee kompostissa 17,3 % enemmän ja vastaavasti hiilipitoisuus 29,4 % ja typpipitoisuus 23,8 % enemmän kuin tavanomaisessa lantapatterissa. Toisaalta naudankompostilannan fosforipitoisuus on kaksi kertaa korkeampi kuin patteroidussa lannassa (Larney ym. 2006).

Komposti voi olla aktiivisesti tai passiivisesti ilmastettu. Aktiivinen ilmastus tarkoittaa ilman koneellista pakottamista kompostoitavan materiaalin läpi. Passiivisessa ilmastuksessa kompostin ilmastus tapahtuu kompostimateriaalia kääntämällä (Sommer ym. 2013). Aktiivisesti käännetyn naudanlantakompostin kasvihuonekaasujen päästöt voivat olla 40 % korkeammat kuin passiivisesti ilmastetun kompostin (401 kg vs. 240 kg CO₂-C/Mg) (Hao ym. 2001). Naudanlantakompostista suurin osa hiilestä menetetään hiilidioksidina. Vain alle 6 % hiilestä menetetään metaanina. Metaanina menetetty hiilen määrä on kuitenkin suurempi kuin hiilidioksidina menetetty, kun lasketaan kasvihuonekaasujen nettomääränä. Metaani sitoo lämpöenergiaa 21 kertaa tehokkaammin kuin hiilidioksidi (Hao ym. 2004).

Kuivikemateriaalin ominaisuudet vaikuttavat kasvihuonekaasujen muodostumiseen naudanlantakompostista. Olkikuivikekompostista typpioksidien päästöt olivat korkeammat kuin puuhakekuivikekompostista (Hao ym. 2004). Tulokseen voi vaikuttaa kompostin tiiviys. Sommerin & Mollerin (2000) tekemän tutkimuksen mukaan kompostin suurempi huokoisuus vähentää kompostista muodostuvia päästöjä. Kompostista muodostuu eniten päästöjä ensimmäisen 30 päivän aikana (Sommer & Moller 2000, Hellebrand & Kalk 2001, Hao ym. 2004). Metaanikaasupäästöt ovat korkeimmillaan ensimmäisen kolmen viikon aikana kompostoinnin alusta. Vastaavasti typpioksidipäästöt muodostuvat kompostoinnin keskivaiheilla (Hellebrand & Kalk 2001).

Fosfokipsi on hapan fosforilannoiteteollisuuden sivutuote. Suomessa merkittävin teollisuuden laitoksista tuleva sivutuotekipsi on Yara Suomi Oy:n fosforihapon tuotannossa muodostuva fosfokipsi. Naudankompostilannan typpihävikkiä voidaan rajoittaa fosfokipsilisäyksellä. Lisätyssä fosfokipsissä yksi kilogramma magnesiumia vähensi naudan kompostilannassa typenhävikkiä 0,11 % (Zvomuya ym. 2005). Fosfokipsi lisäsi kompostin rikin määrä, mutta ei vaikuttanut merkitsevästi kokonaisfosforin määrään. Tutkijat pitivät fosfokipsin lisäämistä naudankompostilantaan varten otettavana vaihtoehtona vähentää naudankompostilannan typen hävikkiä ja ympäristökuormitusta. Haon ym. (2005) tutkimuksessa fosfokipsi vähensi naudankompostilannan kasvihuonekaasupäästöjä 58 %. Pääasiassa vaikutus johtui pienemmästä metaanin muodostumisesta. Tutkijat päättelivät, että fosfokipsin rikkipitoisuus vaikuttaisi mikrobeihin, jotka muodostavat kompostilannassa metaania. Toisaalta fosfokipsillä voi olla happamoittaa lantaa, mikä voi vähentää kasvihuonekaasupäästöjä.

Toimiva naudanlantakomposti on mahdollista ylläpitää hyvin alhaisissa lämpötiloissa. Larneyn ym. (2000) kokeessa naudanlantakompostien sisälämpötilat pysyivät yli +60°C asteen lämpötiloissa, vaikka ulkolämpötila laski -40°C asteeseen. Toisaalta lämpimissä ja tuulisissa olosuhteissa kuivuminen voi alenuttaa kompostin toimivuutta. Optimaalisten kosteusolosuhteiden ylläpitäminen voi lisätä kompostoinnin kustannuksia kesällä (Larney & Hao 2007). Naudanlantakompostissa käytetty kuivike ei vaikuta mainitavasti kasvihuonekaasupäästöihin. Olkikuivikenaudanlantakompostissa kasvihuonekaasupäästöt olivat 368 ± 19 kg CO₂-C/Mg ja puuhakenaudanlantakompostissa 349 ± 24 CO₂-C/Mg (Hao ym. 2004).

Rumpukompostori

Rumpukomposti on vaakatasossa oleva sylinteri, jonka pyörimisliike aiheuttaa materiaalin sekoittumisen ja ilmastuksen. Kompostoituminen on rumpukompostissa hyvin nopeaa johtuen hyvästä ilmastuksesta ja kompostimateriaalin sekoittumisesta. Rumpukompostorista saatavan materiaalin kuiva-ainepitoisuus on yleensä yli 390 g/kg ka (Husfeldt ym. 2012). Rumpukompostorin ja lannan kuiva-aineiden separointi tuottaa parhaan tuloksen, silloin kun kompostorissa olevaa materiaalia halutaan käyttää kuivikkeena. Separoidun lannan kuiva-ainepitoisuuden tulisi olla noin 300 g/kg ka (House 2012). Separoitu lannan

kuiva-aine kompostoituu rumpukompostorissa tehokkaasti. Lannan kuiva-aineiden kompostorikäsitteilyn lämpötila tulisi nousta 65–70 °C asteeseen, jolloin mahdolliset taudinaiheuttajat ja rikkakasvin siemenet tuhoutuvat (House 2012). Rumpukompostointi tuhoaa kaikki koliformiset bakteerit materiaalista (Husfeldt ym. 2012). Kompostoitavan materiaalin viipymäaika rumpukompostorissa on noin 2–3 päivää. Kuivituksessa materiaalia kannattaa levittää usein, koska se alkaa helposti lämmetä uudestaan (House 2012).

Kompostoinnilla on edullisia vaikutuksiaaudanlantaan. Kompostointi vähentää levitettävän lannan määrää ja vesipitoisuutta verrattuna tuoreeseen lantaan. Ravinteiden kuljettaminen on edullisempaa, koska kompostilannan määrä on pienempi ja levityskustannus muodostuu matalammaksi. Kompostoinnin muina edullisina ominaisuuksina voidaan pitää taudinaiheuttajien ja rikkaruohonsiementien tuhoutumista. Toisaalta kompostoinnissa aina menetetään osa lannan typestä. Kompostointia voidaan kuitenkin pitää ympäristökuormitusta pienentävänä toimintatapana, koska metaanin määrä lannasta vähenee ja hajuhaitat pienenevät (Larney & Hao 2007, Gerber ym. 2013).

3.2.4 Lietelannan katteet

Lannan varaston (kiinteä- ja liotelanta) kattaminen vähentää yleensä lannan ympäristökuormitusta. Katteen ominaisuudet vaikuttavat lannasta muodostuviin kasvihuonekaasuihin ja kaasujen määrään. Yksinkertaisimmillaan kate on liotelannan päälle muodostuva kuori tai lantalan katto. Muita varastoidun lannan katteita ovat mm. erilaiset oljesta, hakkeesta, öljystä ja savesta muodostuvat eristävät kerrokset. Kate voi muodostaa lantalaan eristävän anaerobisen tilan. Tällaisia katteita ovat joko puoliksi läpäisevät materiaalit tai täysin ilmatiiviit olosuhteet muodostavat materiaalit (Sommer ym. 2013). Katteen toimivuuteen kasvihuonekaasujen muodostumisen ennaltaehkäisyssä vaikuttavat katteen läpäisevyys, paksuus, hajonavuus, huokoisuus ja helppohoitoisuus (Gerber ym. 2013).

Katteen tarkoitus on pidättää muodostuva kaasu siten, että haitalliset kaasut eivät pääse ympäristöön (Kerbeab ym. 2006). Lietelannan kuori, joka muodostuu kiinteä aineksen noustessa lietteen pintaan, voi pidättää muodostuvia kaasuja jonkin verran. Kuoren läpäisevyys kuitenkin lisääntyy liotelannan lämpötilan noustessa, koska kuori kuivuu ja siihen muodostuu reikiä (Husted 1994). Lietekuoren kaasujen pidätyskykyä voidaan parantaa lisäämällä lietteeseen kuorta muodostavia materiaaleja. Puoliksi läpäisevät materiaalit, kuten lietekuori, olki, hake, lecasora ja savivalmisteet vähentävät jonkin verran ammoniakki- ja metaanipäästöjä. Vaikutus kuitenkin vaihtelee kerroksen paksuuden ja läpäisevyyden mukaan (Sommer ym. 2000, Clemens ym. 2006, Guarino ym. 2006, Van der Zaag ym. 2008). Puoliksi läpäisevät katteet näyttävät lisäävän lannan typpioksidipäästöjä. Nämä katteet muodostavat optimaaliset olosuhteet nitrifikaatiolle katteen ja nestemäisen lannan rajapinnassa. Nestemäisessä lannassa vallitsevat vähähappiset tai hapettomat olosuhteet ovat otollisia denitrifikaatiolle (Hansen ym. 2009, Nielsen ym. 2010). Puoliksi läpäisevien katteiden etu on, että ne vähentävät ammoniakki- ja metaanipäästöjä sekä hajuhaittoja. On kuitenkin hyvin todennäköistä, että typpioksidipäästöjen määrä kasvaa käytettäessä puoliksi läpäiseviä materiaaleja katteina (Sommer ym. 2000, Guarino ym. 2006, Van der Zaag ym. 2008). Puoliksi läpäisevien materiaalien ympäristöhyöty vaihtelee katteiden, ympäristöolosuhteiden ja tutkimustulosten mukaan (Gerber ym. 2013).

Läpäisemättömät kalvot/pinnat, kuten öljyt ja muovit, vähentävät lannasta muodostuvia metaani-, ammoniakki- ja typpioksidipäästöjä (Bicudo ym. 2004, Nicolai & Pohl 2004, Guarino ym. 2006, van der Zaag ym. 2008). Kasviöljyt muodostavat liotelannan katteena erittäin tehokkaan läpäisemättömän kerroksen lietteen päälle. Öljy kuitenkin sekoittuu helposti lietteeseen ja riittävän öljykerroksen muodottaminen on haasteellista. Toisaalta kasviöljykerros myös itsessään muodostaa hajuhaittoja (Guarino ym. 2006, van der Zaag ym. 2008).

Lantaloiden kattaminen läpäisemättömillä, ilmatiiviillä katteilla vähentää merkittävästi metaanin karkaamista. Läpäisemättömät rakennetut katteet lisäävät muodostuvan kaasun ja ympäristön välistä paine-eroa. Muodostunut paine-ero lisää kaasun kulkeutumista lietteen matalammista kerroksista kohti lietteen pintakerroksia (Miner ym. 2000). Kertynyt metaani voidaan kerätä ja käyttää energiantuotantoon. Muodostuva kaasu aiheuttaa räjähdysvaaran, jos katteen alle muodostuvaa metaania ei polteta tai hyödynnetä energiaksi. Toisaalta pienikin reikä aiheuttaa metaanin karkaamisen katteen ulkopuolelle. Lantalan kattaminen ilmatiivillä katteella lisää ilmanpainetta säiliön sisällä. Korkeampi ilmanpaine vähentää metaanin osuutta kaasufaasissa ja lisää metaanin osuutta nestefaasissa (lietteessä). Kun ilmatiivistä katetta aukaistaan esimerkiksi lietesäiliön tyhjennyksen aikana, nestefaasin metaani vapautuu. Jos metaani pääsee tässä vaiheessa vapautumaan, läpäisemättömän katteen hyödyt menetetään (Gerber ym. 2013, Sommer ym. 2013).

Ilmastiiviiden katteiden sisään muodostuvat kaasut tulisi käyttää energiantuotantoon ja muuntaa vähemmän haitallisiksi (Nicolai & Pohl 2004, Rotz & Hafner 2011).

3.2.5 Anaerobinen hajotus eli mädätys

Anaerobinen hajotus on tapahtuma, jossa orgaaninen aines hajoaa mikrobien hajotustoiminnan avulla hapettomassa ympäristössä. Anerobista hajotusta pidetään yhtenä lupaavimmista menetelmistä vähentää lannasta muodostuvia ympäristökaasuja (Montes ym. 2013, Sommer ym. 2013). Anaerobinen hajotus vähentää lannan patogeeneja ja hajuhaittoja (Remais ym. 2009, Dhingra ym. 2011). Jos menetelmä saadaan hallittua oikein, anaerobisessa lannan hajotuksessa muodostuu 60–80 % metaania ja 30–40 % hiilidioksidia. Muodostunutta biokaasua voidaan käyttää energiantuotantoon (Roos ym. 2004).

Mikrobien aineenvaihdunnan sivutuotteina syntyy metaania, ammoniakkia, hiilidioksidia, rikkivetyä, alkoholeja, orgaanisia happoja ja pieniä määriä muita kaasuja. Anaerobinen hajotus on kaksivaiheinen tapahtuma, jossa vaikuttavat kahden tyyppiset mikrobit (Kuva 18) (Sommer ym. 2013).



Kuva 18. Anaerobisen hajotuksen vaiheet (Sommer ym. 2013).

Ensimmäisessä vaiheessa orgaanisen aineksen hajotuksessa toimivat pääasiallisesti asidogeeniset bakteerit. Tapahtumassa muodostuu orgaanisia happoja. Toisessa vaiheessa metanogeeniset bakteerit muodostavat orgaanisista hapoista metaania ja hiilidioksidia. Anaerobinen hajotus voi tapahtua laajalla lämpötila-alueella. Metaanintuotanto pysyy melko muuttumattomana, jos lämpötila pysyy 35–60 °C asteen välillä (Varel ym. 1981). Alle 15 °C asteen lämpötiloissa biokaasuntuotanto vähenee huomattavasti ja prosessissa muodostuu pääasiallisesti hiilidioksidia. Ilman ylimääräistä lämmön tuottoa anaerobista hajotusta voidaan suositella vain alueille, joissa ulkolämpötila pysyy pääsääntöisesti yli +10 °C astetta (Sommer ym. 2013). Käytännössä anaerobisen hajotuksen bakteerit voidaan jaotella toimintalämpötilansa mukaan kolmeen ryhmään (Gerber ym. 2013):

- 1) Psykrofiilit, jotka toimivat 15–20 °C asteen lämpötilassa
- 2) Mesofiilit, joiden toiminta alue on 30–38 °C astetta
- 3) Termofiilit, jotka toimivat 50–60 °C asteessa

Tunnistamalla tietyillä lämpötila-alueilla toimivat mikrobit voidaan tehostaa anaerobista hajotustoimintaa (Geber ym. 2013, Sommer ym. 2013). Pohjoisilla leveyspiireillä anaerobisen hajotuksen pääasialliset mikrobit ovat psykrofiilejä (Abou Nohra ym. 2003). Mesofiileihin mikrobeihin perustuvat anaerobiset hajotusjärjestelmät ovat mahdollisia, jos käytetään riittävää eristystä, biolaitos rakennetaan maanpinnan alapuolelle ja/tai lämpöä tuotetaan prosessiin (Kebreab ym. 2006). Mesofiileillä mikrobeilla voi olla jonkinasteista sopeutumiskykyä matalampiin toimintalämpötiloihin (Kashyap ym. 2003).

Anaerobisessa hajotuksessa tyyppä sisältävät valkuaisaineet, aminohapot ja urea pelkistyvät ammoniakiksi. Vesiliukoinen ammoniakki jää prosessissa mädätteeseen, joka voidaan käyttää lannoitteena kasvinviljelyssä (Sommer ym. 2013). Anaerobinen hajotusprosessi muuntaa lannan orgaanisen hiilen tasapainoisempaan muotoon. Mikrobit käyttävät helposti hajotettavan hiiliosan aineenvaihduntansa raaka-aineeksi. Prosessin etuna on lannan typen muuntuminen maan mikrobeille käyttökelpoisempaan muotoon. Aerobisen hajotusprosessin jäännösmateriaalista muodostuu maaperässä todennäköisesti vähemmän typenoksiedeja kuin lannasta. Lannan orgaanisen aineksen vähenemistä pidetään yleensä keinona vähentää muodostuvia typenoksiedeja lannan levityksen jälkeen (Petersen 1999). Typpioksiedeja muodostaville mikrobeille prosessijäännöksessä on vähemmän energiaa ja jäljellä oleva tyyppi on helposti kasvien käytettävissä (Lantz ym. 2007, Sommer ym. 2013). Märät levitysolosuhteet voivat aiheuttaa typenoksidien runsasta muodostumista myös anaerobisen hajotusprosessin jäännösmateriaalista (Thomsen ym. 2010). Anaerobisen hajotusprosessin aikana orgaanisen typen mineralisaatio vähentää materiaalin happamuutta, mikä

lisää ammoniakkin haihtumista. Ammoniakin lisääntynyt haihtuminen vähentää mädätteessä olevaa typpeä ja heikentää ravinnepitoisuutta/arvoa (Petersen & Sommer 2011).

Anaerobisen hajotuksen hyödyntäminen ja muodostuvan kaasun kerääminen voi vähentää naudanlannasta muodostuvien kasvihuonekaasujen määrää. Jos prosessissa muodostuva metaani käytetään energiantuotantoon, tavoitteena on tuottaa metaanikaasua mahdollisimman paljon ja tehokkaasti. Eläinten dieetin ja anaerobisessa hajotuksessa muodostuvan metaanin määrän välillä on havaittu yhteys. Dieetin sulavuuden heikentyessä orgaanisen aineen määrä lannassa on suurempi, ja metaania muodostuu anaerobisessa hajotustapahtumassa enemmän (Watson ym. 2013). Metaanintuotantoa lisää viipymäaika, raaka-aineen matala kuiva-ainepitoisuus ja oikeanlainen bakteeriympäristö (Abou Nohra ym. 2003, Sommer ym. 2013).

Anaerobisen hajotuksen haasteet naudanlannan käsittelyssä ovat (Gerber ym. 2013, Sommer ym. 2013):

- Materiaalin typpi- ja fosforisisältö ei vähene merkittävästi
- Määteliete tulee käsitellä ja hyödyntää
- Määtelietteen kuiva-ainepitoisuus vaihtelee
- Ravinteet konsentroituvat määtelietteeseen
- Kallis investointikustannus

Ylimääräinen suola, liuottimet, myrkylliset aineet, vieraat aineet (mm. kasvinsuojeluaineet), loislääkkeet ja vetysulfiitti voivat hidastaa tai jopa estää anaerobisen hajotuksen (Mata-Alvarez 2003).

Sivutuotteena kuivike

Lannan anaerobisessa hajotuksessa muodostuu metaania ja hiilidioksidia, joita voidaan käyttää energiantuotantoon. Toinen sivutuote on ravinteikas määteliete, joka voidaan kuivattaa kuivikkeeksi. Kuivattamiseen voidaan käyttää ruuvi- tai telapuristinta. Määtteen ja tuoreen lannan puristejäännöksen kuiva-ainepitoisuus on noin 270–350 g/kg ka (Schwarz ym. 2010, House 2012, Husfeldt ym. 2012). Mikrobin kasvu kuivikkeessa lisääntyy, kun kuivikkeena käytetään kierrätettyä lannan kuiva-ainetta. Materiaalien kosteus yleensä lisää mikrobin kasvua. Määtteessä on 23,6 % vähemmän mikrobeja kuin separoitus-/puristekäsittelyssä tuoreessa lannassa. Määtys vähentää koliformien esiintymistä kierrätetyssä materiaalissa 57 % verrattuna tuoreen lannan separointijäännökseen (Husfeldt ym. 2012). Kierrätettyjen lantamateriaalien kalkkikäsittely voi vähentää mikrobin kasvua kuivikemateriaalissa (Harrison ym. 2008). Kohtuullisen matalasta kuiva-ainepitoisuudesta johtuen kuivikkeena käytettävä määtteen puristejäännös lämpiää melko helposti. Kuivikekäytössä paras tulos saavutetaan, kun kuivike levitetään vähintään 4–5 kertaa viikossa ja noin 5 cm paksuiseen kerrokseen (Schwarz ym. 2010, House 2012).

3.2.6 Hapottaminen

Varastoidusta lannasta vapautuu ammoniakkia, metaania ja typpioksideja. Kaasujen haihtumista voidaan rajoittaa erilaisilla lisäaineilla. Varastoidun (liete)lannan pH on olennaisessa osassa kasvihuonekaasujen hallinnassa. Varastoidun lannan happamuus vaikuttaa erityisesti ammoniakkin haihtumiseen. Ammoniakin haihtuminen voidaan ehkäistä, jos lietelannan pH lasketaan alle 6,0. Hapojen lisääminen lantaan voi olla vartenotettava vaihtoehto lannan ammoniakkipäästöjen vähentämisessä (Petersen & Sommer 2011). Ammoniakin haihtumista voidaan vähentää kotieläinrakennuksessa jopa 70 %, varastoinnissa 10 % ja levityksessä 67 % lisäämällä erilaisia happoja lietelantaan (Sommer ym. 2013). Vahvemmat hapot laskevat lannan pH:n tehokkaammin kuin heikommät hapot ja voivat olla näin kustannustehokkaampia käyttää. Toisaalta vahvemmat hapot ovat työteknisesti vaarallisia käyttää tilaolosuhteissa (Ndegwa ym. 2011). Eri hapot vaikuttavat eri tavalla typpioksidien muodostumiseen lietelannassa. Bergin ym. (2006) tutkimuksessa maitohappo vähensi metaanikaasun muodostumista lietelannasta jopa 90 %. Maitohappohapotetussa lietelannassa ei havaittu typpioksidien muodostumista, kun taas typpihappolisäyksellä typpioksideja muodostui runsaasti.

Eräänä hapotuksen vaihtoehtona on pidetty eläinten virtsan ja sonnan happamuuteen vaikuttamista. Vaihtoehtoina on esitetty anionisia suoloja, runsaasti helposti sulavia hiilihydraatteja sisältävien dieettien, orgaanisten happojen tai kalsium- ja fosforisulujen syöttämistä eläinten dieetissä (Ndegwa ym. 2008). Naudan elimistön pH:ta on kuitenkin haasteellista muuttaa, koska puskurikapasiteetti on korkea. Elimistö pyrkii pitämään pH:n noin 6:ssa (Andrews ym. 2003).

Lannan hapotuksen ei arvioida vaikuttavan kasvintuotantoon. Hapotetun lannan pH (5,5–6,5) on lähes optimaalisissa rajoissa viljojen ja maissin viljelyyn (Tisdale ym. 1993). Tosin jo valmiiksi happamille

maille hapotetun lannan levitys voi aiheuttaa pH:n laskua. Hapotetun lannan käytön pitkäaikaisia vaikutuksia maaperään ei ole saatavilla. On hyvin todennäköistä, että hapotettua lantaa käytettäessä kalkin levitystä joudutaan lisäämään happamilla mailla (Gerber ym. 2013, Sommer ym. 2013). Hapotettu lanta sisältää enemmän typpeä kuin hapottamaton lanta. Ympäristöllinen hyöty saavutetaan vähäisimpien levi-tysmäärien kautta, koska lanta sisältää enemmän kasveille helposti saatavilla olevaa typpeä (Gerber ym. 2013).

3.2.7 Biofiltraatio/biosuodatus

Biofiltraatiota käytetään mm. metaanin keräämiseen erilaisilla maantäyttöalueilla. Nikieman ym. (2007) mukaan jopa 90 % maantäyttöalueiden metaanista pystytään poistamaan biofiltraation avulla. Biofiltraati-on toiminta perustuu mikrobihajotukseen, kun kaasu johdetaan biofiltterinä toimivan materiaalin läpi (Huang ym. 2011). Mikrobiavusteinen metaanin hapettuminen on luonnossa tapahtuva luonnollinen bio-filtraatiotapahtuma esimerkiksi soilla, nurmessa ja riisipelloilla (Nikiema ym. 2007). Biofiltraatiossa metaani muuntuu aerobisessa tapahtumassa hiilidioksidiksi ja vedeksi metanotrofisten mikrobien avulla (Huang ym. 2011). Biofiltraatiossa eri faaseissa toimivat mikrobit luovat mahdollisuuden kaasujen muun-tamiseen vähemmän haitallisiksi aineiksi. Metaani on hiilen- ja energianlähde metanotrofisille bakteereil-le (Hanson & Hanson 1996).

Biofiltterin toiminta ja rakenne tulisi suunnitella siten, että kaasujen käsittely on mahdollisimman teho-kasta. Tehokas biofiltteri on kolmivaiheinen bioreaktori. Bioreaktorin huokoinen pohja toimii kiinteänä faasina, bakteerien muodostama biofilmi nestefaasina ja poistettavat kaasu ovat kaasufaasi (Nikiema ym. 2007). Kiinteässä ja nestefaasissa mikrobit kasvavat ja lisääntyvät. Kaasufaasi tarjoaa mikrobeille ravin-teet. Biofiltterin toiminta suosii tietyn tyyppisiä mikrobeita (Huang ym. 2011). Biofiltteri voidaan raken-taa joko suljetuksi tai avoimeksi prosessiksi. Suljetuissa prosesseissa kaasut puhalletaan biofiltterin läpi. Avoimissa järjestelmissä biofiltteri toimii passiivisen ilmanvaihdon tavoin. Avoimessa järjestelmässä biofiltterin lämpötilan ja kosteuden säätely voi olla haasteellista. Toisaalta avoin järjestelmä on käytän-nöllisempi kuin suljettu biofiltteri (Nikiema ym. 2007). Lämpötila metanotrofisten mikrobien optimaali-selle toiminnalle on 10–45°C astetta (Whalen ym. 1990, Boeckx & Cleemput 1996). Aktiivisuutta on kuitenkin havaittu huomattavasti alhaisemmissakin lämpötiloissa, kun väliaine pysyy nestemäisenä (Huang ym. 2011). Biofiltterin toiminta voidaan todennäköisesti pitää hyvänä, jos ydinlämpö pystytään pitämään noin 15 °C asteessa (Christophersen ym. 2000, Le Mer & Roger 2001). Lantaloiden ja kompos-tien yhteydessä käytettyjen biofilttereiden kosteus voi vaihdella 25–50 % välillä (Humer & Lechner 1999). Biofiltteripatjan optimaalinen pH voi vaihdella 5,5–8,5 välillä (Hanson & Hanson 1996, Le Mer & Roger 2001). Biofiltterin mikrobien kasvun ja toiminnan kannalta kupari, typpi ja fosfori ovat tärkeimpiä ravinteita (Trotsenko & Khmelenina 2002). Mikrobit saavat ravinteet joko biofiltteripajan kosteutukseen käytettävästä nesteestä tai biofiltteripatjasta (Nikiema ym. 2005). Kupari on tärkeä ravinne mikrobeille metaanin hapetukseen (Huang ym. 2011). Mikrobit hyödyntävät typen epäorgaanisessa muodossa nitraati-, ammonium- ja nitriitti-ioneina. Fosforin, kaliumin ja magnesiumin on havaittu parantavan biofiltterin toimintaa (Huang ym. 2011).

Biofiltterin patja on huokoinen, kiinteä pohja, joka tarjoaa riittävästi pinta-alaa ja olosuhteet mikrobien kasvuille. Hyvä biofiltteripohja pidättää tarvittavan määrän kosteutta. Sen kemialliset ja rakenteelliset ominaisuudet pyritään muodostamaan optimaaliseksi mikrobien kasvuille (Nikiema ym. 2007). Komposte-ja pidetään tehokkaimpina biofilttereinä. Niiden haitallisten kaasujen eliminoimiskapasiteetti on jopa 90–100 %, hieman vaihdellen kompostin materiaalista riippuen (Hettiaratchi & Stein 2001, Wilshusen ym. 2004, Haubrichs & Widmann 2006). Kypsät kompostit toimivat yleensä tehokkaimpina biofilttereinä, varsinkin metaanikaasujen poistossa (Humer & Lechner 1999).

Naudan kompostilanta voi toimia tehokkaana biofiltraatiomateriaalina. Naudan kompostilanta on halpa, helposti ylläpidettävä ja sisältää monipuolisen mikrobipopulaation (Utami ym. 2012). Kompostilannan etuna on, että ylimääräisiä ravintoaineita ei tarvitse lisätä, koska orgaanisen typen ja muiden ravintoainei-den määrä on yleensä riittävä pitämään yllä mikrobitoimintaa (Pagans ym. 2005). Kompostilantaan voi-daan tarvittaessa lisätä karkeampaa materiaalia ilmavuuden ja keston lisäämiseksi (Liang ym. 2000, Nico-lai & Janni 2001). Kompostiperusteisella biofiltterillä on pystytty keräämään lähes 50 % lannassa muo-dostuneista typpioksidikaasuista (Yang ym. 2007).

Avoin biofiltteri voidaan rakentaa esimerkiksi rakennuksen/lantalan/lietelantalan viereen ja johtaa kaasu-maiset tuotteet biofiltterin läpi. Toisaalta biofiltteri voidaan rakentaa myös lietesäiliön tai laguunin päälle (Rajala 2006). Lannasta muodostuvien kaasujen päästöjä voidaan vähentää biofiltterillä noin 80 % (Schi-

midt ym. 2004, Huang ym. 2011). Talvi ja pakkasen eivät kuitenkaan estä biofiltterin käyttöä, mutta biofiltteri voidaan joutua peittämään läpäisevillä peitteillä (Schmidt ym. 2004). Lietelannasta muodostuvien kaasujen tehokkain elimointi voidaan suorittaa yhdistämällä biofiltterin toiminta hapoilla toimivaan suodattimeen ja erilaisiin vesilukkoihin. Erilaisten tekniikoiden yhdistäminen vähentäisi ammoniakki-, kasvihuonekaasu- ja hajupäästöjä (Melse & Timmerman 2009).

3.2.8 Lannanlevitys

Hyödyllisin ja käytännöllisin lannan lopullinen sijoitus tapahtuu kasvin- tai nurmen tuotannossa olevalle pellolle. Lannan käyttö kasvien lannoitukseen on sekä taloudellisesti että ympäristöllisesti kestävä tapa kierrättää kotieläintaloudessa muodostuvat ravinteet. Intensiivisen naudanlihantuotannon haasteena voi olla tilalle ostettujen ravinteiden (esim. ostetut väkirehut) suuri määrä, joka aiheuttaa epätasapainoa kasvintuotannossa tarvittavien ja lannasta tulevien ravinteiden välille (Phillips 2010, Sommer ym. 2013). Lannan levittäminen toistuvasti samalle alueelle lisää ravinteiden huuhtoutumista ja ympäristökuormitusta (Gerber ym. 2013, Sommer ym. 2013).

Lannanlevityksen ympäristöpäästöt vähenevät tehokkaimmin, kun levitysolosuhteet otetaan huomioon mahdollisimman tarkkaan. Pellon rakenne tulisi pyrkiä säilyttämään mahdollisimman hyvänä, jotta ravinteiden hyödynnys olisi paras mahdollinen. Ääriolosuhteita (märkyys, kuivuus, tuulisuus yms.) tulisi välttää. Ravinteet tulisi levittää vuoden aikaan, jolloin ravinteiden hyödynnys on tehokkainta (Sommer ym. 2013).

Lietelannan sijoituksella tai vähintään nopealla multaamisella on pystytty ehkäisemään kaasumaisia päästöjä ja parantamaan ravinteiden hyödynnystä sekä pienentämään ympäristökuormitusta (Wulf ym. 2002, Frost ym. 2007). Lietelannan sijoittaminen voi kuitenkin lisätä paikallisia hapettomia alueita maassa. Voi olla mahdollista, että typpioksidin ja metaanin muodostuminen maassa on runsaampaa yhdessä runsaan hajoavan orgaanisen aineksen ja typen kanssa kuin pinnalle levitetyssä lannassa (Flessa & Besse 2000, Külling ym. 2003, Amon ym. 2006, Clemens ym. 2006). Lietelannan orgaanista ainesta voidaan vähentää laimentamalla, separoimalla tai anaerobisella sulatuksella. Lietelannan orgaanisen aineksen vähentäminen pienentää metaanin muodostumista levityksen jälkeen (Amon ym. 2006, Clemens ym. 2006). Maaperän metaani ei ole sinänsä ympäristöllinen ongelma, koska maan mikrobit hyödyntävät metaanin hiilen aineenvaihdunnassaan. Maaperä toimii näin hiilinieluna. Haaste muodostuu, jos muodostuva metaanimäärä ylittää mikrobien kyvyn käsitellä metaania tai maaperään muodostuu hapeton tila. Hapettomissa olosuhteissa metaanin muodostuminen lannansijoituksen jälkeen voi olla huomattavaa. Maaperän hapellisten olosuhteiden ylläpitäminen on erittäin tärkeää lannan sijoittamisessa metaanin muodostumisen ennalta ehkäisemiseksi (Rohde ym. 2006). Lietelannan sijoittamisen etuna on aina ammoniakkipäästöjen pienentyminen. Pintalevitykseen verrattuna typen hävikki on 18 % matalampi (27,1 vs. 9,1 %) (Powell ym. 2011c).

Maan hyvän rakenteen säilyttäminen on olennainen osa lannan levityksen ympäristöystävällistä strategiaa. Hansen (1996) osoitti, että kuivalannan levittäminen tiivistyneeseen maahan vähentää kuiva-ainesatoa 30 % verrattuna normaalin rakenteen omaavaan peltomaahan. Ravinteiden huuhtoutuminen on runsasta tiivistyneestä maasta (Sommer ym. 2013).

Ympäristön kannalta parhaat olosuhteet lannan levitykselle (Sommer ym. 2013):

- 1) Ravinteiden sijoitus tai samanaikainen multaus
- 2) Hyvä maanrakenne ja korkea ravinteiden vaihtokyky
- 3) Maan ja lannan pH alle 6,5
- 4) Tyyni tai vähätuulinen ilma
- 5) Lämpötila lähellä +10 °C astetta tai alle, ei kuitenkaan jäätyneeseen maahan
- 6) Hieman kostea maa, ehdottomasti ei märkä
- 7) Levitys hyvässä kasvussa olevalle kasville

Sopivia ajankohtia lannan levitykseen eri lantalajeittain (Rajala 2006):

- 1) Maa on riittävän kuivaa ja kantavaa
- 2) Kuivikelanta
 - Keväällä
 - Mullokselle mullaten
 - Loppukesällä syysviljalle mullaten
 - Syksyllä välittömästi ennen maan routaantumista mullaten
- 3) Lietelanta
 - Keväällä
 - Mullokselle mullaten
 - Kylvön yhteydessä sijoittaen
 - Syys- ja kevätviljan oraille letkulevityksenä
 - Nurmelle sijoittaen
 - Nurmelle letkulevityksenä (ilmastettu lietalanta)
- 4) Virtsa
 - Keväällä mullokselle mullaten
 - Nurmiin sijoittaen tai letkulevityksenä
 - Oraille (letkulevityksenä)
 - Kesällä nurmille letkulevityksenä – laimennus vedellä kuivana aikana
 - Syyslevitystä vältetään

Ruokinnan vaikutus lannan varastointiin ja levitykseen

Ruokinta vaikuttaa lannan typpi- ja hiilisisältöön. Ruokinnan raakavalkuaispitoisuuden laskeminen tuottaa lantaa, jossa typen mineralisoituminen on hitaampaa ja kasvien hyödyntämää tyypeä on vähemmän (Powell & Broderick 2011). Typpioksidipäästöt muodostuvat maan mikrobien muuntaessa ammonium-tyypeä kasveille käyttökelpoiseksi nitraatiksi. Maaperän hapetusolosuhteet vaikuttavat siihen, mikä kemiallinen polku käyttää vähiten energiaa. Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että mitä vähemmän maaperässä ja lannassa on ammoniakkia, sitä vähemmän muodostuu typpioksidipäästöjä (Külling ym. 2001, Lee ym. 2012). Lannan ammoniakkisisällön ja maaperän typpioksidipäästöjen yhteys on kuitenkin hyvin monisyinen. On mahdollista, että tekniikat, jotka vähentävät lannan ammoniakin haihtumista, lisäävät maaperän typpioksidipäästöjä (Petersen & Sommer 2011). Valkuaisruokinnan vähentäminen pienentää virtsan typpisisältöä, joka vähentää lannanlevityksen jälkeisiä typpioksidipäästöjä. Ruokinnan vähäisempi typpiosuus vähentää lannan varastoinnin metaanipäästöjä ja levityksen jälkeisiä typpioksidipäästöjä (Külling ym. 2001, Gerber ym. 2013).

Tilan kokonaistehokkuus nousee, jos ammoniakkipäästöjä pyritään vähentämään. Toimenpiteet, jotka vähentävät ammoniakkipäästöjä ovat yleensä taloudellisesti kannattavia (mm. ostovalkuaisen vähentäminen ruokinnassa ja typpilannoitteiden korvaaminen tyypeä sitovilla kasveilla). Lannan välitön multaaminen kuuluu myös näihin toimenpiteisiin, koska haihtuvaa ammoniakin osuutta saadaan pienennettyä ja tyypeä jää enemmän kasvien hyödynnettäväksi (Gerber ym. 2013). Lietelannan sijoittaminen vähentää ammoniumtypen haihtumista, mutta voi lisätä typpidioksidipäästöjä. Vaihtoehtoiskustannukseen (ammoniakin haihtuminen pienenee vs. typpidioksidipäästöt lisääntyvät) vaikuttavat maaperän olosuhteet; anaerobiset olosuhteet lisäävät typpidioksidipäästöjen osuutta (Dell ym. 2011). Lannan happamoittaminen tai kylmät lantavarastot eivät välttämättä vähennä typpidioksidipäästöjä, vaikka ammoniakin haihtuminen saadankin näillä toimenpiteillä kuriin. Lannan korkea typpipitoisuus aiheuttaa maaperässä typpioksidipäästöjä. Jos levitysmäärät ylittävät säännökset/rajoitukset, typpioksidipäästöt voivat olla huomattavia. Typpioksidipäästöihin vaikuttaa hyvin monet tekijät, joissa on usein monta epävarmuustekijää. Tästä syystä lannankäsittelyssä tulisi minimoida ammoniakin haihtuminen, joka aina merkitsee typen menettämistä kasvien hyödynnyksen ulottumattomiin. Ammoniakkipäästöjen hallitseminen on huomattavasti todennäköisempää ja helpompaa kuin typpioksidipäästöjen ennustaminen (Gerber ym. 2013).

Tanniinien käyttö ruokinnassa muodostaa sontaan sulamattomia yhdisteitä, jotka hidastavat lannan kompostoitumista. Hidastunut kompostointi/hajoamisprosessi voi vähentää lannasta vapautuvan metaanin määrää. Toisaalta yhdisteeseen sitoutunut typpi vähentää typpioksidipäästöjä (Gerber ym. 2013). Haon ym. (2011) tekemässä tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu kompostoituneen lannan pitkäaikaisessa seuraamisessa merkitseviä eroja metaanin tai typenoksidien vapautumisessa. Tutkijat epäilivät, että rehustuksessa käytetty tanniinimäärä oli liian pieni tai kompostimikrobit pystyivät hajottamaan sonnassa olevan tanniinin. Tanniinit vähentävät myös virtsaan erittyvän typen määrää, jolloin typpioksidien muodostumi-

nen vähenee. Tästä voi olla ympäristöllistä hyötyä erityisesti laidunolosuhteissa (käsitelty laiduntaminen osiossa). Powell ym. (2011a,b) tekivät mielenkiintoisen havainnon, jossa tanniinien levittäminen karsinan lattialle vähensi ammoniakkin haihtumista 20 % ja vastaavasti maahan levitettyä ammoniakkin haihtuminen väheni lannan levityksen yhteydessä 27 %.



Kuva: Maiju Pesonen

Taulukko 6. Menettelytapoja, jotka tarjoavat mahdollisuuden vähentää kasvihuonekaasupäästöjä (Montes ym. 2013).

Toimintatapa	Mahdollinen metaanin- tuotantoa vähentävä vaikutus ¹	Mahdollinen typpioksi- deja vähentävä vaiku- tus ¹	Mahdollinen ammoni- akkia vähentävä vaiku- tus ¹	Vaikuttavuus/tehokkuus ²	Suositus ³
<i>Ruokinta</i>					
Valkuaisen vähentäminen dieetis- sä/rehustuksessa	? ^{4,5}	Keskinkertainen	Suuri	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)
Laiduntamisstrategiat (intensiteetti)	?	Suuri ⁶	? ⁶	Kyllä (N ₂ O)	Kyllä (N ₂ O)
<i>Tuotantoympäristö</i>					
Biofiltraatio	Pieni?	?	Suuri	Kyllä (NH ₃ , CH ₄ ?)	Kyllä (NH ₃ , CH ₄ ?)
Lannan käsittelyjärjestelmä ⁷	Suuri	?	Suuri	Kyllä (NH ₃ , CH ₄)	Kyllä (NH ₃ , CH ₄)
<i>Lannan käsittely</i>					
Anaerobinen hajotus	Suuri	Suuri ⁸	Lisää? ⁹	Kyllä (CH ₄ , N ₂ O)	Kyllä (CH ₄ , N ₂ O)
Separointi	Suuri	Vähäinen? ⁸	? ¹⁰	Kyllä (CH ₄)	Kyllä (CH ₄)
Ilmastus	Suuri	Lisää? ¹¹	? ¹¹	Kyllä (CH ₄)	Kyllä (CH ₄)
Hapotus	Suuri	? ¹²	Suuri ¹²	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)
<i>Lannan varastointi</i>					
Varastointi ajan lyhentäminen	Suuri ¹³	Suuri ¹³	Suuri ¹³	Kyllä (kaikki)	Kyllä (kaikki)
Kattaminen oljella	Suuri	Lisää? ¹⁴	Suuri	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)	Kyllä (CH ₄)
Luonnollinen kuori	Suuri	Lisää? ¹⁴	Suuri	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)	Kyllä (CH ₄)
Ilmastus (lietelanta)	Keskinkertainen > suuri	Lisää? ¹¹	? ¹¹	Kyllä (CH ₄)	Kyllä (CH ₄)
Kompostointi	Suuri	? ¹¹	Lisää ¹¹	Kyllä (CH ₄)	Kyllä (CH ₄)
Varastointi lämpötila	Suuri	?	Suuri	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)	Kyllä (CH ₄ , NH ₃)
Ilmatiiviskate palkeella	Suuri	Suuri	? ¹⁶	Kyllä (CH ₄ , N ₂ O)	Kyllä (CH ₄ , N ₂ O)
<i>Lannanlevitys</i>					
Sijoitus vs. levitys pintaan	Ei vaikutus > lisää?	Ei vaikutusta > lisää ¹⁷	Suuri	Kyllä (NH ₃)	Kyllä (NH ₃)
Levityksen ajoitus	Vähäinen	Suuri ¹⁸	Suuri	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)
Kasvipeitteisyys, kerääjä kasvit	?	Ei vaikutusta > suuri ¹⁹	Lisää ²⁰	Kyllä (N ₂ O?)	Kyllä (N ₂ O?)
Maaperän ravinnetasapaino	Ei käyttökelpoinen	Suuri	Suuri	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)
<i>Nitrifikaation estäjät</i>					
Lantaan ja virtsaan (virtsaan laitumella) ²¹	Ei käyttökelpoinen	Suuri	Ei käyttökelpoinen	Kyllä (N ₂ O)	Kyllä (N ₂ O)
<i>Ureaasin estäjät</i>					
Virtsassa (ruokinta) tai jälkeen (laitumella) ²²	Ei käyttökelpoinen	Keskinkertainen?	Suuri	Kyllä (N ₂ O, NH ₃) ²²	Kyllä (N ₂ O, NH ₃)?
<i>Maaperän hoito</i>					
Kasvukunto, rakenne, vesitalous, läpäisevyys	?	Vähentää > lisää ²³	?	Kyllä (N ₂ O?)	Kyllä (N ₂ O?)

Taulukko 6. jatkuu (taulukon selitteet).

- ¹ Suuri vaikutus ≥ 30 %, keskinkertainen vaikutus 10–30 %, vähäinen/matala vaikutus ≤ 10 %. Arvion prosentti viittaa keskimääräiseen tavanomaiseen käytäntöön verrattuna.
- ² Vaikuttavuus on arvioitu kasvihuonekaasujen tai ammoniakkipäästöjen vähentymisen perusteella
- ³ Tieteellinen näyttö tai sen puute.
- ⁴ ? = epävarmuus tehosta tieteellisen näytön puuttuessa tai tieteellisessä näytössä on suuri vaihtelevuus.
- ⁵ Tieteellinen näyttö on puutteellista. Mallinnukset osoittavat ruuansulatuksesta muodostuvan metaanin lisääntyvän. Jos pötsin toiminta heikkenee, lannasta muodostuva metaanin määrä kasvaa.
- ⁶ Laidunnuksen eläintiheyden laskeminen voi vähentää typpioksidipäästöjä jopa 50 %. Typpioksidipäästöjen oletetaan vähentyvän vähäisemmästä virtsan typen määrästä maaperään. Toisaalta typpioksidipäästöt voivat lisääntyä, jos talvehtivien nurmikasvustojen kuollut kasvimateriaali lisääntyy laidunnusintensiteetin laskiessa. Ammoniakkipäästöt voivat lisääntyä, määrä on epäselvä.
- ⁷ Lannankäsittelyjärjestelmä, joka lyhentää lannan ja virtsan viipymisaikaa kotieläinrakennuksessa vähentää ammoniakki ja metaanipäästöjä kotieläinten kanssa samassa tilassa. Typpioksidipäästöjen osalta näytöt eivät ole yhteneviä. Kotieläinrakennuksissa ja lantavarastoissa tapahtuvat typpioksidipäästöt ovat vähäisiä. Lannankäsittely- ja varastointijärjestelmät vaikuttavat myös kasvihuonekaasujen muodostumiseen. Kasvihuonekaasupäästöt voivat olla suuremmat kuivikepohjaisissa järjestelmissä, jos lanta siirretään päivittäin verrattuna tilanteeseen, jossa lantaa käsitellään esimerkiksi kerran vuodessa.
- ⁸ Anaerobinen hajotus ja kiinteän aineksen separointi vähentää hajoavan hiilen määrää lannassa. Tällaisen materiaalin levityksessä nitrifikaatio ja typpioksidien muodostuminen on todennäköisesti vähäisempää.
- ⁹ Ammoniakkipäästöt lisääntyvät, koska enemmän orgaanista typpeä hajotetaan ammoniakiksi. Suuruus on epäselvä.
- ¹⁰ Kiinteän aineksen vähentäminen helpottaa lannan sijoittamista ja vähentää ammoniakkipäästöjä levityksen yhteydessä.
- ¹¹ Joissain tapauksissa ilmastus voi lisätä ammoniumtypen ja typpioksidien muodostumista, mikä lisää mahdollisia typpioksidipäästöjä ja vähentää ammoniakin haihtumista. Suurimmassa osassa tapauksista kompostoituminen lisää ammoniakin vapautumista ja hävikkiä.
- ¹² Hapetus vähentää haihtuvan ammoniakin osuutta. Toisaalta se voi lisätä typpioksidipäästöjä lannan levityksen jälkeen.
- ¹³ Varastointiajan pidentäminen lisää ammoniakin ja metaanin määrää varastoidussa lannassa. Kaasujen määrä lisääntyy, koska mikrobeilla on enemmän aikaa hajottaa lannan ravinteita. Päästöt yleensä lisääntyvät lannan levityksen yhteydessä, mutta vaihtelevuus on suuri. Toimintatapa on listattu hyvin vaikuttavaksi toimenpiteeksi, koska ilman lannanvarastointia harvoin selvittää.
- ¹⁴ Lantavaraston peittäminen läpäisevillä katteilla lisää nitrifikaatiota ja typpioksidipäästöjä.
- ¹⁵ Ei käytännöllinen.
- ¹⁶ Lantavarastojen kattaminen läpäisemättömillä/ilmatiiviillä katteilla estää ammoniakin haihtumisen varastoinnin aikana ja lisää lannan ammoniakkisisältöä. Lannan levityksessä ja levityksen jälkeen ammoniakkipäästöjen osuus on suurempi.
- ¹⁷ Lannan sijoittaminen lisää maaperän hiili- ja typpimäärää. Maaperän olosuhteet lisäävät pelkistymisreaktioiden mahdollisuutta ja typpioksidien muodostumista. Typpioksidien muodostumisen määrään vaikuttavat maaperän kosteus, rakenne, lämpötila ja monet muut ominaisuudet.
- ¹⁸ Lannan sijoittaminen ajoitetaan maaperän lämpötilan ja kosteuden perusteella aikaan, jolloin typpioksidien muodostuminen on vähäisintä. Vaikutukset typpioksidipäästöjen muodostumiseen voivat olla huomattavia, mutta vaihtelevuus voi olla suurta.
- ¹⁹ Kasvipeitteisyys ja kerääjäkasvit vähentävät typenmäärää ja nitraatti-ionien kerääntymistä maaperään. Typpioksidien muodostuminen denitrifikaation kautta voi olla vähäisempää. Tulokset kokonaiskasvihuonekaasupäästöjen määrässä ovat olleet epäjohdonmukaisia. Yhdysvaikutukset muiden maaperää säästävien toimintojen kanssa ovat positiivisia, kuten tiivistymisen vähentyminen. Kasvipeitteisyys on otettava huomioon, kun arvioidaan toimenpiteitä, joilla voidaan vähentää kasvihuonekaasuja tilakokonaisuudesta.
- ²⁰ Kasvillisuus estää lannan suoraa pääsyä kontaktiin maaperän kanssa, jolloin ammoniakin haihtuminen on suurempaa. Ammoniakin haihtumisen määrään vaikuttavat levitystekniikka ja lannan ominaisuudet.
- ²¹ Nitrifikaation estäjät ovat vähentäneet typpioksidipäästöjä ja typen huuhtoutumista intensiivisessä maidon- ja karitsanlihan tuotannossa Uudessa Seelannissa.
- ²² Ureaasin estäjät toimivat hyvin ennen kuin urean typpi on muuntunut lannan ammoniumtyypeksi. Käyttö soveltuu parhaiten järjestelmiin, joissa virtsa ja lanta erotellaan.
- ²³ Maaperän kosteus vaikuttaa nitrifikaation ja denitrifikaation määrään, aiheuttaen suuren vaihtelun typpioksidipäästöissä.

3.3 Tuotantoympäristö

3.3.1 Kotieläinrakennukset

Kotieläinrakennukset ja rakenteet eivät suoranaisesti vaikuta metaani- ja typpioksidipäästöihin. Rakennuksien toiminnallinen suunnittelu kuitenkin vaikuttaa siihen, kuinka lantaa käsitellään tuotantotilalla. Tuotantorakennuksen tyyppi vaikuttaa lannan käsittelyjärjestelmään ja siihen, onko lannan jatkokäsittelyssä järkevää käyttää anaerobista hajotusta vai kompostointia (Montes ym. 2013). Katetuissa, kiinteissä rakennuksissa on mahdollista käyttää tehokkaampia tekniikoita tuotannossa muodostuvien kasvihuonekaasujen keräämiseen ja käsittelyyn (Gerber ym. 2013). Tulevaisuuden vaihtoehtoina voi olla erilaisten pintamateriaalien kemiallisten reaktioiden käyttäminen kasvihuonekaasujen eliminoimisessa (Duan ym. 2012).

Kylmissä tuotantorakennuksissa muodostuu kiinteämpää lantaa, koska kuivikkeiden osuus voi olla huomattava. Lantavarastoissa lanta on usein kasassa. Typpioksidipäästöt voivat olla tällöin suurempia kuin lietelantajärjestelmässä, koska varastoinnissa muodostuu otolliset olosuhteet nitrifikaatiolle ja denitrifikaatiolle (Montes ym. 2013). Lietelantajärjestelmien typpioksidipäästöt ovat matalampia kuin kiinteän lannanjärjestelmien (Külling ym. 2001, 2003). Typpioksidipäästöjen tulkinnan haasteellisuutta lisäsi se, että dieettien raakavalkuaispitoisuus vaihteli, mikä johti eroihin ammoniakkipäästöissä (Külling ym. 2001, 2003). Metaanipäästöjen osalta tilanne on päinvastainen. Kuivikkeettomasta lannasta ja lietelannasta muodostuu enemmän metaania kuin järjestelmistä, joissa on kuivikkeita käytetty (Sommer ym. 2013).

Suurimmat ammoniakkipäästöt kuivikkeisiin perustuvissa järjestelmissä tapahtuvat kestokuivikepohjien vaihdon tai varaston ilmastuksen (tavoitteena kompostoituminen) yhteydessä (Amon ym. 2001, Sommer ym. 2013). Amonin ym. (2001) tekemässä vertailussa lietelantajärjestelmien ja kestokuivikepohjien (kuivikkeena olki) välillä ei havaittu eroja typpioksidipäästöissä. Eniten päästöjä aiheutti järjestelmä, jossa lanta varastoitiin kiinteänä joko ilman kuiviketta tai vain vähäisellä määrällä kuiviketta. Hassouna ym. (2010) mittasivat korkeammat typpioksidipäästöt olkikuiviketta käyttävistä järjestelmistä verrattuna lietelantajärjestelmiin. Lietelantajärjestelmissä lannan tai lietteen varastointiaika vaikuttaa olennaisesti päästöjen muodostumiseen.

Varastointiajan noustessa metaanintuotanto lisääntyy ja typpioksidien tuotanto vähenee (Montes ym. 2013, Sommer ym. 2013). Lietelannankäsittelyjärjestelmä vaikuttaa ammoniakin ja metaanin muodostumiseen. Ammoniakkia ja metaania muodostuu vähemmän, kun lanta siirtyy karsinoiden alta nopeasti (päivittäin) lietealtaaseen/säiliöön (Hristov ym. 2012). Kotieläinrakennus vaikuttaa myös siihen, onko järkevää hyödyntää aneareobisia tai aerobisia (kompostoituminen) hajoitusprosesseja. Investointikustannus on usein suurempi anerobisien hajoitusprosessien hyödyntämiseen. Mekaanisesti ilmastoidut rakennukset mahdollistavat erilaisten suodatusjärjestelmien käytön. Mahdollisuutena voidaan pitää mm. titaanioksidia sisältävien maalien käyttöä rakennuksen sisäseinillä. Titaanioksidi yhdessä UV-valon kanssa johtaa ammoniakin ja typenoksidien hapettumisreaktioon. Teollisuudessa ominaisuuden hyödyntämisestä on saatu lupaavia tuloksia (Lee ym. 2002, Allen ym. 2005). Ympäristön lämpötila vaikuttaa ammoniakin haihtumiseen karsinan/kuivikkeen pinnasta. Dieetin raakavalkuaispitoisuuden laskeminen 1,5 prosenttiyksiköllä ($130 > 115$ g/kg ka) vähensi ammoniakkipäästöjä keväällä 29 %, kesällä 30 % ja syksyllä 52 %. Talvella ei havaittu vaikutusta ammoniakin haihtumiseen (Todd ym. 2006).

3.3.2 Kasvipeitteisyys

Viljelytekniset keinot, joilla lisätään nurmen osuutta viljelykierrossa ja tihennetään nurmikasvustoja, vähennetään kynnettyjen maiden osuutta, käsitellään satojäännös/sivutuotteet tehokkaasti ja lisätään metsäsaarekkeitä viljellyn ympäristön lomaan parantavat maatalouden hiilen sidontapotentialiaa (Hutchinson ym. 2007). Peltomaan kasvipeitteisyys vähentää eroosiota, parantaa maan rakennetta ja lisää sadontuotto-potentialiaa. Lisäksi vesitalouden, rikkakasvien, kasvitautien- ja tuholaisien hallinta on helpompaa (Lu ym. 2000, Haramoto & Gallandt 2004). Kasvipeitteisyyttä voidaan tavoitella erilaisilla nopeasti kasvavilla, tehokkaasti ravinteet hyväksikäyttävillä ja hyvin suojaavilla kasveilla, kuten rapseilla, raiheinillä ja nurmipalkokasveilla (Lu ym. 2000, Haramoto & Gallandt 2004). Kasvipeitteisyys voi joissakin tuotantomuodoissa lisätä satotasoa (Miguez & Bollero 2007) ja vähentää tilalle ostettujen tuotantopanosten tarvetta. Tilan kannattavuuteen voivat vaikuttaa vähäisempi typpilannoitteen tarve, parempi fosforin hyödynnettävyys ja vähäisempi kasvisuojeluaineiden tarve (Lu ym. 2000, Stockwell & Bitan 2012).

Kasvien valinta voi vaikuttaa tuotantoon ja satopotentiaalin muodostumiseen. Nurmipalkokasvien viljely vähentää typpilannoitteiden tarvetta, koska nurmipalkokasvit pystyvät sitomaan ilmakehäntyyppä juurinysträbakteerien avulla. Nurmipalkokasvien viljely lisää kasvien hyväksikäyttämän typen osuutta maaperässä (Heichel 1987). Helposti huuhtoutuvan nitraattitypen osuus vähenee, koska typpilannoitteita ei tarvitse käyttää (Christopher & Lal 2007). Kasvihuonekaasujen päästöt vähenevät kasvipeitteisyyden lisäksi toimenpiteillä, joilla maanrakennetta voidaan parantaa ja säilyttää (Gerber ym. 2013). Kasvuston hallitseminen tai käyttö on kuitenkin taitekohta kasvipeitteisyyden ympäristöpäästöissä. Jos kasvusto käytetään viherlannoitukseen, multaaminen tai kyntäminen tuottaa vähemmän kasvihuonekaasuja kuin kasvuston murskaus pellon pintaan (Garland ym. 2011). Käytännöllisin hyöty kasvustoista saavutetaan, kun ne syötetään märehtijöille (Farlie 2010).

3.4 Eläinten genetiikka, terveys, hedelmällisyys ja elinikäistuotos

Perinnöllisiin ominaisuuksiin on mahdollista vaikuttaa jalostusvalinnalla. Tuotannollisesti edulliset, esimerkiksi tuottavuutta lisäävät, ominaisuudet on yleensä helppo perustella. Perinnöllisen edistymisen tasoon vaikuttavat periytyvyys- ja valinta-aste (Juga ym. 1999). Jalostuksen hyöty todentuu ainoastaan, jos eläinten ravintoaineiden saanti vastaa tarvetta. Jalostuksen avulla voidaan yhtä tuotantoyksikköä kohden pitää vähemmän eläimiä, jolloin ympäristökuormitus muodostuu pienemmäksi (Gerber ym. 2013).

3.4.1 Rehuhyötysuhde (residuaalinen syönti)

Jalostuksella voidaan parantaa ravintoaineiden hyväksikäyttöä ja nostaa tuotannollista tasoa. Eläinaineksen perinnöllisen tason parantaminen, erityisesti yhdistettynä tarkempaan ruokintaan, vähentää naudanlihan tuotannon ympäristöjalanjälkeä (Henry & Eckard 2009). Emolehmien ympäristöjalanjälkeä saadaan tehokkaimmin ja parhaiten pienennettyä jalostamalla rehuhyötysuhdetta (Alford ym. 2006). Emolehmien ruokintaa tulisi aina ajatella karkearehupohjaisena ruokintana. Viljan ja väkirehujen ruokkiminen emolehmille on ympäristöllisesti kestävämpi ja epäkäytännöllistä (Basarab ym. 2013). Nautojen metaanintuotantoa on saatu madallettua 28 %, kun eläimiä on jalostuksellisesti valittu matalan residuaalisen syönnin (RFI) perusteella (Nkrumah ym. 2004, Hegarty ym. 2007). Residuaalisen syönnin vaikutukset muodostuvat tehokkaammasta valkuaismetaboliasta, yksilöllisistä ominaisuuksista kudoksetaboliasa ja stressin sietokyvystä. Muita yksilöllisiä eroja on oletettu olevan rehujen sulatuksessa, energian hukkaantumisessa lämpönä, aktiivisuudessa ja kehon koostumuksessa (Herd & Arthur 2009).

Matalamman residuaalisen syönnin eläimillä oletetaan olevan pienempi ympäristövaikutus mm. matalamman metaanintuotannon muodossa. Kuiva-ainekilogrammaa kohden laskettu metaanin tuotanto on ollut hieman matalampi matalan residuaalisen syönnin eläimillä korkean residuaalisen syönnin eläimiin verrattuna. Suurempi ympäristöllinen hyöty muodostuu kuitenkin tehokkaammin tuotetusta lopputuotteesta (Waghorn & Hegarty 2011). Residuaalinen syönti on todennäköisesti keskinkertaisesti periytyvä ominaisuus ($h^2 = 0.26-0.43$) (Crews 2005, Crowley ym. 2010, Berry & Crowley 2012). Residuaalista syöntiä voidaan käyttää pienentämään ympäristövaikutusta, koska jalostusvalinnalla on mahdollista vaikuttaa eläinten rehunkäyttöominaisuuksiin (Waghorn & Hegarty 2011). Käytännössä ympäristöllinen hyöty realisoituu, jos ominaisuus on tunnistettu ja sitä seurataan jalostusjärjestelmässä (Gerber ym. 2013). De Haasin ym. (2011) mukaan keskimääräistä vähemmän metaania tuottavien eläinten/yksilöiden valinta on mahdollista, jos

- 1) Isäntäeläin (nauta) vaikuttaa pötsin mikrobiflooraan ja ominaisuus on perinnöllinen.
- 2) Ominaisuus on edullinen tuotannon kannalta, eli valittavan ominaisuuden mukana periytyy muita edullisia ominaisuuksia, kuten korkeampaa tuottavuutta ja kestävyyttä. Yksittäisten ominaisuuksien intensiivinen valinta on usein epäedullista kokonaisuuden kannalta.
- 3) Ominaisuuden vaikutus on pysyvä ja vaikuttaa kaikkiin tuotantotasoihin/määriin samansuuntaisesti ja yhtäläisesti.

Naudanlihan tuotannon ympäristökuormituksen pienentämiseksi on Kanadassa otettu yhdeksi toimintaperiaatteeksi nautojen jalostuksellinen valinta matalamman residuaalisen syönnin perusteella. Kaksi muuta toimenpidettä ovat ruokinta ja tuotannon ohjaukselliset tekijät. Nautojen nopeampi loppukasvatus ja alhaisempi teurasikä vähentää rehunkulutusta loppukasvatuksessa. Laskelmien mukaan kanadalaisen naudanlihan tuotannon ympäristöjalanjälkeä saadaan pienennettyä näillä toimenpiteillä 20–1000 CO₂-ekvivalenttia eläintä kohden vuodessa (Hill ym. 2012). Gerberin ym. (2013) ja Hillin (2012) mukaan nauto-

jen metaanintuotantoa voidaan saada pienennettyä noin 11–26 %, kun otetaan huomioon geneettinen vaihtelu.

3.4.2 Rodut ja ominaisuudet

Rehuhyötysuhde voi vaihdella eri rotujen välillä. Roduilla on erilainen ylläpitoenergian tarve. Solis ym. (1988) vertasivat kolmen liharodun ja kahden maitorodun eroja ylläpitoenergian tarpeessa. Liharotujen ylläpitoenergian tarve vaihteli välillä 0,384–0,399 MJ/kg^{0,75} ja maitorotujen ylläpitoenergian tarve välillä 0,484–0,588 MJ/kg^{0,75}. Ylläpitoenergian käytössä oli 14 % eroa eri liharotujen välillä. Maitoroduilla ero oli ainoastaan 0,3 %. Ylläpitoenergian hyödynnys oli liharoduilla 34,8 % tehokkaampaa kuin maitoroduilla. Tutkijat olettivat tuloksen johtuvan korkeammasta maidontuotannosta ja sen vaikutuksista aineenvaihduntaan. Liharoduilla rasvakudosmetabolia todennäköisesti vaikutti ylläpitoenergian muodostumiseen.

Eläinten aikuiskoko voi vaikuttaa emolehmätuotannon ympäristökuormitukseen. Pienikokoisempien emolehmien rehujen kuiva-aineen syönti ylläpito- ja imetyskaudella muodostuu pienemmäksi (Millen ym. 2011, Gerber ym. 2013, Hristov ym. 2013b, Rotz ym. 2013). Pienemmästä kuiva-aineen syöntimäärästä muodostuu vähemmän lantaa, jolloin hukattujen ravinteiden osuus voi olla matalampi (Estermann ym. 2002). Saavutettu kokonaisvaikutus on kuitenkin ympäristöllisesti kannatettava ainoastaan, jos tuotannon-taso pystytään säilyttämään (Millen ym. 2011, Gerber ym. 2013, Hristov ym. 2013, Rotz ym. 2013).

3.4.3 Pötsifloora

Molekyyli teknologian yleistyminen on paljastanut nautojen pötsin mikrobifloorassa huomattavasti enemmän vaihtelua kuin aikaisemmin on havaittu. Isäntäeläimen ja mikrobien välillä on vaikutuksia, joita ei ole aiemmin tunnistettu. Yhdysvaikutusten tunnistaminen mahdollistaa sellaisten eläinten valinnan, jotka ovat tuotannollisesti tehokkaampia tai/ja tuottavat vähemmän metaania (McSweeney & Mackie 2012). Eläinlaji, rotu ja ympäristöolosuhteet vaikuttavat pötsimikrobien monimuotoisuuteen. Ympäristöjälänjälkeä voidaan pienentää valitsemalla tiettyntyyppisiä eläimiä tai vaikuttamalla pötsimikrobeihin siten, että metaanintuotanto pienenee syötyä kuiva-ainekilogrammaa kohden (Abecia ym. 2011). Tulevaisuudessa pötsimikrobiston manipulaatio voi olla keino pienentää ympäristöjälänjälkeä (Gerber ym. 2013).

Nykytekniikalla on mahdollista ottaa selville eläinten perinnöllistä vaihtelua aina geeni- ja genomitasolle. Geenitesteillä voidaan jalostusta ns. nopeuttaa ja tehostaa. Geenitestejä voidaan käyttää hyväksi myös ympäristövaikutuksen osalta. Tausta materiaaleiksi tarvitaan kuitenkin laajojen aineistoja, joiden keräämiseen vaaditaan tehokasta kansainvälistä yhteistyötä (Gerber ym. 2013).

3.4.4 Eläinterveys, elinikäistuotos ja kuolleisuuden vähentäminen

Eläinterveyden parantaminen, ennaltaehkäisevän terveydenhuollon lisääminen ja kuolleisuuden vähentäminen parantavat tuotannon tehokkuutta ja vähentävät ympäristökuormitusta (Rushton 2009). Kuolleisuus ennen päätettyä poisto- tai teurastusikää lisää ympäristökuormitusta kahdella tavalla. Rehujen kulutus, lannantuotanto ja ympäristökuormitus (ruuansulatuksesta ja lannasta) kohdistuvat jokaiselle ruokintapäivälle. Jos teurasnauta kuolee ennen teurastusta, tuotantopanosta kohden ei muodostu tuotetta. Vasikoiden kuolleisuuden ennaltaehkäisy onkin yksi tärkeimmistä tekijöistä ketjun ympäristökuormituksen hallinnassa (Rushton 2009, Sonesson ym. 2009, Stott ym. 2010). Kuolleen eläimen hävityksestä muodostuu aina suurempi ympäristökuormitus kuin elintarvikeketjussa (Stott ym. 2010).

Emolehmän tuottamien vasikoiden lukumäärä eli elinikäistuotos vaikuttaa ympäristöjälänjälkeen. Sonessonin ym. (2009) mukaan emolehmän kokonaisympäristöpäästöt tulee jakaa vasikoiden kokonaismäärälle (vasikan elopainokilogrammat) ja omalle teuraspainolle. Noin 24 kuukauden poikimisikä on tärkeä korkean elinikäistuotoksen saavuttamiseksi.

Sairastuvuuden ja kuolleisuuden pienentäminen sekä elinikäistuotoksen nostaminen lisäävät tuotettavaa lopputuotetta, jolloin ympäristövaikutus pienenee tuotettua lopputuoteyksikköä kohden (Sonesson ym. 2009, Gerber ym. 2013, Rotz ym. 2013). Karjakoon ja tuottavuuden kasvaessa ennaltaehkäisevän terveydenhuollon merkitys kasvaa (LeBlanc ym. 2006).

3.4.5 Hedelmällisyys ja ympäristö

Heikko hedelmällisyys lisää tuotannon ympäristökuormitusta (Dyer ym. 2010, O'Brian ym. 2010, Crosson ym. 2011). Heikon hedelmällisyyden vaikutus on epäsuora. Heikot kiimat, heikko tiinehtyvyys, korkea sukukypsyysikä sekä alkio- ja vasikkakuolleisuus lisäävät tuotantoon tarvittavien naaraspuolisten eläinten lukumäärää. Tällöin tarvitaan enemmän eläimiä tuotannon ylläpitämiseksi, jolloin ympäristökuormitus muodostuu suuremmaksi lopputuoteyksikköä kohden (Garnsworthy 2004, Berglund 2008, Wall ym. 2010, Bell ym. 2011).

Hedelmällisyyteen ja eläinten tuottavuuteen vaikuttaa eniten ruokinta. Täsmällisempi ruokinta ja kunto-
luokan säilyttäminen lisäävät kypsyvien munasolujen määrää ja hedelmöittymisen mahdollisuutta (Andrews ym. 2003). Oikeanlainen ruokinta ja riittävä kuntoluokka vähentävät poikimiseen liittyviä ongelmia, kuten poikimavaikeuksia, heikkoja emo-ominaisuuksia ja heikentyntä ternimaidontuotantoa (Field 2007). Ravintoaineiden riittävä saanti varmistaa sen, että emot tulevat kiimaan poikimisen jälkeen nopeammin ja tiineytettävät hiehot saavuttavat riittävän koon kiimakierroksen alkamiseksi (Andrews ym. 2003, Field 2007).

Erilaiset hedelmällisyyteen ja lisääntymiseen liittyvät teknologia ovat varsin kustannustehokkaita niistä saataviin hyötyihin nähden. Näihin teknologioihin voidaan lukea hedelmällisyyden jalostusindeksit ja geenitestit (Tiezzi ym. 2011, Amann & DeJarnette 2012), keinosiemennys (Lopez-Gatius 2012), sukupuolilajiteltu siemen (Rath & Johnson 2008, DeJarnette 2012), alkionsiirto (Hansen & Block 2004, Longergan 2007) ja kiimojen synkronointitekniikat (Gumen ym. 2011). Sukupuolilajitellun siemenen käyttöä rajoittaa kallis hinta ja heikompi tiinehtyvyys kuin lajittelemattomalla siemenellä (Weigel 2004). Lisäntymistekniikoiden käyttö vähentää tuotantoon tarvittavien eläinten lukumäärää, jolloin tuotantoa varten tarvitaan vähemmän eläimiä. Pienempi eläinten lukumäärä vähentää kasvihuonekaasujen kokonaismäärää (Garnsworthy 2004, Bell ym. 2011). Keinosiemennyksen käyttö tuottaa tilasonnin käyttöä enemmän jälkeläisiä yhdelle sonnille ja nostaa karjan jalostuksellista tasoa nopeammin kuin tilasonnin käyttö. Usein emolehmäkarjojen hedelmällisyysominaisuudet paranevat epäsuorasti keinosiemennystä käytettäessä, koska kiimojen tarkkailuun joudutaan kiinnittämään enemmän huomiota (Chenoweth & Sanderson 2005). Ympäristökuormitus muodostuu pienemmäksi ylläpidossa olevien eläinten (sonnien) lukumäärän pienemisen ja tuotannon tason paranemisen seurauksena (Gerber ym. 2013).

Hedelmällisyyden parantamiseksi voidaan emolehmätuotannossa valita kaksi strategiaa (Gerber ym. 2013):

- A) Yksinkertaiset, helposti järjestettävät ja vähän tuotantopanoksia vaativat järjestelyt
 - Rodun valinta(huomioiden risteytys)
 - Sukusiitosasteen vähentäminen
 - Stressitekijöiden vähentäminen (ympäristö, vastuskyky, sairaudet mm. alkiokuolemien vähentäminen)
 - Vasikoiden vieroitus ajoissa tai aikainen vieroitus (olosuhteet, nuoret emolehmät)
 - Hiehojen aikainen sukukypsyys ja poikiminen 24 kuukauden iässä
- B) Vaativammat, enemmän tuotantopanoksia vaativat järjestelyt
 - Keinosiemennys
 - Alkionsiirto
 - Kiimantarkkailun apuvälineet
 - Kiimojen synkronisointi
 - Sukupuolilajitellun siemenen käyttö
 - Tiineystarkastukset (testaus, ultraääni)
 - Hiehojen aikainen sukukypsyys ja poikiminen 24 kuukauden iässä
 - Kestävyyssominaisuuksien lisääminen
 - Geenitestien hyödyntäminen hedelmällisyyden ja kestävyysominaisuuksien löytämiseksi

Hedelmällisyys on emolehmäkarjojen tuottavuuden perusta. Tiineystarkastusten suorittaminen vähentäisi tyhjien, tiinehtymättömien eläinten määrää ja toisaalta mahdollistaisi myöhään tiinehtyneiden myynnin sopivampiin tuotanto-olosuhteisiin tai teuraaksi. Tiineystarkastuksien avulla tuotannon tehokkuutta voidaan parantaa, kun emo- ja vasikkaryhmien yhteneväisyys nousee (Chenoweth & Sanderson 2005). Toi-

saalta emojen lukumäärä voidaan pitää kohtuullisena, koska tyhjiä emoja ei tuotannossa ole. Viljelijöitä tulisi rohkaista suorittamaan tiineys- ja kiimantarkkailua tehokkaasti. Tiineystarkastuksia voidaan suositella tehtäväksi viljelijän toimesta riittävän koulutuksen ja harjaantumisen jälkeen (Gerber ym. 2013).

Korkea tuotannon taso vähentää emolehmätuotannon ympäristökuormitusta. Emolehmätuotannon ympäristökuormitus muodostuu alhaisemmaksi, kun emolehmät hoidetaan mahdollisimman laajaperäisissä olosuhteissa ja loppukasvatus nopeasti ja tehokkaasti. Suurin osa, noin 70–80 % emolehmätuotannon ympäristöpäästöistä, tulee emolehmä-vasikkavaiheen aikana (Gerber ym. 2013, Rotz ym. 2013). Loppukasvatuksessa voidaan käyttää tuottavia laidunalueita. Intensiivisen loppukasvatuksen perusta tulisi olla sulavaan karkearehuun perustuva dieetti (Gerber ym. 2013).

3.4.6 Rodun valinta ja jalostussuunnitelmat

Alkuperäisrotujen menestyminen ja säilyminen perustuu tiettyihin tuotanto- ja ympäristöolosuhteisiin sopeutumiseen. Usein alkuperäisrotuja on myös jalostettu/ylläpidetty jonkun tietyn ulkonäköominaisuuden vuoksi. Hengissä pysymistä ja tiettyjä ulkonäköominaisuuksia on usein arvostettu enemmän kuin tuotanto-ominaisuuksia (Duguma ym. 2010). Tuottavuutta on yritetty nostaa tuomalla ns. tuotannolliselta tasoltaan parempaa eläinainesta haasteellisiin ympäristöolosuhteisiin. Usein tällaisissa tapauksissa on jouduttu pettymään, koska eläimet eivät ole menestyneet tai tuottaneet lähellekään niin hyvin, kuin on odotettu. Eläinten perinnöllisen aineksen tulisi sopia mahdollisimman tarkasti tuotantoympäristöön. Perinnöllistä edistymistä tapahtuu ainoastaan, jos valitaan tuotantoympäristöön ominaisuuksiltaan parhaat seuraavan polven vanhemmiksi. Tuotantoympäristöön sopivuus merkitsee tuotannon sujuvuutta (laumahierarkia, hoitokäytännöt, työvoima yms.) ja rehuvaroihin sopivuutta (Gerber ym. 2013). Rotujen ruokinnallinen tarve vaihtelee eläinten koon ja tuotanto-ominaisuuksien mukaan (Estermann ym. 2002, Field 2007, Dubouet 2010, Phillips 2010). Rodun sopivuus tulee punnita laidunolosuhteiden, pellon tuottavuuden ja tuotannon tavoitteiden perusteella (Dubouet 2010).

Puhdasrotujalostuksessa voidaan saavuttaa perinnöllistä edistymistä suunnitelmallisella ja pitkäjänteisellä työllä (Field 2007). Puhdasrotujalostuksen tärkein tavoite on tuottaa perinnölliseltä tasoltaan korkeampaa ja tasaista eläinainesta tehokkaisiin risteytysohjelmiin. Puhdasrotujalostajien tulisi kiinnittää entistä enemmän huomiota hedelmällisyysominaisuuksien säilyttämiseen mm. valitsemalla eläimiä, joiden hedelmällisyys on keskimääräistä korkeammalla tasolla. Hedelmällisyydelle tulisi muodostaa jalostusindeksi ja sukusiitosaste tulisi pitää mahdollisimman alhaisena (Gerber ym. 2013). Risteytyksen käyttöä tulisi hyödyntää emolehmätuotannossa enemmän. Tuotanto-ominaisuuksien parantaminen on huomattavasti nopeampaa risteytyksellä kuin puhdasjalostuksella. Risteytyksen hyötynä voidaan pitää myös heteroosi-vaikutusta, joka lisää hedelmällisyyttä ja elinvoimaa (Chenoweth & Sanderson 2005, Field 2007).

3.4.7 Aikainen sukukypsyysikä

Tehokkain tapa vähentää emolehmätuotannon ympäristökuormitusta on laskea hiehojen poikimaikää 24 kuukauteen (Nguyen ym. 2012). Lisääntymistehokkuus nousee, kun eläimet saavuttavat sukukypsyysikänsä nuorempina. Sukukypsyysikänsä saavuttamiseen voidaan vaikuttaa jalostusvalinnalla (Nogueira 2004, Fortes ym. 2011), paremmalla ruokinnalla (Funston ym. 2012) ja valitsemalla poikimisajankohta (Luna-Nevarez ym. 2010, Fortes ym. 2011). Aikaisemman sukukypsyysikänsä tarkoituksena on mahdollistaa ensimmäinen astutus tai siemennys ja poikiminen nuoremmalla iällä.

Poikimavaikeuksien ennaltaehkäisy on tärkeää nuorien eläinten poi'ittamisessa (Field 2007). Poikimavaikeuksien ennaltaehkäisemiseksi voidaan hiehoille käyttää sukupuolilajiteltua X-siementä. Lehmävasikoiden syntymäpaino yleensä pienempi kuin sonnivasikoiden, jolloin poikimisen oletetaan olevan helpompi (Weigel 2004, DeJarnette ym. 2012). Ruokinnan vaikutus on olennainen, jotta eläimet kasvavat geneettisen potentiaalinsa mukaan. Hiehojen poikimaikä voidaan pitää noin 24 kuukaudessa, kun hiehot ovat kasvaneet hyvin (Funston ym. 2012).

Hiehojen kasvatusta voidaan pitää tulevaisuuden investointina. Investointi halutaan kuitenkin mahdollisimman varhain tuottamaan. Hiehojen poi'ittaminen noin 24 kuukauden iässä merkitsee, että investointi maksaa itseään takaisin aikaisemmin. Toisaalta uuden sukupolven perimä saadaan nopeammin käyttöön ja eläimen elinikäistuotos muodostuu todennäköisesti korkeammaksi (Place & Mitloehner 2010). Nuorten eläinten poi'ittaminen vaatii kuitenkin aina onnistumista. Poikimavaikeudella voidaan pilata hiehon koko ura. Hiehon kasvatuksen onnistumisen tulee tapahtua ruokinnassa, parituskumppanin valinnassa ja viljelijän ammatillisessa osaamisessa (Field 2007, Gerber ym. 2013).

3.4.8 Poikima-ajankohdan valinta

Emolehmätuotannossa olisi suositeltavaa, että poikimakausi olisi jaettu selviin jaksoihin. Tuotannossa on kolme selvää poikima-ajankohtaa: kevät-, syys- ja kesäpoikivat emot (Field 2007, Dubouet 2010). Myynnin kannalta vasikkaryhmän tulisi olla mahdollisimman tasainen ja riittävän suuri (Field 2007). Poikima-ajankohdan valinnalla voidaan vaikuttaa markkinointiajankohtaan, joka voi vaikuttaa vasikoista saatavaan hintaan. Toisaalta poikima-ajankohta vaikuttaa teuraseläinten saantiin.

Poikima-ajankohtia tulisi olla vähintään kaksi. Tällöin eläinten kasvattaminen voidaan suorittaa nopeasti ilman, että saanto heikkenee (Field 2007, Gerber ym. 2013). Nopean kasvatuksen ympäristökuormitus on pienempi kuin pitkään jatkuvan kasvatuksen (Hyslop ym. 2011, Gerber ym. 2013). Jos tilalla on heikko-tuottoisia laidunalueita ja korkean tuotantopotentiaalin omaavia eläimiä syyspoikivuus voi parantaa eläinten hedelmällisyyttä (Farruggia ym. 2006).

3.4.9 Terveysstatus ja hedelmällisyys

Kotieläinten terveyden ja hedelmällisyyden välillä on positiivinen korrelaatio (Weigel 2006). Eläinten terveys on monisyinen kokonaisuus, johon liittyvät ruokinta, stressi, ympäristö, hoitaja ja ennaltaehkäisevien toimenpiteiden käyttö (Rushton 2009). Optimaalinen terveys saavutetaan, kun emojen ruokintaan ja hoitoon kiinnitetään huomiota. Emojen tiineyden ylläpito, luomisten ennaltaehkäisy ja poikimahelppous ovat tuotannon menestymisen kannalta ensiarvoisen tärkeitä (Chenoweth & Sanderson 2005). Poikimisen jälkeinen aika on eläimen riskialtein ajankohta sairastua, koska vastustuskyky on alentunut (Beever 2006, Gumen ym. 2011). Poikimisen jälkeinen sairastuminen aiheuttaa hedelmällisyyden alentumista, koska ensimmäinen kiima siirtyy myöhemmäksi ja vuosittainen poikimarytmi häiriintyy (Chenoweth & Sanderson 2005). Varsinkin nuorien, toista ja kolmatta kertaa poikivien emojen poiston syyt liittyvät hedelmällisyysongelmiin ja/tai tiinehtymättömyyteen (Field 2007).

Ympäristön aiheuttaman stressin (kuumuus, kuljetus, pedot, veden epäpuhtaudet) on osoitettu aiheuttavan varhaisia alkiokuolemia 4–6 viikkoa astuttamisen tai siemennyksen jälkeen (Hansen & Block 2004). Tiineyden keskeytyminen aiheuttaa tuotannon menetystä ja poikima-ajan siirtymistä (Chenoweth & Sanderson 2005). Tiineyden alun hoitoon ja tuotantoympäristöön tulisi kiinnittää enemmän huomiota (Gerber ym. 2013).

3.4.10 Aikainen vieroitus

Tasaisen poikimarytmin säilyttäminen edellyttää, että emolehmä tiinehtyy keskimäärin 85 päivää poikimisen jälkeen. Vasikoiden imemisstimulaatio voi heikentää tai kokonaan ehkäistä kiimakierrojen alkamisen emolehmillä. Voimakkain vaikutus on havaittavissa, jos emojen energiansaanti on alhaista (Crowe 2008). Imemisen aiheuttaman kiimattomuuden on arveltu aiheutuvan hormonaalisesta vaikutuksesta ja maidontuotannon aiheuttamasta energiantarpeesta (Chenoweth & Sanderson 2005). Aikaisen vieroituksen (vasikoiden ikä 125–160 päivää) onnistuminen vaatii, että tilalla on ruokinnallisesti hyviä rehuja ja riittävät tilat/olosuhteet nuorille eläimille. Aikaisella vieroituksella saadaan emojen kiimakierro alkamaan ja toisaalta vähennetään emojen ravitsemuksellista tarvetta (Crowe 2008).

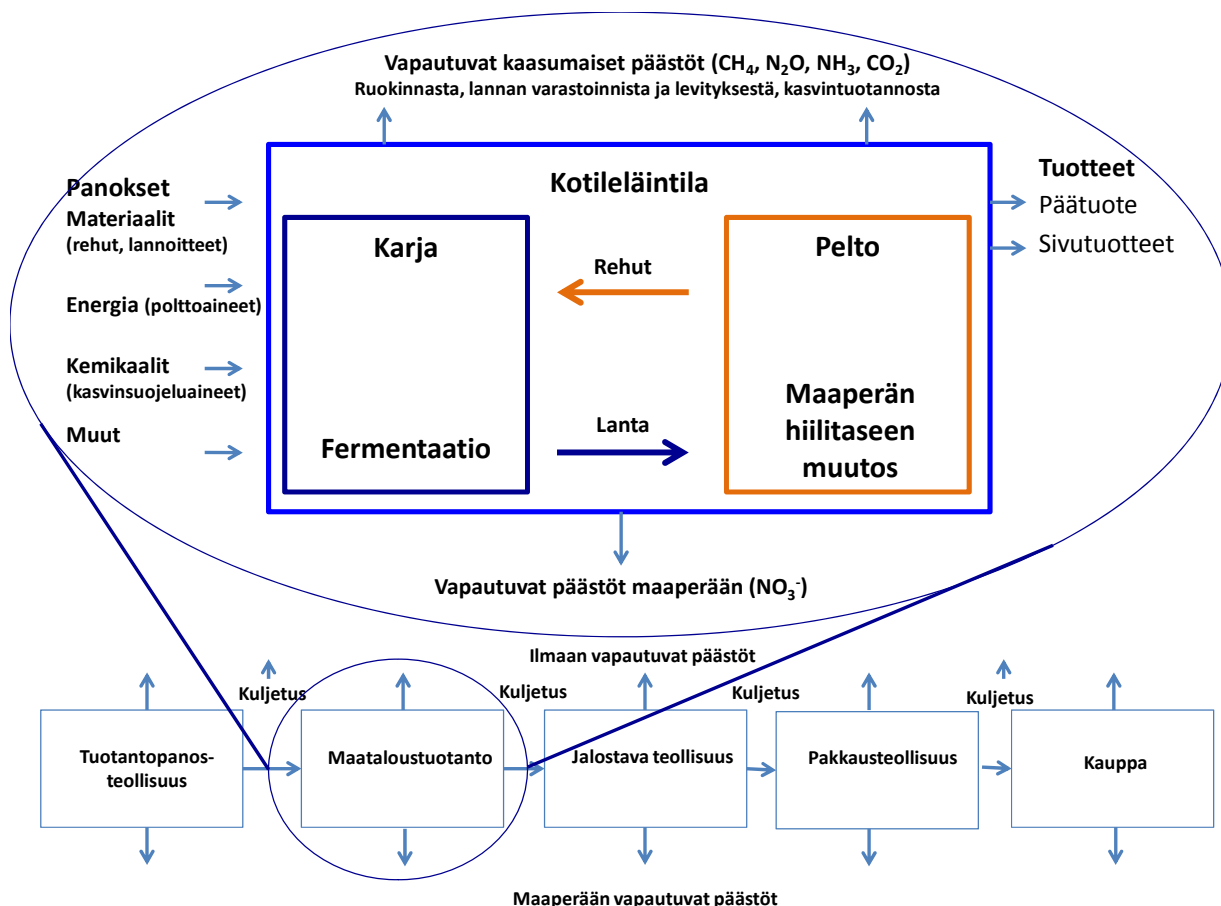
3.4.11 Eläinten ruokinnan, tuottavuuden ja terveyden vaikutukset ympäristöjalanjälkeen

Ruokinta vaikuttaa eläinten tuottavuuteen ja terveyteen. Ruokinnan vaikutukset metaani- ja typpidioksidipäästöihin ovat kuitenkin vaihtelevia. Ympäristökuormitus on kiinteästi linkittynyt eläinten tuottavuuteen sekä siihen, kuinka hyvin ravintoaineiden tarve täyttyy/ylittyy. Tuottavuuden ollessa korkea ympäristöpäästöt vähenevät kahdella tavalla: ravintoaineet käytetään tehokkaammin hyväksi ja tuotantoon tarvitaan vähemmän yksilöitä. Ruokinta vaikuttaa eläinten terveyteen ja ääritapauksissa myös kuolleisuuteen. Terveiden pysyessä hyvänä kuolleisuus todennäköisesti on vähäinen, jolloin ympäristökuormitus pysyy pienenä (Gerber ym. 2013).

4 Elinkaarianalyysi

Ravinteiden kierrättäminen on tehokkaampaa, jos ihminen syö kasvin itse kuin, jos eläin syö kasvin ja ihminen eläimen. Yksimahaisena ihminen ei pysty syömään kuitupitoista kasvismateriaalia riittävästi (Fairlie ym. 2010). Useilla alueilla myös viljelyolosuhteet rajoittavat ihmisravinnoksi kelpaavien kasvien viljelyä. Näillä alueilla pystytään kuitenkin tuottamaan menestyksekkäästi rehukasveja ja nurmea. Nurmen kierrättäminen naudan ruuansulatuksen kautta ihmisravitsemuksessa arvokkaiksi valkuaisaineiksi ylläpitää maataloustuotantoa ja maaseudun elinvoimaisuutta useilla alueilla Suomessa ja pohjoismaissa (Nemecek ym. 2013).

Naudanlihatuotannon ympäristövaikutuksen arvellaan olevan erilainen eri tuotantomuodoissa. Tuotannon ympäristövaikutusta voidaan arvioida elinkaarianalyysin kautta. Naudanlihalla elinkaarivaikutus muodostuu pääasiassa maataloustuotannosta. Vaikutukset voivat olla hieman erilaisia tuotantotavoittain. Tuotantoon sijoitetuista panoksista tulisi muodostua tuotetta mahdollisimman pienellä ympäristökuormituksella. Elinkaarianalyysissä jokainen tuotantoketjuun kuuluva alue arvioidaan erikseen (Kuva 19) (Hermansen & Kristensen 2011). Ympäristöllisiä vaikutuksia arvioitaessa tulisi huomioida lukuisia eri kategorioita tuotannon aiheuttamasta suorasta vaikutuksesta aina vaikeasti mittaviin ympäristöllisiin arvoihin. Usein vaikeasti mitattavat tekijät, kuten naudanlihantuotannon vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen (biodiversiteettiin), maan viljavuuteen, veden käyttöön ja haitta-ainejäämien arvioiminen jätetään elinkaarianalyysissä pois.



Kuva 19. Maataloustuotteen elinkaarianalyysissä alkutuotannon vaikutus ympäristöön on suuri. Kuvassa maataloustuotannon vaikutus avattu (Hermansen & Kristensen 2011).

4.1 Energiankäyttö

Tuotannon energiankäyttöä tai -tarvetta voidaan pitää ympäristömittarina. Ympäristövaikutus voi muodostua suuremmaksi, jos tuotannon kokonaisenergiankäyttö on korkea. Energiankäytön avulla voidaan arvioida tuotantoon sitoutuvaa energiaa ja hukkaantuvan energian osuutta. Energiankäyttöön vaikuttavat tuotantoympäristö ja tuotantoon sijoitetut tuotantopanokset. Naudanlihantuotannon energiakäytön laskelmat ovat antaneet vaihtelevia tuloksia. Haastetta lisäävät eri tutkimusten asettamat erilaiset oletusarvot ja rajat laskelmien perusteeksi.

Taulukko 7. Emolehmätuotantoon perustuvan naudanlihantuotannon energiankäyttö tuotettua lihakilogrammaa kohden Pohjois-Amerikassa (Rotz ym. 2013).

Pohjois-Amerikka	Energia, MJ
Kasvinviljely	12,2
Emolehmät ja vasikat	10,5
Loppukasvatus (feedlot)	4,2
Kokonaisenergian käyttö, MJ	27

Märehtijän energiankäytön kannalta on edullisempaa kasvattaa vasikka nopeasti märehtijäksi kuin ruokkia vasikkaa maidolla. Tulokseen ei vaikuta, onko kysymyksessä vasikkakasvattamossa kasvatettu vasikka tai emolehmätuotannosta tuleva liharotuinen vasikka. Emolehmätuotannossa emojen maidontuotantomäärä kannattaa pitää kohtuullisena noin 10–13 kg/päivä. Suurempaa määrää vasikka ei pysty hyödyntämään (Field 2007, Dubouet 2010). Energiatalouden kannalta on kannattavampaa ruokkia vasikkaa hyvillä rehuilla kuin ylläpitää emon maidontuotantoa (Estermann ym. 2002, Field 2007). Eläinten elopaino vaikuttaa energiantarpeeseen ja syöntimäärään. Emolehmätuotannossa voidaan laskea tuotannon energiankäyttö joko emolehmää kohden tai emovasikkaparia kohden. Emolehman koko vaikuttaa ympäristöjalanjäljen muodostumiseen. Jos suuremman emon tuotanto ei vastaa tavoitetta, se tuottaa pienikokoisempaa emoa suuremman ympäristövaikutuksen (Estermann ym. 2002, Rook ym. 2004, Nemecek ym. 2013).

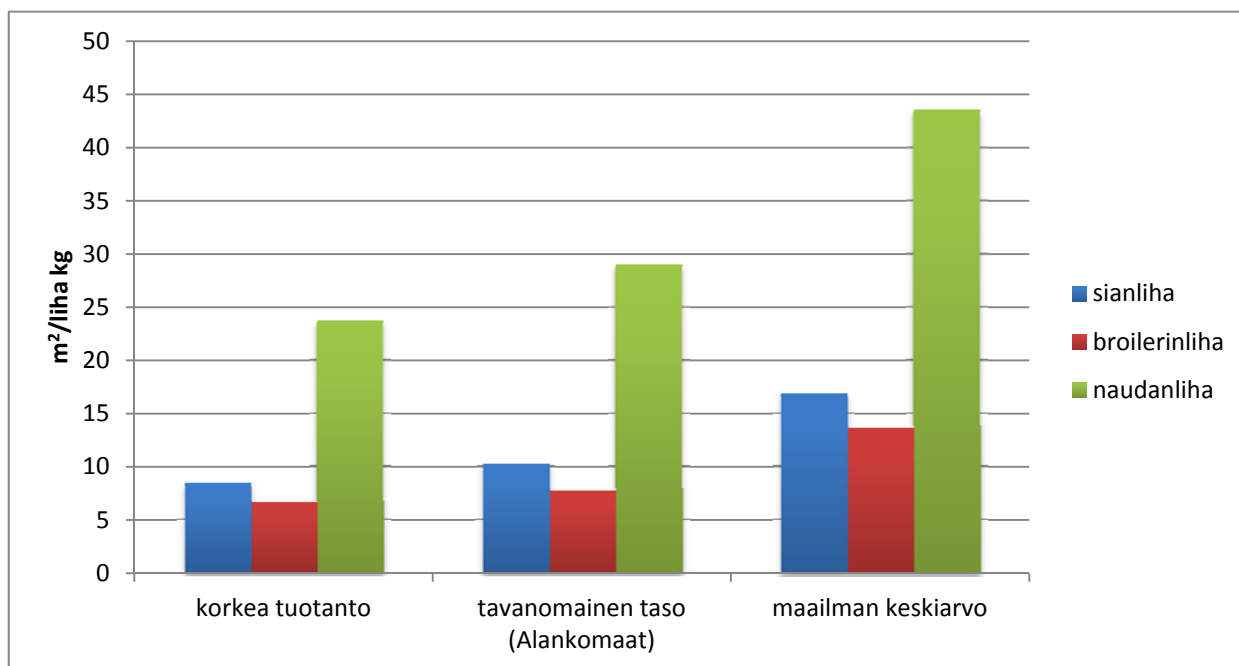
Naudanlihantuotannossa energiaa kuluu pääasiassa rehujen tuotantoon ja kuljetukseen. Naudanlihantuotanto voi olla hyvin energiatehokasta, jos tuotanto perustuu luonnonlaitumien kokoaikaiseen tai osittaiseen /hyödyntämiseen (Taulukko 7). Laidunnukseen perustuvan naudanlihantuotannon haaste on sulavan kasvuston jatkuva saatavuus ja eläinten riittävä kasvu. Jos tämä ei toteudu, kasvihuonekaasujen päästöt tuotettua naudanlihakilogrammaa kohden ovat korkeat. Laidunnukseen perustuvan naudanlihantuotannon ympäristökuormitus muodostuu metaanikaasun muodostumisesta. Cederberg ym. (2009b) laskivat, että Brasiliassa tuotetun naudanlihan energian kulutus on 5 MJ/tuotettu naudanlihakilogramma, mutta kasvihuonekaasujen päästöt tuotettua lihakilogrammaa kohden ovat 39 kg CO₂/kg. Kasvihuonekaasujen määrä on 72 % suurempi Brasiliassa tuotetussa naudanlihakilogrammassa kuin vastaavassa määrässä Ruotsissa tuotettua tuotetta. Pääsiallinen syy tähän on nautojen hidas kasvu ja pitkä kasvatusaika Brasiliassa.

Pelletier ym. (2010) saivat vielä korkeammat kasvihuonekaasupäästöt tuotetulle naudanlihakilogrammalle kaikissa laidunnukseen perustuvissa tuotantomuodoissa pohjoisamerikkalaisella tuotantomuodolla. Syitä tähän voidaan etsiä tuotantotavasta, jossa käytetään laidunnukseen hyvin korsiintuneita kasvustoja sekä emolehmille että kasvaville, ns. backgrounding vaiheessa oleville naudoille. Kasvun hidastumaa ja tuotettua suurta metaanimäärää ei saada kompensoitua väkirehuvaltaisella loppukasvatuksella. Pelletierin ym. (2010) mukaan energian tarve laidunnukseen perustuvassa naudanlihantuotannossa voi nousta huomattavan korkeaksi, jos eläimille joudutaan hankkimaan/käyttämään talviruokintaan korjattuja rehuja. Keskimäärin naudanlihantuotannon energian kulutus on hyvin samalla tasolla (20–60 MJ/kg lihaa) kuin muisakin lihantuotantomuodoissa (sian- ja broilerinliha) (Röös ym. 2013). Poikkeuksena on laitumeen perustuva naudanlihantuotanto, jossa energiankäyttö on hyvin alhainen (6–9 MJ/kg lihaa) (Cederberg & Nilsson 2004, Cederberg ym. 2009b). Ruokintastrategia vaikuttaa olennaisesti tuotannossa käytettyyn energiamäärään (Taulukko 7).

4.2 Maankäyttö

Maapallon pinta-alasta käytetään noin 40 % ruuantuotantoon (Nonhebel 2005). Maataloustuotantoon käytetystä maapinta-alasta aiheutuva ympäristövaikutus muodostuu metsämaan raivauksesta pelloksi,

luonnon monimuotoisuuden vähenemisestä sekä ilmasto-, vesistö- ja maaperävaikutuksesta. Kotieläintuotannossa rehujen tuotantoon tarvittava peltopinta-ala vaihtelee eläinlajeittain, mutta on aina kohtuullisen suuri. On arvioitu, että noin 60 % maapallon peltopinta-alasta käytetään rehujen tuotantoon (Elferink & Nonhebel 2007). Laidunnukseen ja rehujen tuotantoon, erityisesti karkearehujen tuotantoon, tarvittava maa-ala vaikuttavat naudanlihantuotannon maankäyttöön. Naudanlihantuotanto eroaa muista lihantuotannon muodoista siinä suhteessa, että naudanlihaa voidaan tuottaa käyttämällä lukuisia elintarviketeollisuuden sivutuotteita eläinten ruokintaan karkearehun rinnalla (Elferink & Nonhebel 2007). Maankäytön, rehuhyötysuhteen ja kasvihuonekaasujen välillä on korkea korrelaatio lihantuotannossa ($r=0,69$). Lannan käsittelyn kasvihuonekaasujen päästöt eivät ole yhteydessä maankäyttöön (Röös ym. 2013). Elferink & Nonhebel (2007) raportoivat, että naudanlihakilogramman tuottamiseen tarvittava maapinta-ala voi vaihdella välillä 23,7–43,6 m² (Kuva 20).



Kuva 20. Lihantuotannon maankäyttö eri tuotantomuodoittain (Elferink & Nonhebel 2007).

Eläinlajien fysiologiset ominaisuudet vaikuttavat maankäyttöön. Yksimahaisten ruokinnassa käytettyjen rehukomponenttien energia-arvot ovat suurempia ja rehujen muuntosuhde on korkeampi kuin märehitijöillä. Maankäyttöön vaikuttavat olennaisesti tuotantomuoto, eläinten perinnöllinen lihantuotantopotentiaali ja pellon rehuntuotantopotentiaali. Laiduntaminen lisää maankäyttöä, kun taas intensiivinen tuotanto yleensä vähentää tarvittavaa peltopinta-alaa (Elferink & Nonhebel 2007). Maankäytön arvottaminen tulisi tehdä eri maatalousmaiden tuotantoon sopivuuden kautta. Naudanlihantuotantoon, varsinkin laidunnukseen, käytetyt alueet ovat usein sopimattomia muuhun viljelyyn. Tällöin naudanlihantuotannon suurempi maankäyttö suhteessa muihin lihantuotantomuotoihin on oikeutettua ja perusteltua (Hermansen & Kristensen 2011, Röös ym. 2013).

Kasvihuonekaasuna pidetyt hiilidioksidipäästöt liittyvät läheisesti maankäyttöön. Maan käytön muutokset, esimerkiksi metsän raivaaminen pelloksi tai laidunmaaksi tai pysyvän laidunalueen (nurmen) muuttaminen pelloksi, vapauttaa runsaasti hiilidioksidia ilmakehään. Pysyvä nurmi sitoo tehokkaasti hiiltä. Tällä on positiivinen vaikutus maankäytön indikaattoreihin ilmakehästä sitoutuvan hiilidioksidin muodossa (Soussana ym. 2007). Alustavat arviot maankäytön ja hiilen sitomiskyvyn vaikutuksista naudanlihantuotannon hiilijalanjäljen laskentaan ovat olleet vaihtelevia. Naudanlihantuotannon hiilijalanjälki on kasvanut 2–25-kertaiseksi, jos tuotannossa on jouduttu hakkaamaan metsää laitumeksi (Cederberg ym. 2009, Nguyen ym. 2010). Toisaalta, jos pysyvän nurmen hiilensitomiskyky otetaan huomioon naudanlihan hiilijalanjälki voi laskea 9–43 % (Pelletier ym. 2010, Veysset ym. 2011, Nguyen ym. 2012). Kokonaisuuden hallinta asettaa haasteen maankäytölle. Garnett (2011) kyseenalaistaa saadaanko maankäytön kannalta todellista hyötyä, kun tuotanto muodostuu intensiivisemmäksi. Syiksi mainitaan, että väestön kasvun ja lisääntyvien markkinoiden myötä maata tarvitaan naudanlihantuotantoon joka tapauksessa enemmän.

Ympäristön kannalta naudanlihantuotannossa tulisi aina huomioida eläinten kasvu ja rehujen hyödynnys riittävänä lihasaantona. Naudanruhosta lihasaannon lasketaan olevan 52–63 % (Phillips 2009). Kaksoislihaksen omaavilla naudoilla lihasaanto voi olla jopa 80 % (Fiems ym. 2002).

Maankäyttöä voidaan naudanlihantuotannossa vähentää (Röös ym. 2013):

- Peltopinta-alan mahdollisimman hyvällä käytöllä ja rehuntuotantopotentiaalin parhaalla mahdollisella hyödynnyksellä
- Eläinten ruokinnansuunnittelulla tuotantovaiheen mukaan
- Eläinten perimän hyödyntämisellä
- Rehuhyötysuhteen parantamisella

4.3 Happamoituminen

Maaperän happamoituminen johtuu pääasiallisesti ammoniakista. Ammoniakkia vapautuu kotieläinrakennuksissa, laitumella ja lantavarastoissa, aina kun lantaa käsitellään. Ammoniakin vapautumisen määrään vaikuttaa eläinten ruokinta ja se, kuinka paljon typpeä on vapautunut ruuansulatuskanavasta. Ammoniakin haihtumiseen vaikuttavat myös ympäristön lämpötila ja pH. Ammoniakki on erittäin hyvin veteen liukenevaa. Lietelantajärjestelmistä vapautuu vähemmän ammoniakkia kuin kiinteän lannan järjestelmistä. Tosin lietalannan varastointi anaerobisissa olosuhteissa lisää ammoniakin muodostumista, varsinkin lämpimissä olosuhteissa (Rodhe ym. 2009). Viileässä ilmastossa märehitijöiden lannasta vapautuvien kasvihuonekaasujen vaikutus on vain 10 % hiilijalanjäljestä (Röös ym. 2013). Rikkidioksidilla (SO_2) ja typenoksideilla (NO_x) on happamoittamisvaikutus. Naudanlihantuotannossa vaikutus muodostuu fossiilisten polttoaineiden käytöstä rehun tuotannossa ja kuljetuksessa. Yleensä vaikutus on marginaalinen, kokonaishappamoittamisvaikutuksesta kuitenkin toiseksi suurin (Röös ym. 2013).

Naudanlihantuotannosta aiheutuvaan happamoitumisen tasoon vaikuttavat muodostuneen lannan kokonaismäärä, rehuhyötysuhde, ruokinta ja lannan talteenotto (Taulukko 8) (Cederberg & Darelius 2000, Cederberg & Nilsson 2004, Williams ym. 2009, Nguyen ym. 2010, Nguyen ym. 2012).

4.4 Rehevöityminen

Rehevöitymisvaikutus muodostuu rehuntuotannossa pelloilta huuhtoutuvista nitraateista ja lannan käsittelyn yhteydessä vapautuvasta ammoniakista (Taulukko 8). Rehevöittämisvaikutusta voidaan pienentää tehokkaalla ruokinnansuunnittelulla ja parantamalla eläinten rehuhyötysuhdetta. Onnistuneilla toimenpiteillä eläinten erittämä typen määrä on pienempi, mutta myös peltopinta-alan tarve rehuntuotantoon voi laskea (Röös ym. 2013). Nurmen typen sidontakyky on yleensä hyvä. Varsinkin, jos tuotannossa hyödynnetään pysyviä laitumia, tuotannon rehevöittämisvaikutus jää usein arvioitua pienemmäksi (Veysset ym. 2011).

4.5 Myrkyllisyys

Euroopassa tuotannosta ympäristöön vapautuvat haitalliset aineet ovat pääasiallisesti kasvisuojeluaineiden ylijäämiä. Tutkimuksissa tuotannon myrkyllisyysvaikutus on määritelty sillä perusteella, kuinka paljon kasvisuojeluaineen aktiivista ainesosaa on löydetty tuotettua naudanlihakilogrammaa kohden (Cederberg & Darelius 2000, Cederberg & Nilsson 2004b) (Taulukko 8). Ympäristöön kohdistuva myrkyllisyysvaikutus muodostuu pienemmäksi, kun eläinten rehuhyötysuhde on parempi. Tämä johtuu laskenta-perusteesta, koska paremman rehuhyötysuhteen eläimillä rehua on kulunut vähemmän tuotantoon, ja pellolla käytettyjen tuotantopanosten määrä tuotantokilogrammaa kohden on tällöin myös pienempi (Röös ym. 2013). Karkearehuvaltaisella ruokinnalla ympäristöön kohdistuva myrkyllisyysvaikutus jää pienemmäksi, koska nurmentuotannossa kasvisuojeluaineiden käyttö on vähäisempää kuin viljantuotannossa (Cederberg & Darelius 2000). Nurmeen (karkearehuruokinta, laidun) perustuvissa naudanlihantuotantojärjestelmissä myrkyllisyysvaikutus jää usein hyvin matalaksi. Ilmastovaikutus voi olla korkea johdun eläinten heikosta kasvusta (Röös ym. 2013).

4.6 Luonnon monimuotoisuus

Naudanlihantuotannon vaikutus luonnon monimuotoiseen on yhteydessä maankäyttöön. Vaikutusten todellinen arvioiminen on haasteellista. Tuotannon vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen on joissakin arvioissa arvioitu laadullisena mittarina (Cederberg & Darelius 2000, Cederberg & Nilsson 2004b, Cederberg ym. 2009, Penman ym. 2010). Maan käytön vaikutus voi olla joko negatiivista tai positiivista luonnon monimuotoisuuden kannalta. Maailman laajuisesti suurin uhka luonnon monimuotoisuuden kannalta on trooppisten metsien raivaus laidunalueiksi (Cederberg ym. 2009). Trooppisia sademetsiä raivataan maataloustuotantoon pääasiallisesti kotieläintuotannon tarpeiden täyttämiseksi. Raivatut alueet valjastetaan soijapapujen tuotantoon tai laidunnuskäyttöön (Steinfeld ym. 2006, Garnett 2009, DeFries ym. 2010). Luonnon monimuotoisuutta lisäävät ja säilyttävät vaikutukset muodostuvat pohjoisella maanviljelysalueella perinteisten laidunnusalueiden (perinnebiotoopit ja hakamaat) avoimena pitämisestä laiduntavien nautojen avulla (Cederberg & Darelius 2000, Cederberg & Nilsson 2004b).

Suoranainen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen muodostuu yksinkertaisimmillaan rehuhyötysuhteen kautta, jolloin tuotantoon tarvittava peltopinta-ala on pienempi ja maan käyttö on vähäisempää. Tällöin tuotannolta vapautuu maa-alaa luonnon monimuotoisuuskohteisiin (Röös ym. 2013). Luonnon monimuotoisuus ei rajoitu pelkästään maa-alueisiin, jotka eivät ole maatalouskäytössä. Maatalouskäytössä oleva peltoala voi sisältää luonnon monimuotoisuutta edistäviä tekijöitä. Nurmien lisääminen tuotantoon, useiden kasvien/kasvilajien suosiminen samalla alueella, tuotantomuodon viherryttäminen tuotannontasosta tinkimättä, metsäsaarekkeiden hyödynnyksessä laidunalueilla ja muut (agroforestry) muodot muodostavat ympäristöllisesti rikkaita alueita, joiden avulla luonnon monimuotoisuus säilyy tai jopa paranee. Avainsanana on kuitenkin korkea tuotannontaso (Vandermeer & Perfecto 2006, Fairlie 2010).

4.7 Naudanliha maidontuotannon sivutuotteena vs. emolehmätuotanto

Eurooppalaisessa tuotantoympäristössä elinkaarianalyysillä laskettuna maidontuotannon sivutuotteena muodostuva naudanliha kuormittaa ympäristöä vähemmän kuin emolehmätuotantoon perustuva naudanlihantuotanto (Taulukko 8). Maidontuotannon sivutuotteena muodostuvan naudanlihan ympäristövaikutus jakaantuu tuotetun maidon ja muodostuvan lihan välille. Emolehmätuotannon haasteena on tuotannon kokonaiskuormituksen kohdistuminen ainoastaan naudanlihaan (Nemecek ym. 2013).

Emolehmätuotannon kokonaisilmastovaikutus on hiilidioksidiekvivalentteina laskettuna 25,7 % korkeampi kuin maidontuotannon sivutuotteena muodostuvassa naudanlihassa. Metaania emolehmätuotannossa muodostuu 31,6 % enemmän. Kasvatusmuotojen vaatima energiankäyttö on kaksijakoista. Emolehmät eivät itse vaadi kasvatuksen energiaa, mutta vasikoiden loppukasvatuksessa energiankäyttö on kohtuullisen korkeaa. Emolehmätuotannosta muodostuvan naudanlihan kokonaisenergiankäyttö on 45,2 % korkeampi kuin maidontuotannon sivutuotteena muodostuvassa naudanlihassa. Emolehmätuotanto vaatii runsaasti pinta-alaa. Emolehmien rehuntuotantoon ja laiduntamiseen tarvittava pinta-ala lisää maankäytön vaatimusta. Emolehmätuotannossa maankäyttö on 67,5 % korkeampaa kuin maidontuotannon sivutuotteena muodostuvalla naudanlihalla (Taulukko 8).

Emolehmätuotannon etu muodostuu muuhun viljelyyn kelpaamattomien alueiden laidunkäytön kautta. Laiduntavat emot raivaavat umpeenkasvaneita alueita ja pitävät maiseman avoimempina. Näin muodostuu erilaisia elinympäristöjä ja lajikirjo kasvaa (Virkajärvi ym. 1995, Amstrong ym. 2003, Fraser ym. 2014). Laiduntaminen vaikuttaa positiivisesti luonnon monimuotoisuuteen ja maan rakenteeseen. Lanta laitumella lisää maan pieneliöstöä ja myöhemmin korjatut nurmet voivat tarjota mahdollisuuden lajirikkaammille hyönteis- ja lintupopulaatioille (Wright ym. 2006). Laidunnus lisää pesivien lintujen määrää (Fraser ym. 2014). Laidunnuksen negatiivinen ympäristökuormitus muodostuu pienemmäksi, jos rotu sopii alueen laidunnukseen. Ympäristökuormitusta voidaan pienentää myös yhteislaidunnuksella (Fraser ym. 2014). Wright ym. (2006) suosittelevat, että luonnon monimuotoisuutta ylläpitävässä laidunnuksessa eläintiheys laitumella olisi 0,25–0,60 ey/ha. Jouven & Baumont (2008) ovat muodostaneet mallin, jolla pystytään arvioimaan tuotannon ympäristöllistä kestävyyttä ja edullisuutta luonnon monimuotoisuudelle. Malliin kuuluu mm. myöhemmin korjattu nurmi.

Taulukko 8. Naudanlihantuotannon eri tuotantomuotojen ja ruokintojen ympäristövaikutuksia: ilmastovaikutus = I (kg CO₂e) (metaani CH₄, dityppioksidi N₂O, hiilidioksidi CO₂), energia = E (MJ), maankäyttö = M (m²), happamoittumisvaikutus = H (SO₂e), rehevöityminen = R (PO₄³e), myrkytys/kasvinsuojeluvaikutus (aktiivisen aineen määrä) = T (g).

Tuotantomuoto	Maa	Vaikutus laskettuna 1 kg punaista lihaa kohden									Viite
		I, kg CO ₂ e	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	E, MJ	M, m ²	H, SO ₂ e	R, PO ₄ ³ e	T, g	
Tavanomainen karkearehu (maitorotuinen)	Ruotsi	19	10	5	3	46	33	0,13	0,068	2,21	Cederberg & Darelus (2000)
Tavanomainen väkirehu (maitorotuinen)	Ruotsi	17	9	6	3	48	35	0,13	0,070	3,32	Cederberg & Darelus (2000)
Luomutuotanto (maitorotuinen)	Ruotsi	17	10	5	3	24	47	0,32	0,116	0,02	Cederberg & Darelus (2000)
Luomutuotanto (emoleh-mät/liharotuinen)	Ruotsi	20–22	13	7	2	27	71	0,40	0,146	0,01	Cederberg & Darelus (2000)
Luomutuotanto (emoleh-mät/liharotuinen, ei tuotantorakennuksia, laajaperäinen)	Ruotsi	22–24	17	6	1	9	154	0,18	0,060	0	Cederberg & Nilsson (2004)
Keskimääräinen ruotsalainen naudanliha	Ruotsi	28	17,5	7	3,5	-	-	-	-	-	Cederberg ym. (2009a)
Tuontiliha Ruotsiin	Ruotsi/Brasilia	39	31	9	0	6	244	-	-	-	Cederberg ym. (2009b)
Tavanomainen 12 kk kasvatus (maitorotuinen)	EU	22				58	23	0,14	0,087	-	Nguyen ym. (2010)
Tavanomainen 16 kk kasvatus (maitorotuinen)	EU	25				58	23	0,18	0,103	-	Nguyen ym. (2010)
Tavanomainen 24 kk kasvatus (maitorotuinen)	EU	28				67	32	0,24	0,159	-	Nguyen ym. (2010)
Tavanomainen (emoleh-mät/liharotuinen)	EU	38				83	60	0,29	0,230	-	Nguyen ym. (2010)
Tavanomainen, laajaperäinen, maissisäilörehu (emoleh-mät/liharotuinen)	Ranska	39				90	-	0,24	0,137	-	Nguyen ym. (2012)
Tavanomainen, maissisäilörehu, omega3-rasvahappoja maksimoiva dieetti (emolehmät/liharotuinen)	Ranska	39				95	-	0,24	0,137	-	Nguyen ym. (2012)
Tavanomainen, maissisäilörehu, kuitua sisältävä dieetti (emoleh-mät/liharotuinen)	Ranska	39				102	-	0,23	0,131	-	Nguyen ym. (2012)
Tavanomainen, maissisäilörehu, kuitua sisältävä ja omega3-rasvahappoja maksimoiva dieetti (emolehmät/liharotuinen)	Ranska	38				99	-	0,24	0,137	-	Nguyen ym. (2012)

Taulukko 8. jatkuu.

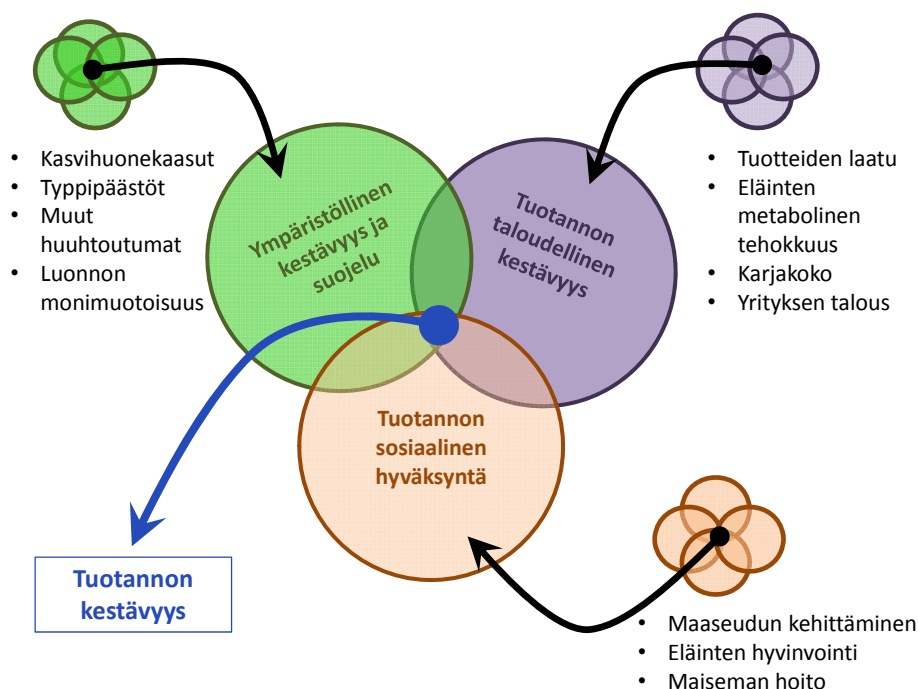
Tuotantomuoto	Maa	Vaikutus laskettuna 1 kg punaista lihaa kohden									
		I, kg CO ₂ e	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	E, MJ	M, m ²	H, SO ₂ e	R, PO ₄ ³ e	T, g	Viite
Väkirehuvaltainen loppukasvatus (feedlot) (emolehmät/liharotuinen)	Yhdysvallat	39				101	-	-	0,274	-	Pelletier ym. (2010)
Karkearehuvaltainen välikasvatus (backgrounding) ja väkirehuvaltainen loppukasvatus (feedlot) (emolehmät/liharotuinen)	Yhdysvallat	43				118	-	-	0,313	-	Pelletier ym. (2010)
Laidunkasvatus (emolehmät/liharotuinen)	Yhdysvallat	51				127	-	-	0,374	-	Pelletier ym. (2010)
Tavanomainen naudanliha	Kanada	30	15	11	4						Verge ym. (2008)
Luomutuotanto 2002 (emolehmät/liharotuinen)	Australia	11				34	-	-	-	-	Peters ym. (2010)
Luomutuotanto 2004 (emolehmät/liharotuinen)	Australia	16				40	-	-	-	-	Peters ym. (2010)
Laidun ja väkirehuvaltainen loppukasvatus (feedlot) 2002 (emolehmät/liharotuinen)	Australia	14				41	-	-	-	-	Peters ym. (2010)
Laidun ja väkirehuvaltainen loppukasvatus (feedlot) 2004 (emolehmät/liharotuinen)	Australia	14				39	-	-	-	-	Peters ym. (2010)
Kansallinen keskiarvo naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksesta	Iso-Britannia	18				42	24	0,21	0,114	-	Williams ym. (2009)
Tavanomainen nauta	Japani	32	23	2	7						Ogino ym. (2007)

5 Tuotannon ja kulutuksen oikeutus, kuluttajapreferenssit, tulevaisuus

Nauta tuottaa ihmisravintoa kuitupitoisista syömättömiksi kelpaamattomista kasveista, säilyttää maatalousmaisemaa ja biodiversiteettiä sekä kierrättää kasvien biomassaa. Naudanlihantuotanto siirtyy kuitenkin yhä enemmän ns. marginaalialueille, joilla muuta maataloustuotantoa on haasteellista harjoittaa. Yleensä nurmentuotanto ja laiduntaminen ovat näillä alueilla kannattavia. Ympäristön kannalta tuotanto voi olla positiivinen asia, koska mm. maisema pysyy avoimempuna. Toisaalta tuotanto siirtyy yhä kauemmaksi kuluttajista. Kuluttajan vieraantuminen ja tietämättömyys tuotannosta voi aiheuttaa virheellisiä käsityksiä. Toisaalta naudanlihan osalta kuluttajien oletus siitä, että märehitjät syövät ainoastaan edullista nurmea tai laidunta voidaan kääntää tuotannon kestävyyttä parantavaksi asiaksi (Hocquette & Chatellier 2011). Märehitjälle luonnollisen dieetin ymmärretään parantavan myös eläinten hyvinvointia. Euroopassa kuluttajien on osoitettu maksavan enemmän tuotteista, jotka on tuotettu kestävin menetelmin ympäristöä ja eläintä kunnioittaen (Botreau ym. 2009).

Naudanlihantuotannon yhteiskunnallinen haaste on kuluttajien tietoisuus maataloustuotannon aiheuttamasta ympäristöllisestä kuormituksesta (Hocquette & Chatellier 2011). Tuotantoon tulisi muodostaa käytännöllisiä toimintatapoja, joilla naudanlihatuotannon ympäristökuormitusta saadaan yksinkertaisesti pienemmäksi (Veysset ym. 2010a). Ruokinnan tarkkuus, pötsi- ja maamikrobien parempi tunteminen ja ravinteiden kierrätys voivat olla tapojaympäristökuormituksen pienentämiseksi (Martin ym. 2010, Hermansen & Kristensen 2011).

Maatalouden tulisi tavoitella kestäviä tuotantomuotoja. Tuotannon kestävyyttä voidaan lähestyä lukuisista eri näkökulmista. Tuotannon kestävyys muodostuu kolmesta päälähestymisalueesta, joihin voi liittyä lukuisia ala-alueita (Kuva 21). Tuotannon kestävyuden tärkein tukijalka on tuotannon kannattavuus, yrittäjän toimeentulon on tultava tuotannosta. Tuottajien olisi opittava uudenlainen lähestymistä tuotannon ohjaukseen ja tuotannossa muodostuvan tuotteen arvottamiseen (Hocquette & Chatellier 2011).



Kuva 21. Tuotannon kestävyys muodostuu kolmesta päälähestymisalueesta, joiden tasapainosta muodostuu tuotannon kestävyys (Hocquette & Chatellier 2011, uudelleen piirretty).

Naudanlihantuotannossa tulisi tavoitella mahdollisimman suljettuja ravinnekiertoja (Hocquette & Chatelier 2011). Yhteiskunnallinen lainsäädäntö ohjaa esimerkiksi tukien muodossa tiettyihin tuotantotapoihin. Luonnonmukaisen tuotannon on sanottu olevan tuotannollisesti kestävämpää kuin tavanomaisen tuotannon. Argumenttien taakse on nostettu mm. pienempi typenhävikki, kasvisuojeluaineiden käyttökielto ja luonnon monimuotoisuuden säilyminen (Pacini ym. 2003, Bengtsson ym. 2005) ja pienempi vesijalanjälki (Wood ym. 2006). Nigglin ym. (2008) mukaan luonnonmukaisen tuotannon tavoitteina tulisi pitää energiahyötysuhteen parantamista, tuotannon omavaraisuutta (suljettu kierto) ja hiilijalanjäljen pienentämistä. Toisaalta luonnonmukaisessa tuotannossa tulee aina saavuttaa riittävä tuotannollinen tulos ja kannattavuus.

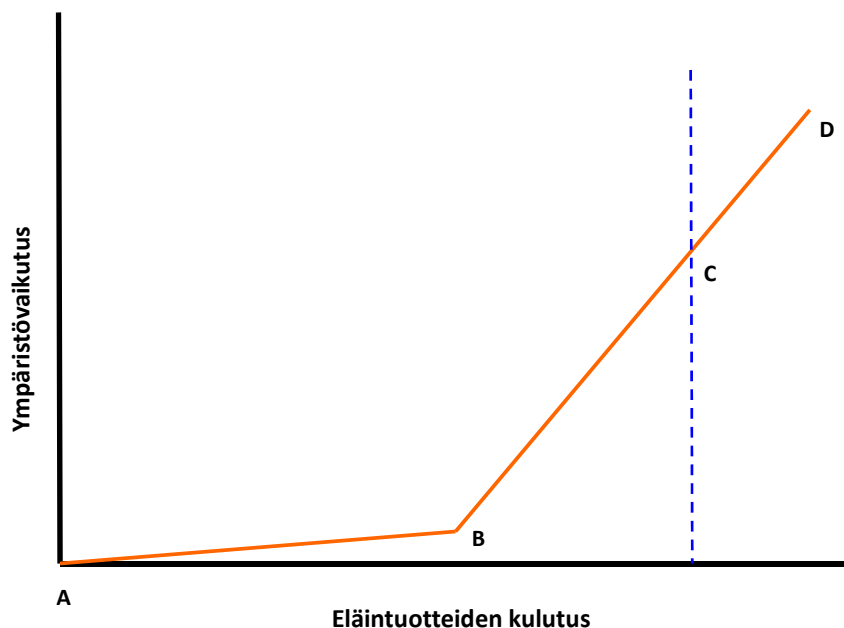
5.1 Ravitsemuksellinen laatu ja kuluttajapreferenssit

Tuotannon oikeutusta voidaan arvioida elinkaarianalyysin ympäristövaikutusten lisäksi myös ihmisravitsemuksen kautta. Suomalaiset ravitsemussuositukset suosittelevat vähentämään naudanlihan kulutusta. Naudanlihan kulutuksen suositellaan olevan noin 500 g/viikko (Ravitsemussuositukset 2013). Naudanlihan ihmisravitsemukselliseen laatuun voidaan vaikuttaa ruokinnalla. Karkearehuvaltainen ruokinta on edullista naudanlihan ravitsemuksellisen laadun kannalta (Scollan ym. 2006, Daley ym. 2010). Karkearehuruokinta ja/tai laitumella tapahtuva kasvatus lisää omega-3-rasvahappojen, konjugoituneiden linolihappojen ja E-vitamiinin määrä naudanlihassa verrattuna väkirehuvaltaisella ruokinnalla olleisiin nautoihin (Daley ym. 2010). Karkeaosuuden lisääminen 50 prosentista 80 prosenttiin muutti naudanlihan rasvahappokoostumusta ihmisen ravitsemuksen kannalta suosiollisemmaksi (Pesonen ym. 2013). Samassa tutkimuksessa hereford-sonnien rasvahappokoostumus oli terveellisempi ihmisten ravitsemuksen kannalta kuin charolais-sonnien lihan rasvahappokoostumus. Ruokinnan vaikutus mureuteen ja naudanlihan väriin on ollut vaihtelevaa (Scollan ym. 2005). Naudanlihan väri on hieman tummempi karkearehuosuuden lisääntyessä (Scollan ym. 2006, Pesonen ym. 2013). Nurminata ja eri nurmipalkokasvit voivat vaikuttaa naudanlihan ominaisuuksiin eri tavalla. Esparsetti lisäsi marmorointia ja värin punaisuutta enemmän kuin sinimailanen. Toisaalta sinimailanen muunsi rasvahappokoostumusta ihmisen ravitsemuksen kannalta suosiollisemmaksi kuin esparsetti (Maughan ym. 2014).

Kuluttajat ovat enenevässä määrin kiinnostuneita siitä, miten ja missä ruoka on tuotettu. Moloney ym. (2008) mukaan tämä on ollut yksi syy erilaisten laidunkasvatus-brändien muodostumiseen maito- ja naudanlihatuotteissa (mm. PDO; protected denominations of origin, PGI; protected geographic indications). Näille brändeille/tavaramerkeille on ominaista, että naudat laiduntavat joko luonnon monimuotoisuutta lisäävillä alueilla tai monivuotisilla, uudistamattomilla, pysyvillä laidunalueilla. Useimmat tutkimukset naudanlihan laatueroista on tehty vertailemalla väkirehuvaltaista ruokintaa ja monokulttuurina viljeltyjä raiheinälaidunkasvustoilla laiduntaneita nautoja (Daley ym. 2010). Viljeltyjen laitumien ja laajaperäisten laitumien välisistä vaikutuksista lihan laadullisiin tekijöihin on hyvin vähän tutkittua tietoa. Lourenco ym. (2007) osoittivat, että luonnonlaitumilla laiduntaneiden karitoiden rasvahappokoostumus oli terveellisempi ihmisravitsemuksen kannalta kuin puhtailla raiheinäkasvustoilla tai nurmipalkokasveja laiduntaneilla karitsoilla. Toisaalta luonnonlaitumella laiduntaneiden nautojen ruhopainot, lihakkuus- ja rasvaluokat ovat usein heikommät kuin intensiivisessä kasvatuksessa olleiden nautojen (Fraser ym. 2009). Laidunnus voi kuitenkin olla se tekijä, jolla voidaan muodostaa naudanlihantuotannolle positiivinen mielikuva. Haaste on se, miten laidunnuksen lisäarvo säilytetään tuottajille ja kuluttajalle (Dawson ym. 2011).

Naudanlihantuotanto ja kulutus vaikuttavat ympäristöön. Ympäristövaikutusten määrään ja laatuun voidaan vaikuttaa tuotantoon liittyvien valintojen kautta, mutta myös kulutuksella. Elferinkin ym. (2007) analyysin mukaan tuotannon ympäristökuormitus ja maakäyttö muodostuvat kohtuullisen pieniksi, kun ruokinnassa voidaan käyttää ihmisravinnoksi kelpaamattomia komponentteja ja/tai alueita, jotka eivät sovellu ruuantuotantoon. Rehustuksellisilla vaihtoehdoilla on samansuuntainen vaikutus kuin kulutuksen vähentämisellä (Kuva 22). Tällä hetkellä kulutus on länsimaissa kaavio kuvan kohdassa C. Jos kulutusta pystyttäisiin vähentämään kohtaan B, ympäristöllinen vaikutus olisi huomattava. Tämän jälkeen kulutuksen vähentämisellä ei ole enää suurta ympäristöllistä merkitystä. Skenariot kuitenkin osoittavat, että kulutus tulee lisääntymään kohtaan D, jolloin ympäristöllinen vaikutus tulee lisääntymään. Vaikutuksen eska-loituminen johtuu yhä suuremmasta peltopinta-alasta, jota tullaan tarvitsemaan rehuntuotantoon. Rehujen tuotantoon tarvittava pinta-ala on yleensä myös ihmisravinnontuotantoon kelpaavaa alaa. Maatalous tarvitsee kotieläintuotantoa toimiakseen käytännöllisesti. Suurin rasite, joka aiheutuu kotieläintuotannosta, on kasvaneen kulutuksen myötä kotieläintuotannon painopisteen siirtyminen ja tarvittavan peltopintalan

kasvu. Naudanlihantuotanto rehuilla tai peltopinta-alalla, jota voidaan käyttää muuhun viljelyyn, on ympäristöllisesti kestävämpää (Steinfeld ym. 2006).



Kuva 22. Lihankulutuksen ympäristövaikutus (Elferink ym. 2007).

Nonhebel & Moll (2001) havaitsivat, että lihatuotteita käyttävät (ei-vegetaari) taloudet ovat vastahakoisia luopumaan lihankäytöstä pelkkien ympäristöllisten tekijöiden vuoksi. Elferink & Nonhebel (2007) pitävät kasvispainotteisen ruokavalion suosimista ja kuluttajatottumuksien muutoksia ympäristöllisten tekijöiden perusteella epätodennäköisinä.

Naudanlihankulutuksen oikeutus ja ympäristöjalanjäljen pienentäminen tulisi hakea seuraavista asioista (Fadel 1999, Fairlie 2010, Hoquette & Chatellier 2011):

- 1) Nurmet ja laiduntaminen
 - a. Nurmien kasvukunnon ylläpito
 - b. Pysyvät laidunalueet, heikkotuottoiset alueet, perinnebiotoopit
 - c. Alueet, jotka on jätetty laidunkäyttöön (pitkäaikaiset laitumet)
 - d. Laidunjärjestelyt (laidunkierto)
- 2) Kasvintuotannon puintijätteiden hyödyntäminen
- 3) Elintarviketeollisuuden sivuvirtojen hyödyntäminen nautojen ruokinnassa
- 4) Naudanlihan parempi laatu (syöntilaatu, ravitsemuksellinen laatu)
- 5) Hukkaanheitettyjen tuotteiden vähentäminen
 - a. Tuottaja (mm. kuolleisuuden pienentäminen)
 - b. Teollisuus (mm. tuotekehitys)
 - c. Kuluttaja (mm. käyttäytyminen)

5.2 Luonnonmukainen tuotanto

Luonnonmukainen tuotanto näyttäisi sopivan erityisesti märehäntäjiin perustuvaan maataloustuotantoon (Refsgaard ym. 1998, Cederberg & Mattson 2000, Haas ym. 2001, Grönross ym. 2006, Bochu 2007). Muutamissa eurooppalaisissa tutkimuksissa on emolehmutuotannossa osoitettu luomutuotannolla saavutettavan taloudellista ja käytännön hyötyä (Pavie & Lafeuille 2009, Veysses ym. 2009). Luomutuotanto on energiatehokkaampi tuotanto kuin tavanomainen tuotanto. Energiansäästöjä muodostuu, koska tuotannossa ei käytetä keinolannoitteita tai muita teollisesti valmistettuja tuotantopanoksia (Refsgaard ym.

1998, Cederberg & Mattson 2000, Haas ym. 2001, Grönross ym. 2006, Bochu 2007, Veysset ym. 2010). Luonnonmukaisessa emolehmätuotannossa energiankäyttö tuotettua naudanlihakilogrammaa kohden voi olla 5–20 % matalampi kuin tavanomaisessa tuotannossa (Veysset ym. 2010). Luomutuotanto ei suoraan kuitenkaan vähennä tuotannossa muodostuvien kasvihuonekaasujen määrää tuotettua naudanlihakilogrammaa kohden, koska vähäisemmät tuotannon panokset laskevat usein tuotannon tasoa. Jos kuitenkin kasvihuonekaasujen määrä lasketaan tuotantohehtaaria kohden, luomutuotannossa muodostuu 13–20 % vähemmän kasvihuonekaasuja, koska eläintiheys on matalampi. Kun laskennassa otetaan huomioon pienemmät tuotantopanokset hehtaaria kohden, luonnonmukaisessa emolehmätuotannossa kokonaiskasvihuonekaasupäästöt ovat 20–27 % vähäisemmät kuin tavanomaisessa tuotannossa (Veysset ym. 2010). Olesenin ym. (2006) mukaan luonnonmukaisen tuotannon ympäristöllisesti edullisemmat tulokset johtuvat matalammasta eläintihydestä, joka johtaa matalampaan tuotantotasoon. Heidän mukaansa luonnonmukaisessa tuotannossa typen hyödynnys on myös tehokkaampaa, josta on selvä ympäristöllinen hyöty.

Luonnonmukaisessa tuotannossa käytetty nurmiala on suhteessa suurempi kuin tavanomaisessa tuotannossa. Nurmien hiilensidonta kyvyn myötä luonnonmukaisen tuotannon ympäristöjalanjälki voi muodostua pienemmäksi (Casey & Holden 2006, Veysset ym. 2010). Azeez (2009) esitti luonnonmukaisen tuotannon hiilen sidontakyvyn parantamiseksi seuraavia toimia:

- a) Viljellyn peltopinta-alan muuttaminen nurmeksi
- b) Nurmipalkokasvien käyttö viljavuuden lisäämiseksi
- c) Nurmen lisääminen viljelykiertoon
- d) Esi- ja kerääjäkasvien käyttö
- e) Biomassan lisääminen kompostina, koska hiili on sitoutuneessa muodossa humuksessa
- f) Kiinteän lannan käyttö lietteen sijaan
- g) Oljen käyttö kuivikkeena. Oljen tyyppi on helpommin kasvien käytettävissä kompostuneena kuin suoraan maahan kynnettyä.
- h) Enemmän biomassaa kasvijätteinä (esim. pitempi säntki) ja rikkaruohoina

Azeez (2009) piti luonnonmukaisen tuotannon hiilensidontapotentiaalia parempana kuin tavanomaisen tuotannon, koska luonnonmukaisessa tuotannossa ei käytetä epäorgaanista typpeä, joka voi aiheuttaa maan mikrobiotoinnin häiriöitä ja haitata kasvien syväjuurien muodostumista. Toisaalta maanmikrobiston toimintaa parantaa myös se, ettei kasvinsuojeluaineita ja ivermektiiniä käytetä. Nautojen kyky käyttää hyväksi hiiltä sitovaa nurmea tulisi hyödyntää naudanlihantuotannossa tehokkaammin (Hocquette & Chatellier 2011).

Casey & Holden (2006) laskivat luonnonmukaisesta emolehmätuotannosta muodostuvan naudanlihakilogramman kasvihuonekaasujen päästöt 14 % pienemmäksi verrattuna tavanomaiseen tuotantoon. Maidontuotannossa ei ole havaittu vastaavia eroja luomutuotannon ja tavanomaisen maidontuotannon välillä (Cederberg & Mattson 2000, Haas ym. 2001). Ympäristölliset hyödyt luonnonmukaisessa tuotannossa toteutuvat ainoastaan, jos tuotannon taso kyetään pitämään tavanomaisen tuotannon tasolla. Veyssetin ym. (2010) tutkimuksessa tavanomaisten emolehmätilojen taloudellinen tulos oli parempi, koska tuotantotaso oli korkeampi. Tilojen siirtyessä luonnonmukaiseen tuotantoon kannattavuus hehtaaria kohden laski 16–94 euroa. Garnettin (2009) mukaan maataloustuotannolla on kaksi haastetta: yhä kasvavan ihmiskokoonpanon ruokkiminen ja kasvihuonekaasujen vähentäminen. Emolehmätuotannossa luonnonmukainen tuotanto voi olla mahdollisuus vähentää ympäristökuormitusta (Veysset ym. 2010). Maidontuotannon sivutuotteena muodostuvassa naudanlihantuotannossa vastaavia etuja ei ole välttämättä saavutettavissa (Cederberg & Darelus 2000). Ympäristöjalanjäljen pienentäminen muodostuu sekä tuotannon kestävyuden että kannattavuuden kautta (Cederberg & Darelus 2000, Cederberg & Nilsson 2004, Cederberg ym. 2009a, Williams ym. 2009a, Veysset ym. 2010, Hocquette & Chatellier 2011).

5.3 Tulevaisuus

Tuotantoyksikön kasvattamisella voidaan yrittää lisätä kilpailukykyä. Tuotantoyksikön kasvattaminen ei kuitenkaan ainoana toimenpiteenä useinkaan lisää toiminnan kannattavuutta. Naudanlihantuotannossa perintötekijöiden osuus on usein vain 10 % ominaisuuden ilmentymisestä, 90 % tuotannon tuloksesta on ympäristötekijöiden aiheuttamaa. Enenevässä määrin tulisi kiinnittää huomiota eläinten perinnöllisiin

ominaisuuksiin, kuten rehujen hyväksikäyttöön, kasvuun ja tuotteen laatuun (Veysset ym. 2005). Cassar-Malekin ym. (2007) mukaan omiikan avulla pystyttäisiin parantamaan nautojen ruokintaa ja biologista tehokkuutta huomattavasti (omiikka=tutkimustapa, jolla pyritään analysoimaan kaikkia geneettisiä muutujia samanaikaisesti, genomi, proteonomi ja metalonimi).

Karkearehujen käyttö märehitjoiden ruokinnassa ja eläinten kestävyysvaatimukset tulevat todennäköisesti tulevaisuudessa lisääntymään, mikä asettaa eläinten perinnölliselle kestävyydelle entistä enemmän painoarvoa (Friggens ym. 2010). Karkearehujen maksimaalinen käyttö vaatii lisää tutkimusta karkearehun syönnistä ja sulavuudesta kasvatuksen eri vaiheissa. Nurmien hiilen sidontapotentiaalia tulisi myös tutkia kattavammin (Hocquette & Chatellier 2011). Maatalousmaa tulee tulevaisuudessa olemaan rajoittava tekijä, joten eläinten rehuhyötysuhteeseen tulisi kiinnittää jo nyt huomiota. Nautojen tulee käyttää rehu tehokkaammin hyväkseen (Reynolds ym. 2011). Rehuhyötysuhteen parantaminen vaikuttaa suoraan ympäristöpäästöjä pienentävästi. Tutkimusta tarvitaan täsmäravinteiden hyväksikäytöstä ja siitä, kuinka ne vaikuttavat eläinten tuotanto-ominaisuuksiin ja lihanlaatuun. Tutkimuksen ja tuotannon yhteistyöllä olisi mahdollista luoda myös eurooppalainen nurmeen tai karkearehuun perustuva tuotantojärjestelmä, jossa hyödynnettäisiin tuotteen laatu, eläinten terveys- ja hyvinvointi, jäljitettävyyys ja tuotannon kestävyys (Hocquette & Chatellier 2011).

Tuotteen eli naudanlihan laadullinen arvo tulee korostumaan tulevaisuudessa. Tukien osuus tulee vuosittain laskemaan. Naudanlihasta olisi saatava hyvä hinta, jotta tuotannon kannattavuus säilyy (Fairley 2010, Hocquette & Chatellier 2011). Australiassa ja Uudessa-Seelannissa maataloustukia ei ole, joten tuotannon on itsessään oltava kannattavaa. Tuotantopanokset kilpailutetaan tarkasti ja tuotantoon käytetään ainoastaan parasta perinnöllistä ainesta. Naudanlihan tuotteistaminen on viety tällä alueella uudelle tasolle. Euroopassa olisi mahdollisuus muodostaa naudanlihasta samanlainen erikoistuote. Naudanlihan tuottamisen tulisi tapahtua tuotteilla, jotka eivät suoraan sovi ihmisravitsemukseen. Eurooppalaisen naudanlihantuotannon etu hyvin monilla alueilla on nurmituotanto. Marginaalialueille soveltuu laiduntaminen emolehmillä. Nurmeen perustuva kasvatustulisi suorittaa mahdollisimman kokonaisvaltaisesti nurmella. Mahdollisuutena on lyhyt loppukasvatustulisi suuremmalla väkirehuosuudella (Mihina ym. 2007).

Naudanlihan tulee täyttää kuluttajan ravitsemuksellinen tarve ja tyytyväisyys tuotteeseen. Kuluttajat kuitenkin haluavat tuotteeltaan yhä enemmän myös niin kutsuttua syömisen iloa, helppoutta ja lisäksi tuotteen on vastattava mielikuvia. Naudanlihatuotteilla tulisi myös olla kuluttajan hyvinvointia lisääviä ominaisuuksia. Nykytutkimuksen valossa naudanliha tulisi käyttää mahdollisimman vähän prosessoituna (kokoliha, ei naudanlihavalmisteen) (Scollan ym. 2011). Naudanlihan markkinoinnissa voitaisiin hyödyntää naudanlihan korkea valkuaispitoisuus, karkearehuvaltaisten ruokintojen hyvä rasvahappokoostumus sekä korkea rauta- ja sinkkipitoisuus. Markkinoinnin tulisi muodostaa kuvaa naudanlihan positiivisista ominaisuuksista (Hocquette & Chillard 2011).

Kuluttaja tekee toistuvan ostopäätöksen tuotteesta, johon hän on tyytyväinen. Kuluttajatytyväisyys saavutetaan, jos mielikuva hyvästä, toiveet täyttävästä tuotteesta on täytynyt toistuvasti. Naudanlihan kuluttajatytyväisyys saavutetaan, kun tuote on mureaa, mehukasta ja maukasta (Hui 2012). Naudanlihan laadun tulee olla tasaista, jotta kuluttajatytyväisyydelle on edellytyksiä (Scollan ym. 2011, Hui 2012). Euroopassa naudanlihantuotantoon käytetään enemmän ns. isoja, pääterotuja. Pääterotujen liha on vähärasvaista ja maultaan miedompaa kuin marmoroituvien brittiläisten rotujen (Hocquette ym. 2010). Euroopassa olisi mahdollista muodostaa oman tyyppinen naudanlihandandardi kuluttajatytyväisyyskartoituksen ja tutkimuksen kautta (Hocquette & Chatellier 2011).

Naudanlihan laadun käyttö markkinavalttina on hyödynnetty tehokkaasti australialaisessa Meat Standards Australia -luokitusjärjestelmässä. Järjestelmässä korostetaan mureutta, mehukkuutta, maukkautta ja kuluttajatytyväisyyttä. Naudanlihan tasainen laatu saavutetaan tiukoilla kriteereillä, jotka saavuttaa vain tietty osa ruhoista. Tuotantojärjestelmä on kattava, tarkka, tieteellisesti todistettu ja ennen kaikkea kuluttaja-orientoitunut. Meat Standards Australia -järjestelmässä naudanruhon eri osien maittavuus ja mureus on määritetty. Maittavuuden perusteella on muodostettu ohjeistus sille, kuinka kutakin osaa tulee raakakypsyttaa ja kuinka valmistaa ruuaksi. Ohjeistuksella on mahdollista hyödyntää koko ruho ja saavuttaa kuluttajien tyytyväisyys. Tuotantojärjestelmän kehittämisessä on yhdistetty tehokkaasti tutkimuksella saavutettu tieto, sen vieminen käytäntöön sekä jatkuva uusien parempien ja tehokkaampien menetelmien aikaansaaminen (Hocquette ym. 2011).

Eurooppalaisen naudanlihantuotantoketjun haaste on sen monipolvisuus. Ketjun eri osat ovat kaukana toisistaan ilman keskusteluyhteyttä. Keskusteluyhteyden puute aiheuttaa ketjun osittaista tehottomuutta.

Palaute kuluttajalta tai kaupalta ei välttämättä mene tuottajalle, joka lihaa tuottaa. Tuotteen laadun parantaminen on tällaisessa toimintaympäristössä haasteellista. Toisaalta kuluttajat ovat melko tietämättömiä naudanlihan ominaisuuksista. Eurooppalaisen naudanlihaketjun tärkeimpiä tavoitteita on ollut elintarvike-turvallisuus ja tasainen hinta. Syöntilaatu, tuotemerkki, brändi tai näiden yhdistelmät tulevat tulevaisuudessa olemaan tärkeitä naudanlihan markkinointiperusteita. Naudanlihasta on muodostettava korkea- ja tasalaatuinen tuote, jotta siitä saadaan riittävä taloudellinen tulos (Hocquette & Chatellier 2011). Scollan ym. (2011) nostavat esiin sen, ettei tutkimuksessa saatuja tietoja ole pystytty viemään naudanlihantuotantoon, -teollisuuteen tai -tuotekehitykseen riittävällä intensiteetillä. Naudanlihan laadun parantaminen vaatii koko tuotantoketjulta (tutkimus, lihateollisuus, tuottaja, kuluttaja) yhteistyötä, jossa hyödynnetään genetiikkaa, uusia geeni- ja genomitestimenetelmiä sekä ruokintaa ja jalostusta (Hocquette ym. 2007, 2009). Tutkimusta tulisi tehdä niin, että teollisuus pystyy hyödyntämään tuloksia mahdollisimman vaivattomasti (Hocquette & Chatellier 2011).

Naudanlihantuotannossa, kuten muussakin maataloustuotannossa, taloudellisia, sosiaalisia ja ympäristöllisiä ulottuvuuksia ei voida erottaa toisistaan. Nämä kolme ulottuvuutta ovat myös positiivisesti yhteydessä toisiinsa. Naudat tuovat monia etuja ympäristölle. Konkreettisimpana voidaan pitää nautojen kykyä pitää yllä maatalousmaisemaa suorasti laiduntamalla ja epäsuorasti niiden tarvitseman rehualan muodossa. Samalla ne tuottavat maitoa ja naudanlihaa. Yhteiskunnan vaatimus maataloustuotannon viherystämiseksi asettaa tuottajat uuden tilanteen eteen, ja he joutuvat opettelemaan uudenlaisia toimintatapoja. Tuottajat, jotka pystyvät muuntautumaan, voivat olla taloudellisesti kestävämmällä pohjalla. Tulevaisuudessa on kenties hyväksyttävä, ettei naudanlihantuotanto sovellu kaikille alueille, eivätkä kaikki tuotantotavat ole ekologisesti kestäviä (Janzen 2011). Naudanliha tullaan tulevaisuudessa tuottamaan käyttäen vähemmän väkirehua ja kestävämmissä tuotantoyksiköissä. Kestävyudessa tulisi ottaa huomioon tuotannon sosiaalinen, ekologinen ja taloudellinen kestävyys (Capper 2011). Naudanlihantuotannossa tulisi kiinnittää enemmän huomiota yhdys- ja vuorovaikutuksiin maan käytössä, hiilijalanjäljen muodostumiseen ja kuluttajien odotuksiin, kuin vain keskittyä tehokkaaseen tuottavuuteen (Hermansen & Kristensen 2011).



Kuva: Maiju Pesonen

6 Yhteenveto ja johtopäätökset

Suomalaisen naudanlihantuotannon vahvuus on tehokas nurmituotanto. Naudanlihantuotannossa voidaan saavuttaa ympäristöllisiä hyötyjä kahdella erilaisella toimintamallilla. Ensimmäisessä vaihtoehdossa tulisi tavoitella intensiivistä tuotantoa, jossa nurmi- ja eläinresurssit on hyödynnetty maksimaalisesti. Toinen vaihtoehto on keskittyä laajaperäisempään tuotantoon, jossa tukijalkana ovat tuottavat ja pitkäikäiset laidunnurmet. Nurmien tiheydestä on huolehdittava. Nurmien kasvukuntoa on ylläpidettävä täydennyskylvöillä ja riittävällä ravinnehuollolla. Kummassakin toimintamallissa tuotannon tulisi tavoitella suljetua ravinnekiertoa ja omavaraista rehujen tuotantoa.

Nautojen nopea kasvu ja lyhyt kasvatusaika ovat ympäristön kannalta edullisia. Nautojen teurasikä tulisi pitää noin 16 kuukaudessa. Korkeiden teuraspainojen tavoittelu aiheuttaa enemmän ympäristökuormitusta kuin eläinten teuraskypsyyden saavuttaminen nopeasti ennen kasvun taittumista. Biologinen optimi teuraspainon saavuttamisessa on noin 75 % eläimen aikuispainosta. Lyhyen kasvatusajan saavuttaminen karkearehuvallaisella ruokinnalla voi olla haasteellista. Karkearehun ravitsemuksellisen ja säilönnällisen laadun tulisi olla koko kasvatuskauden ajan erinomaista. Sulavuudeltaan tulisi tavoitella rehua, jonka D-arvo on noin 680–700 g/kg ka. Eläinten tulisi käyttää rehut mahdollisimman hyvin hyväksi, jolloin lannassa olisi mahdollisimman vähän ympäristökuormitusta aiheuttavia ravinteita. Nopeassa kasvatuksessa muodostuu vähemmän lantaa. Ympäristön kannalta on edullista, että lantaa varastoidaan vain rajoitettu aika tai/ja sitä prosessoidaan eteenpäin.

Nautojen valkuaisruokinnassa on selkeästi tarkastelun paikka. Valkuaisrehut ovat rehustuksen kalleimpia komponentteja. Ylimääräisen valkuaisruokinnan vähentäminen on kannattavaa sekä ympäristön että tuottajan kannalta. Ruokinnan matalampi valkuaispito vähentäisi virtsan ja sonnan typpipäästöjä. Suomessa tyypillisesti käytettävillä, säilörehua ja viljaa sisältävillä ruokinnoilla yli 200 kg:n painoisten kasvavien nautojen pötsimikrobien typen tarve täyttyy säilörehun ja viljan kautta. Jos pötsin mikrobisynteesi ei jostain syystä tuota riittävästi mikrobivalkuaisista (esimerkiksi erittäin heikko karkearehu ja matala väkirehun saanti), tilanne voidaan korjata lisäämällä rehuannokseen kohtuullinen määrä viljaväkirehua. Tutkimusaineistojen perusteella valkuaislisällä saadut tuotannolliset hyödyt liittyvät nimenomaan tilanteisiin, joissa eläinten energian saanti ja kasvu ovat heikkoja perusruokinnalla eli eläimet on ruokittu heikkolaatuisilla karkearehuilla ja vähäisellä määrällä väkirehua. Tällöin voidaan valkuaislisää vastaavat hyödyt saavuttaa pelkästään eläimen energian saantia (väkirehun määrää) lisäämällä.

Nykyisten suomalaisten ruokintasuositusten mukaan yli 200 kg painavien sonnien ja hiehojen valkuaisen saanti on riittävä, kun rehuannoksen pötsin valkuaispito (PVT) on yli -10 g/kg kuiva-ainetta. Laajan tutkimusaineiston perusteella PVT:n alaraja voitaisiin kuitenkin turvallisesti pudottaa arvoon -20 g/kg kuiva-ainetta ilman negatiivista vaikutusta kasvutuloksiin. Valkuaislisän käytöllä ei ole myöskään vaikutusta ruhon laatuun, jos eläimet on ruokittu tyypillisillä suomalaisilla säilörehu-vilja-pohjaisilla rehuilla. Ruhojen rasvaisuus näyttää jopa hieman lisääntyvän valkuaisrehujen käytön myötä. Kasvavien nautojen ruokinnassa ollaan Suomessa lähes aina tilanteessa, että valkuaislisää ei tarvita. Säilörehua ja viljaa sisältävillä ruokinnalla pötsimikrobien typen tarve täyttyy perusrehujen kautta. Valkuaisrehujen turha käyttö on osaltaan heikentämässä valkuaisomavaraisuutta. Kriittisempi asia on kuitenkin lisääntyvä ympäristökuormituksen riski. Tutkimusaineistojen perusteella noin 90 % valkuaislisän sisältämästä tyypeistä eritetään virtsan mukana. Virtsan tyyppi on huomattavasti sonnan tyyppiä herkempää sekä huuhtoutumisen että haihtumisen kautta tapahtuvalle hävikille.

Hiilijalanjälkeä voidaan soveltaa naudanlihantuotannon ympäristövaikutuksien arviointiin, jos nautojen ruokinta on karkearehuvallaisesta ja nurmentuotannon hiilensidontakyky pystytään määrittämään. Naudanlihan ympäristövaikutuksen arviointiin voidaan käyttää elinkaariarviota. Ympäristövaikutus painottuu tällöin suuremmalla todennäköisyydellä oikealle kohderyhmälle. Vesijalanjälkeä tulisi punnita kriittisesti naudanlihantuotannon ympäristövaikutusta arvioitaessa. Naudanlihantuotanto soveltuu pohjoiselle alueellemme riittävän vuosittaisen sademäärän ja kannattavan nurmentuotannon johdosta. Vesijalanjälki muodostuu pienemmäksi, jos nurmien tuotantokyvystä huolehditaan ja eläinaineksen geneettinen potentiaali hyödynnetään hyvinä kasvuina sekä lyhyenä kasvatusaikana.

Noin 80 % Suomessa tuotetusta naudanlihasta tuotetaan maidontuotannon sivutuotteena. Ympäristöjalanjälki on sivutuotteena tuotetussa naudanlihassa pienempi kuin emolehmiin perustuvassa erikoistuneessa naudanlihantuotannossa, koska kuormitus jakaantuu sekä maidon- että naudanlihantuotannolle. Emolehmätuotannon ympäristöjalanjälkeä lisää emon pitkä ylläpitokausi, jossa emojen ruokinta perustuu ravintoarvoltaan heikkoihin karkearehuihin. Sulavuudeltaan heikoista karkearehuista muodostuu runsaasti mettaania. Emojen ruokinnan toinen haaste on matala ylläpitoajan ravintoaineiden tarve, jossa yllirukinta aiheuttaa ravintoaineiden hukkaantumista. Ravintoaineiden ylimäärä lisää lannasta muodostuvia kasvihuonekaasuja. Emolehmien tuotanto-ominaisuudet, ravintoaineiden tarve, kasvatusolosuhteet ja markkinoiden preferenssi tulisi yhteen sovittaa mahdollisimman tarkasti. Emolehmätuotannon ympäristöä kuormittavia ravinne- ja kasvihuonekaasupäästöjä voidaan saada pienennettyä suomalaisissa kasvatusolosuhteissa kahdella erilaisella strategialla:

- 1) Vähätuottoisten alueiden hyötykäyttö kasvukauden laidunnuksessa. Kevätpoikivilla emoilla kunnostus tapahtuu tässä strategiassa sisäruokintakaudella, jolloin mahdolliset ravinnepäästöt sitoutuvat kuivikkeeseen ja kierrätetään pellolle.
- 2) Hyvätuottoisten peltolaitumien käyttö kasvukauden laidunnuksessa. Emojen ruokinta suunnitellaan siten, että kuntoluokka laskee sisäruokintakaudella kuntoluokkaan 2,0–2,5. Emojen ravintoaineiden tarve on laidunkaudella korkea maidontuotannosta ja kunnostuksesta johtuen, jolloin ravintoaineiden pidättyminen on mahdollisimman suurta. Ravinnepäästöt sisäruokintakaudella sitoutuvat kuivikkeisiin ja kierrätetään pelloille.

Strategioissa hyödynnetään emolehman kuntoluokka, erilaiset laidun- ja pelto-olosuhteet, hyvä kuivitus sisäruokintakaudella ja mahdollinen rotu tai risteytys. Emolehmätuotannon vahvuus voi olla niin sanottu ekologinen ja sosiaalinen kestävyys.

Naudanlihan laatu voi olla merkittävä osa tuotannon kannattavuutta, jos sillä saavutetaan kuluttajatytyväisyys. Tuotannon kannattavuus on tae tuotannon kehittymiselle ja kokonaisvaltaiselle kestävyydelle. Laadukasta tuotetta voidaan myydä mielikuvilla ja käyttöä suunnata erikoistilanteisiin. Haasteena on laadullisten standardien muodostaminen, niissä pysyminen ja tasaisen laadun saavuttaminen.

Jos naudanlihantuotannon ympäristöjalanjälkeä halutaan vähentää, toimenpiteiden tulee olla yksinkertaisia ja helppoja toteuttaa. Tuottajien ei voida olettaa siirtyvän käyttämään toimintatapoja:

- 1) joilla on negatiivinen vaikutus tuotannon kannattavuuteen
- 2) joilla ei ole mitään merkitystä tuotannon sujuvuuteen tai kannattavuuteen
- 3) jotka ovat hankalia toteuttaa
- 4) jotka eivät ole pakollisia/lainsäädännöllisiä
- 5) joita ei tueta suoraan yhteiskunnan toimesta

Naudanlihantuotannon ympäristökuormitus pienenee samansuuntaisilla toimenpiteillä, joilla voidaan parantaa tuotannon taloudellista kannattavuutta. Ympäristöjalanjäljen pienentämisessä korostuu kokonaisuuden hallinta. Yksittäisillä toimenpiteillä voidaan saavuttaa pieniä vaikutuksia, mutta kokonaisuuden hallitsemisella ympäristökuormitus voi muodostua huomattavasti pienemmäksi. Tuottajien kannattaa sijoittaa kestäviin eläimiin, jotka ovat valmiimpia ympäristön aiheuttamiin muutoksiin. Olemassa olevien resurssien mahdollisimman hyvä hyödynnys parantaa kannattavuutta, mutta on myös ympäristöteko.

- Aaltonen, R. & Peltonen, S. 2011. Valkuaisrehujen tuotanto ja käyttö. Tieto tuottamaan 134. ProAgria Keskusten Liitto. 92 s.
- Abberton, M.T., MacDuff, J.H., Athole, H.M. & Humphreys, M.W. 2007. The genetic improvement of forage grasses and legumes to reduce greenhouse gas emissions. Communication division. FAO. Viale delle terme di Caracalla 00153 Rome, Italy. 15 s.
- Abecia, L., Martin-Garcia, A.I. Martinez, G., Tomkins, N.W., Newbold, C.J. & Yañez-Ruiz, D.R. 2011. Manipulation of the rumen microbial ecosystem to reduce methane emissions in ruminants through the intervention at early life stage of pre-ruminants and their mothers. *Advances in Animal Bioscience* 2: 271.
- Abecia, L., Toral, P.G., Martín-García, A.I., Martínez, Tomkins, N.W., Newbold, C.J. & Yañez-Ruiz, D.R. 2012. Effect of bromochloromethane on methane emission, rumen fermentation pattern, milk yield, and fatty acid profile in lactating dairy goats. *Journal of Dairy Science* 95: 2027-2036.
- Abou Nohra, J., Barrington, S., Frigon, J.C. & Guiot, S.R. 2003. In storage psychrophilic anaerobic digestion of swine slurry. *Resource Conservation and Recycling* 38: 23-37.
- Aerts, R.J., Barry, T.N. & McNabb, W.C. 1999. Polyphenols and agriculture: beneficial effects of proanthocyanidins in forages. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75: 1-12.
- Agle, M., Hristov, A.N., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, p. & Vaddella, V.K. 2010. Effect of dietary concentrate on rumen fermentation digestibility, and nitrogen losses in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 93: 4211-4222.
- Aguilar, O.R., Maghirang, R., Rice, C.W., Trabue, S., Erickson, L.E. & Razote, E. 2011. Nitrous oxide emissions from commercial cattle feedlot in Kansas. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE) Paper No. 1110855. ASABE, St. Joseph, MI.
- Alaboudi, A.R. & Jones, G.A. 1985. Effect of acclimation to high nitrate intakes on some rumen fermentation parameters in sheep. *Canadian Journal of Animal Science* 65: 841-849.
- Albrecht, K.A. & Muck, R.E. 1991. Proteolysis in ensiled forage legumes that vary in tannin concentration. *Crop Science* 31: 464-469.
- Allen, N.S., Edge, M., Sandoval, G., Verran, J., Stratton, J. & Maltby, J. 2005. Photocatalytic coatings for environmental applications. *Photochemistry & Photobiology* 81: 279-290.
- Allison, M.J. & Reddy, C.A. 1984. Adaptations of gastrointestinal bacteria in response to changes in dietary oxalate and nitrate. Third international symposium of microbial ecology. Toim.. Reddy, KM.J & Reddy, C.A. American Society of Microbiology, Washington DC. s. 248-256.
- Ambus, P., Petersen, S.O. & Soussana, J.F. 2007. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen 15-labelling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 84-92.
- Ammann, R.P. & DeJarnette, J.M. 2012. Impact of genomic selection of AI sires on their likely utilization and methods to estimate fertility: A paradigm shift. *Theriogenology* 77: 795-817.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. & Alt, C. 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 103-113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T. & Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 153-162.
- Armstrong, H.M., Poulson, L., Connolly, T. & Peace, A. 2003. A survey of cattle-grazed woodlands in Britain. [http://www.forestry.gov.uk/pdf/cattle_report.pdf/\\$FILE/cattle_report.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/cattle_report.pdf/$FILE/cattle_report.pdf). Luettu 3/2014.
- Anderson, C.R., Hamonts, K., Clough, T.J. & Condon, L.M. 2014. Biochar does not affect soil N-transformations or microbial community structure under ruminant urine patches but does affect relative proportions of nitrogen cycling bacteria. *Agriculture, Ecosystems and Environment*: 191: 63-72.

- Andrews, A.H., Blowey, R.W., Boyd, H. & Eddy, R.G. 2003. Bovine medicine: Disease and husbandry of cattle. 2nd edition. Wiley-Blackwell. 1232 s.
- Appuhamy, J.A.D.R.N., Strathe, A.B., Jayasundara, S., Wagner-Riddle, C., Dijkstra, J., France, J. & Kebreab, E. 2013. Anti-methanogenic effects of monensin in dairy and beef cattle: a meta-analysis. *Journal of Dairy Science* 96: 5161-5173.
- Araji, A.A., Abdo, Z.O. & Joyce, P. 2001. Efficient use of animal manure on cropland-economic analysis. *Bioresearch & Technology* 79: 179-191.
- Archimède, H., Eugène, M., Magdeleine, C.M., Boval, M., Martin, C., Morgavi, D.P., Lecomte, P. & Doreau, M. 2011. Comparison of methane production between C₃ and C₄ grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 59-64.
- ARD. 2005. Alberta agriculture and rural development. Economic productive and financial benchmarks for Alberta cow/calf operations. [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/econ8479](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/econ8479). Luettu 3/2013.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F. & Stengel, P. 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise scientifique collective. Rapport INRA 332 s.
- Arthur, P.F., Herd, R.M., Wilkins, J.F. & Archer, J.A. 2005. Maternal productivity of angus cows divergently selected for post-weaning residual feed intake. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 45: 985-993.
- Arthur, P.F., Renand, G. & Krauss, D. 2001. Genetic and phenotypic relationships among different measures of growth and feed efficiency in young Charolais bulls. *Livestock Production Science* 68: 131-139.
- Asanuma, N., Iwamoto, M. & Hino, T. 1999. Effect of the addition of fumarate on methane production by ruminal microorganisms in vitro. *Journal of Dairy Science* 82: 780-787.
- Aschemann, M.P., Lebzien, P., Hüther, L., Döll, S., Südekum, K.H. & Dänicke, S. 2012. Effect of niacin supplementation on digestibility, nitrogen utilization and milk and blood variables in lactating dairy cows fed a diet with a negative rumen nitrogen balance. *Archives of Animal Nutrition* 66: 200-214.
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C. & Williams, A. 2009. How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from UK food system and the scope to reduce them by 2050. WWF-UK. 80 s.
- Azeez, G. 2009. Soil carbon and organic farming. Soil Association. UK. 97 s.
- Bannink, A., France, J., Lopez, S., Gerrits, W.J.J., Kebreab, E., Tamminga, S. & Dijkstra, J. 2008. Modeling the implications of feeding strategy on rumen fermentation and functioning of the rumen wall. *Animal Feed Science and Technology* 143: 3-26.
- Bargo, F., Muller, L.D., Delahoy, J.E. & Cassidy, T.W. 2002. Performance of high producing dairy cows with three different feeding systems combining pasture and total mixed rations. *Journal of Dairy Science* 85: 2948-2963.
- Basarab, J.A., Beauchemin, K.A., Baron, V.S., Ominski, K.H., Guan, L.L., Miller, S.P. & Crowley, J.J. 2013. Reducing GHG emissions through genetic improvement for feed efficiency: effects on economically important traits and enteric methane production. *Animal* 7 (Supplement 2): 303-315.
- Basarab, J.A., Colazo, M.G., Ambrose, D.J., Novak, S., McCartney, D. & Baron, V.S. 2011. Residual feed intake adjusted for backfat thickness and feeding frequency is independent of fertility in beef heifers. *Canadian Journal of Animal Science* 91: 573-584.
- Basarab, J.A., McCartney, D., Okine, E.K. & Baron, V.S. 2007. Relationships between progeny residual feed intake and dam productivity traits. *Canadian Journal of Animal Science* 87: 489-502.
- Basarab, J.A., Price, M.A., Aalhus, J.L., Okina, E.K., Snelling, W.M. & Lyle, K.L. 2003. Residual feed intake and body composition in young growing cattle. *Canadian Journal of Animal Science* 83: 189-204.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A. & McGinn, S.M. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems* 103: 371-379.

- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A. & McGinn, S.M. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 663-677.
- Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F. & McAllister, T.A. 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: A review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 21-27.
- Beauchemin, K.A., McAllister, T.A., Dong, Y., Farr, B.I. & Cheng, K.J. 1994. Effects of mastication on digestion of whole cereal grains by cattle. *Journal of Animal Science* 72: 236-246.
- Beauchemin, K.A., McAllister, T.A. & McGinn, S.M. 2009. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. *CAB. Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 4: 1-18.
- Beauchemin, K.A. & McGinn, S.M. 2005. Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets. *Journal of Animal Science* 83: 653-661.
- Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Martinez, T.F. & McAllister, T.A. 2007a. Use of condensed tannin extract from quebracho trees to reduce methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* 85: 1990-1996.
- Beauchemin, K.A. & Rode, L.M. 1999. Optimum processing of barley. *Southern Alberta Beef Review* 1: 3. [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/beef3987](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/beef3987). Luettu 9/2013.
- Beegle, D.B., Kelling, K.A. & Schmitt, M.A. 2008. Nitrogen from animal manure. *Teoksessa: Nitrogen in agricultural systems*. Toim. Schepers, J.S. & Raun, W.R. American Society of Agronomy, Madison WI. s. 832-881.
- Beever, D.E. 2006. The impact of controlled nutrition during the dry period on dairy cow health, fertility and performance. *Animal Reproduction* 96: 212-226.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269.
- Berg, W., Türk, M. & Hellebrand, J. 2006. Effects of acidification liquid cattle manure with nitric or lactic acid on gaseous emissions. Workshop on agricultural air quality. Washington, DC. USA 5.-8.6.2006. s. 492-498. <http://www2.atb-potsdam.de/HauptseiteDeutsch/Institut/Abteilungen/abt2/mitarbeiter/jhellebrand/jhellebrand/publikat/Berg1.pdf>. Luettu 4/2014.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-MONedero, M.A. & Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Bernier, J.N., Undi, M., Plaizier, J.C., Wittenberg, K.M., Donohoe, G.R. & Ominski, K.H. 2012. Impact of prolonged cold exposure on dry matter intake and enteric methane emissions of beef cows overwintered on low-quality forage diets with and without supplemented wheat and corn dried distillers' grain with solubles. *Canadian Journal of Animal Science* 92: 493-500.
- Berry, D.P. & Crowley, J.J. 2012. Residual intake and body weight gain: a new measure of efficiency in growing cattle. *Journal of Animal Science* 90: 109-115.
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G. & Waghorn, G.C. 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 358-365.
- Bhandral, R., Bittman, S., Kawalenko, C.G., Friesen, A. & Hunt, D.E. 2008. Emissions of nitrous oxide after application of dairy slurry on bare soil and perennial grass in a maritime climate. *Canadian Journal of Animal Science* 88: 517-527.
- Bicudo, J., Schmidt, D. & Jacobson, L. 2004. Using covers to minimize odor and gas emissions from manure storages. University of Kentucky. <http://www.ca.uky.edu>. Luettu 12/2013.
- Boadi, D.A. & Wittenberg, K.M. 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulphur hexafluoride (SF₆) tracer gas technique. *Canadian Journal of Animal Science* 82: 201-206.
- Bochu, J.L. 2007. Synthèse 2006 des bilans PLANETE. Consommation d'énergie et émissions des GES des exploitations agricoles ayant réalisé un bilan PLANETE. Rapport final. ADEME, Ministère de l'agriculture et de la Pêche.
- Boeckx, P. & Van Cleemput, O. 1996. Methane oxidation in landfill cover soils. *Teoksessa: Trace gas emissions and plants*. Toim. Singh, S.N. The Netherlands. Kluwer academic publishers. s. 197-213.

- Bol, R., Petersen, S.O., Christofides, C., Dittert, K. & Hansen, M.N. 2004. Short-term N₂O, CO₂, NH₃ fluxes and N/C transfers in Danish grass-clover pasture after simulated urine deposition in autumn. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science* 167: 568-576.
- Borhan, S., Capareda, S.C., Mukhtar, S., Faulkner, W.B., McGee, R. & Parnell, C.B. 2011. Greenhouse gas emissions from ground level area sources in dairy and cattle feedyard operations. *Atmosphere (Toronto)* 2: 303-329.
- Botreau, R., Veissier, I. & Perny, P. 2009. Overall assessment of animal welfare: Strategy adopted in Welfare Quality: *Animal Welfare* 18 (Sp. Iss. SI): 363-370.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.I.M. & Batjes, N.H. 2002. Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilised fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1080: 1-9.
- Brandjes, P.J., de Wit, J., van der Meer & van Keulen, H. 1996. Livestock and the environment finding a balance. International agriculture centre, Wageningen, The Netherlands. 52 s. <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/es/lead/toolbox/Refer/IACman.PDF>. Luettu 8/2013.
- Broderick, G.A. & Albrecht, K.A. 1997. Ruminal in vitro degradation of protein in tannin-free and tannin-containing forage legume species. *Crop Science* 37: 1884-1891.
- Broderick, G.A., Koegel, R.G., Walgenbach, R.P. & Kraus, T.J. 2002. Reygrass of alfalfa silage as the dietary forage for lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 85: 1894-1901.
- Broderick, G.A., Muck, R.E. & Grabber, J.H. 2012. Effects of replacing dietary lucerne silage with birdsfoot trefoil silage containing different levels of condensed tannin on production of lactating dairy cattle. Proceedings of the XVI International silage conference. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. s. 150-151. MTT Agrifood Research Finland and University of Helsinki.
- Brouwer, E. 1965. Report of subcommittee on constants and factors. Toim. Blaxter, K.L. Teoksessa: Proceedings of the 3rd Symposium on Energy Metabolism. Academic Press, London. s. 441-443.
- Brown, E.G., Anderson, R.C., Carstens, G.E., Gutierrez-Banuelos, H., McReynolds, J.L., Slay, L.J., Callaway, T.R. & Nisbet, D.J. 2011. Effects of oral nitroethane administration on enteric methane emissions and ruminal fermentation in cattle. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 275-281.
- Buczinski, B. 2010. Production de viande bovine: Perspectives à moyen terme. *Point Vétérinaire* 41: 139-144.
- Buddle, B.M., Denis, M., Attwood, G.T., Altermann, E., Janssen, P.H., Ronimus, R.S., Pinares-Patiño, C.S., Muetzel, S. & Wedlock, D.N. 2011. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing pasture. *Veterinary Journal* 188: 11-17.
- Burritt, E.A., Mayland, H.F., Provenza, F.D., Miller, R.L. & Burns, J.C. 2005. Effect of added sugar on preference and intake by sheep of hay cut in the morning versus the afternoon. *Applied Animal Behavior Science* 94: 245-254.
- Büyüksömez, F., Rynk, R., Hess, T.F. & Bechinski, E. 2000. Literature review: Occurrence, degradation and fate of pesticides during composting: part II: Occurrence and fate of pesticides in compost and composting systems. *Compost Science & Utilization* 8: 61-81.
- Callaway, T.R., Edrington, T.S., Rychlik, J.L., Genovese, K.J. Poole, T.L., Jung, Y.S., Bischoff, K.M., Anderson, R.C. & Nisbet, D.J. 2003. Ionophores: Their use as ruminant growth promotants and impact on food safety. *Current Issues in Intestinal Microbiology* 4: 43-51.
- Cammack, K.M., Wright, C.L., Austin, K.J., Johnson, P.S., Cockrum, R.R., Kessler, K.L. & Olson, K.C. 2010. Effects of high-sulphur water and clinoptilolite on health and growth performance of steers fed forage-based diets. *Journal of Animal Science* 88: 1777-1785.
- Cao, Y., Takahashi, T., Horiguchi, K., Yoshida, N. & Cai, Y. 2010. Methane emissions from sheep fed fermented or non-fermented total mixed ration containing whole-crop rice and rice bran. *Animal Feed Science and Technology* 157: 72-78.
- Cao, Y., Cai, Y., Takahashi, T., Yoshida, N., Tohno, M., Uegaki, R., Nonaka, K. & Terada, F. 2011. Effect of lactic acid bacteria inoculant and beet pulp addition on fermentation characteristics and in vitro ruminal digestion of vegetable residue silage. *Journal of Dairy Science* 94: 3902-3912.
- Caplis, J., Keane, M.G., Moloney, A.P. & O'Mara, F.P. 2005. Effects of supplementary concentrate level with grass silage, and separate or total mixed ration feeding, on performance and carcass traits of finishing steers. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 44: 27-43.

- Capper, J.L. 2011. Replacing rose-tinted spectacles with high-powered microscope: the historical versus modern carbon footprint of animal agriculture. *Animal Frontiers* 1: 26-32.
- Carulla, J.E., Kreuzer, M., Machmüller, A. & Hess, H.D. 2005. Supplementation of *Acacia mearnsii* tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in forage-fed sheep. *Australian Journal of Agricultural Research* 56: 961-970.
- Casey, J.W. & Holden, N.M. 2006a. Quantification of GHG emissions from suckler beef production in Ireland. *Agricultural Systems* 90: 79-98.
- Casey, J.W. & Holden, N.M. 2006b. Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality* 35: 231-239.
- Cassar-Malek, I., Leroux, C., Gruffat, D., Bonnet, M., Bernard, Morgavi, D., Chillard, Y. & Hocquette, J.-F. 2007. Diet and physiological state influence gene expression in herbivores. *Teoksessa: The Proceedings of the VII International Symposium on the Nutrition of Herbivores 17.-21.9.2007. Beijing, China. Toim. Meng, Q.X. China Agricultural University Press.*
- Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E. & France, J. 2000. A review of efficiency of nitrogen utilization in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal Feed and Sciences* 9: 1-32.
- Cavigelli, M.A. & Parkin, T.B. 2012. Cropland management contributions to greenhouse gases gas flux: Central and eastern U.S. *Teoksessa: Managing agricultural greenhouse gases: Coordinated agricultural research through GRACEnet to address our changing climate. Toim.. Liebig, M., Franzluebbers, A.J & Follett, R.F. Academic Press, New York, NY. 572 s.*
- Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker, R.R. & van Groenigen, J.W. 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy* 2: 201-213.
- Cederberg, C. & Darelus, K. 2000. Livscykelanalys (LCA) av nötkött – en studie av olika produktionsformer. *Naturresursforum Halland, Sweden. www.regionhalland.se. Luettu 4/2013.*
- Cederberg, C. & Mattson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production-a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8: 49-60.
- Cederberg, C., Meyer, D. & Flysjö, A. 2009b. Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef exported to Europe. *SIK Report No 792. SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg. ISBN 978-91-7290-283-1. 77 s.*
- Cederberg, C. & Nilsson, B. 2004. Livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift. *SIK Rapport Nr 718. SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg, ISBN 91-7290-231-0. 33 s.*
- Cederberg, C., Sonesson, U., Davis, J. & Sund, V. 2009a. Greenhouse gas emissions from production of meat, milk and eggs in Sweden 1990 and 2005. *SIK-Rapport No 793. SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg. ISBN-978-91-7290-284-8. 96 s.*
- Chadwick, D. 1997. Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following applications of slurry: potential abatement practices. *Teoksessa: Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands. Toim.. Jarvis, S.C. & Pain, B.F. CAB International, Wallingford, UK. s. 257-264.*
- Challa, J., Braithwaite, G.D. & Dhanoa, M.S. 1989. Phosphorus homeostasis in growing calves. *Journal of Agricultural Science* 112: 217-226.
- Chaves, A.V., Thompson, L.C., Iwaasa, A.D., Scott, S.L., Olson, M.E., Benchaar, C., Veira, D.M. & McAllister, T.A. 2006. Effect of pasture type (alfalfa vs. grass) on methane and carbon dioxide production by yearling beef heifers. *Canadian Journal of Animal Science* 86: 409-418.
- Chenoweth, P.J. & Sanderson, M.W. 2005. Beef practice: cow-calf production medicine. *Balckwell publishing professional. USA, UK, Asia. 288 s.*
- Chianese, D.S., Rotz, C.A. & Richard, T.L. 2009. Whole-farm gas emissions: A review with application to a Pennsylvanian dairy farm. *Applied Engineering in Agriculture* 25: 431-442.
- Chillard, Y. & Ferlay, A. 2004. Dietary lipids and forages interactions on cow and goat milk fatty acid composition and sensory properties. *Reproduction, Nutrition and Development* 44: 467-492.
- Christopher, S.F. & Lal, R. 2007. Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. *Critical Reviews in Plant Sciences* 26: 45-64.

- Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, P.E. & Kjeldsen, P. 2000. Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality* 29: 1989-1997.
- Christopherson, R.J. & Kennedy, P.M. 1983. Effect of the thermal environment on digestion in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science* 63: 477-496.
- Chung, Y.H., Walker, N.D., McGinn, S.M. & Beauchemin, K.A. 2011. Differing effects of 2 active dried yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) strains on ruminal acidosis and methane production in nonlactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 94: 2431-2439.
- Clark, H., Kelliher, F. & Pinares-Patiño, C. 2011. Reducing CH₄ emissions from grazing ruminants in New Zealand: challenges and opportunities. *Asian-Australian Journal of Animal Science* 24: 295-302.
- Clark, H., Wright, A.-D., Joblin, K., Molano, G., Chavanagh, A. & Peters, J. 2004. Field testing and Australian developed anti-methanogen vaccine in growing ewe lambs. Teoksessa: Proceedings of the Workshop on the Science of Atmospheric Trace Gases. 18-19.3.2004, Wellington, New Zealand. s. 107-108.
- Clarke, A.M., Brennan, P. & Crosson, P. 2013. Life-cycle assessment of the intensity of production on the greenhouse gas emissions and economics of grass-based suckler beef production systems. *Modellin animal systems research paper. Journal of Agricultural Science* 4: 1-3.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P. & Amon, B. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 171-177.
- Clinquart, A., Micol, D., Brundseaux, C., Dufrasne, I. & Istasse, L. 1995. Utilisation des matières grasses chez les bovins à l'engraissement. *Production Animales* 8: 29-42.
- Clough, T.J. & Condon, L.M. 2010. Biochar and nitrogen cycle. *Journal of Environmental Quality* 39: 1218-1223.
- Cockwill, C.L., McAllister, T.A., Olson, M.E., Milligan, D.M., Ralston, B.J., Huisma, C. & Hand, R.K. 2000. Individual intake of mineral and molasses supplements by cows, heifers and calves. *Canadian Journal of Animal Science* 80: 681-690.
- Cole, N.A. Clark, R.N., Todd, R.W., Richardson, C.R., Gueye, A., Greene, L.W. & McBride, K. 2005. Influence of dietary crude protein concentration and source on potential ammonia emissions from beef cattle manure. *Journal of Animal Science* 83: 722-731.
- Cole, N.A., Defoor, P.J., Galyean, M.L., Duff, G.C. & Gleghorn, J.F. 2006. Effects of phasefeeding of crude protein on performance, carcass characteristics, serum urea nitrogen concentrations, and manure nitrogen of finishing beef steers. *Journal of Animal Science* 84: 3421-3432.
- Cole, N.A. & Greene, L.W. 2004. Nutrient management for livestock feeding operations: challenges and opportunities. In proceedings of Californian animal nutrition conference, Fresno, California. s. 82-104.
- Cole, N.A., Greene, L.W., McCollum, F.T., Montgomery, T. & McBride, K. 2003. Influence of oscillating dietary crude protein concentration on performance, acid-base balance, and nitrogen excretion of steers. *Journal of Animal Science* 81: 2660-2668.
- Cole, N.A. & Todd, R.W. 2009. Nitrogen and phosphorus balance of beef cattle feedyards. Proceedings of the Texas Animal Manure Management Issues Conference, Round Rock, Texas. Toim.. Jordan. E. s.1724.
- Colmenero, J.J. & Broderick, G.A. 2006. Effect of dietary crude protein concentration on milk production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 89: 1704-1712.
- Colombini, S., Colombari, G., Crovetto, G.M., Galassi, G. & Rapetti, L. 2009. Tannin treated lucerne silage in dairy cow feeding. *Italian Journal of Animal Science* 8 (Supplement 2): 289-291.
- Comfort, S. 1990. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Science Society of America Journal* 54: 412-427.
- Contreras-Govea, F.E., Muck, R.E., Mertens, D.R. & Weimer, P.J. 2011. Microbial inoculant effects on silage and in vitro ruminal fermentation, and microbial biomass estimation for alfalfa, bmr corn, and corn silages. *Animal Feed Science and Technology* 163: 2-10.
- Costa, A., Chiarello, G.L., Selli, E. & Guarino, M. 2012. Effects of TiO₂ based photocatalytic paint on concentrations and emissions of pollutants and on animal performance in a swine weaning unit. *Journal of Environment Management* 96: 86-90.

- Coulman, B., Goplen, B., Majak, W., McAllister, T. Cheng, K.J., Berg, B., Hall, J., McCartney, D. & Acharya, S. 2000. A review of the development of a bloat-reduced alfalfa cultivar. *Canadian Journal of Plant Science* 80: 487-491.
- Crews, D.H. 2005. Genetics of efficient feed utilization and national cattle evaluation: a review. *Genetics and Molecular Research* 4: 152-165.
- Crompton, L.A., Mills, J.A.N., Reynolds, C.K., France, J., Sauvant, D., van Milgen, J., Faverdin, P. & Friggens, N. 2010. Fluctuations in methane emissions in response to feeding pattern in lactating dairy cows. Teoksessa: 7th International Workshop on Modeling Nutrient Digestion and Utilization in Farm Animals. Paris, France. s. 176-180. Wageningen, Netherlands, Wageningen Academic Publishers.
- Crosson, P., Shaloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M. & Kenny, D.A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 29-45.
- Crowe, M.A. 2008. Resumption of ovarian cyclicity in post-partum beef and dairy cows. *Reproduction in Domestic Animals* 43 (Supplement 5): 20-28.
- Crowley, J.J., McGee, M., Kenny, D.A., Crews, D.H. Jr., Evans, R.D. & Berry, D.P. 2010. Phenotypic and genetic parameters for different measures of feed efficiency in different breeds of Irish performance-test beef bulls 2010. *Journal of Animal Science* 88: 885-894.
- Cushnahan, A., Mayne, C.S. & Unsworth, E.F. 1995. Effects of ensilage of grass on performance and nutrient utilization by dairy cattle. 2. Nutrient metabolism and rumen fermentation. *Animal Science* 60: 347-359.
- Daley, C.A., Abbott, A., Doyle, P.S., Nader, G.A. & Larson, S. 2010. A review of fatty acid profiles and antioxidant content in grass-fed and grain-fed beef. *Nutrition* 9: 10.
- Davidson, E.A. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Natural Geoscience* 2: 659-662.
- Dawson, L.E.R. 2010. Comparison of performance and carbon footprint of dairy-origin beef steers. Teoksessa: *Advances in Animal Biosciences. Proceedings of British Society of Animal Science and Agricultural Research Forum*. Toim. Athanasiadou, S., Baxter, E.M., Berry, D.P., Bolton, D., Carson, A.F., Crowe, M.A.. British Society of Animal Science, Edinburgh, UK. 42 s.
- Dawson, L.E.R., O'Kiely, P.O., Moloney, A.P., Vipond, J.E., Wylie, A.R.G., Carson, A.F. & Hyslop, J. 2011. Grassland systems of red meat production: intergration between biodiversity, plant nutrient utilization, greenhouse gas emissions and meat nutritional quality. *Animal* 5: 1432-1441.
- de Boer, I.J.M., Hoving, I.E. & Vellinga, T.V. 2011. Environmental impact associated with freshwater use along the life cycle of animal products. Book of abstracts 62nd Annual Meeting of European Association of Animal Production. Stavanger, Norway. s. 58.
- DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs). 2010. Ruminant nutrition regimes to reduce methane and nitrogen emissions. Project AC0209 Report. <http://scienceresearch.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=14952>. Luettu 12/2013.
- de Fraiture, C., Wichelns, D., Rockström, J. & Kemp-Benedict, E. 2007. Looking ahead to 2050: scenarios of alternative investment approaches. Toim. Molden, D. Teoksessa: *Water for food, water for life. A comprehensive assessment of water management in agriculture*. s. 91-145.
- DeFries, R., Rudel, T., Uriarte, M. & Hansen, M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature and Geoscience* 3: 178-181.
- de Haas, Y., Winding, J.J., Calus, M.P.L., Dijkstra, J., De Haan, M., Bannik, A. & Veerkamp, R.F. 2011. Genetic parameters for predicted methane production and potential for reducing enteric emissions through genomic selection. *Journal of Dairy Science* 94: 6122-6134.
- DeJarnette, J.M., Leach, M.A., Nebel, R.L., Marshall, C.E., McCleary, C.R. & Moreno, J.F. 2011. Effects of sex-sorting and sperm dosage on conception rates Holstein heifers: is comparable fertility of sex-sorted and conventional semen plausible. *Journal of Dairy Science* 94: 3477-3483.
- de Klein, C.A.M. 2001. An analysis of environmental and economic implications of nil and restricted grazing systems designed to reduce nitrate leaching from New Zealand dairy farms. II. Pasture production and cost/benefit analysis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 44: 217-235.

- de Klein, C.A.M. & Eckard, R.J. 2008. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 14-20.
- de Klein, C.A.M., Ledgard, S.F. & Clark, H. 2002. Evaluation of two potential on-farm measures for reducing greenhouse gas emissions from an average dairy farm on the West Coast of the South Island of New Zealand. *Proceedings of New Zealand Grassland Association* 64: 159-165.
- de Klein, C.A.M. & Monaghan, R.M. 2011. The effect of farm and catchment management on nitrogen transformations and N₂O losses from pastoral systems – Can we offset effects of future intensifications? *Current Opinions on Environmental Sustainability* 3: 396-406.
- de Klein, C.A.M., Sherlock, R.R., Cameron, K.C. & van der Weerden, T.J. 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand - A review of current knowledge and directions for future research. *Journal of New Zealand Royal Society* 31: 543-574.
- de Klein, C.A.M., Smith, L.C. & Monaghan, R.M. 2006. Restricted autumn grazing to reduce nitrous oxide emissions from dairy pastures in Southland, New Zealand. *Agriculture Ecosystems and Environment* 112: 192-199.
- DeRamus, H.A., Clement, T.C., Giampola, D.D. & Dickson, P.C. 2003. Methane emissions of beef cattle on forages: Efficiency of grazing management systems. *Journal of Environmental Quality* 32: 269-277.
- De Sena, R.F., Claudino, A., Moretti, K., Bonfanti, I.P.C., Moreira, R.F.P.M. & José, H.J. 2008. Biofuel application of biomass obtained from a meat industry wastewater plant through the flotation process – A case study. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 557-569.
- Del Grosso, S.J. 2010. Grazing and nitrous oxide. *Nature* 464: 843-844.
- Del Hoyo, P., Rendueles, M. & Días, M. 2008. Effect of processing on functional properties of animal blood plasma. *Meat Science* 78: 522-528.
- Deutch, L., Falkenmark, M., Gordon, L., Rockström, J. & Folke, C. 2010. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. *Toim. Steinfeld, H., Mooney, H.A., Schneider, F. & Neville, L.E. Teoksessa: Livestock in a Changing Landscape.* s. 97-110.
- De Vries, M. & De Boer, I.J.M. 2009. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessment. *Livestock Science* 128: 1-3.
- DeVries, T.J. & von Keyserlingk, M.A.G. 2005. Time of feed delivery affects the feeding and lying patterns of dairy cows. *Journal of Dairy Science* 88: 625-631.
- Dewhurst, R.J. 2012. Milk production from silage: comparison of grass, legume and maize silages and their mixtures. *Teoksessa: Proceedings of the XIV International Silage Conference. Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland.* s. 134-135.
- Dewhurst, R.J., Delaby, L., Moloney, A., Boland, T. & Lewis, E. 2009. Nutritive value of forage legumes used for forage and grazing. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48: 167-187.
- Dhingra, R., Christensen, E., Liu, Y., Zhong, B., Fu, C., Yost, M. & Remains, J. 2011. Greenhouse gas emissions reductions from domestic anaerobic digesters linked with sustainable sanitation in rural China. *Environmental Science and Technology* 45: 2345-2352.
- Di, H.J. & Cameron, K.C. 2002a. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 237-256.
- Di, H.J. & Cameron, K.C. 2002b. The use of nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), to decrease nitrate leaching and nitrous oxide emissions in a simulated grazed and irrigated grassland. *Soil Use and Management* 18: 395-403.
- Di, H.J., Cameron, K.C. & Sherlock, R.R. 2007. Comparison of the effectiveness of a nitrification inhibitor, dicyandiamide, in reducing nitrous oxide emissions in four different soils under different climatic and management conditions. *Soil Use and Management* 23: 1-9.
- Dijkstra, J., France, J. & Davies, D.R. 1998. Different mathematical approaches to estimating microbial protein supply in ruminants. *Journal of Dairy Science* 81: 3370-3384.
- Dijkstra, J., Oenema, O. & Bannink, A. 2011. Dietary strategies to reducing N excretion from cattle: implications for methane emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3: 414-422.

- Dolliver, H., Gupta, S. & Noll, S. 2008. Antibiotic degradation during manure composting. Technical Reports: Organic compounds in the environment. <http://www.vetserverg.moag.gov.il/NR/rdonlyres/FFAA7779-345D-4134-8325-33247EF9E22C/0/AntibioticdegradationduringmanurecompostingJEnvQual2008.pdf>. Luettu 4/2014.
- Doreau, M., Corson, M.S. & Wiedemann, S.G. 2012. Water use by livestock: A global perspective for a regional issue? *Animal Frontiers* 2: 9-16
- Doreau, M., Martin, C., Eugène, M., Popova, M. & Morgavi, D.P. 2011a. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entrérique par les ruminants. Teoksessa: Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane. Toim.. Doreau, M., Baumont, R. & Perez, J.M. Dossier. *Production Animales* 24: 461-474.
- Doreau, M., van der Werf, H.M.G. Micol, D., Dubroeuq, H., Agabriel, J., Rochette, Y. & Martin, C. 2011b. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science* 89: 2518-2528.
- Duan, Y., Luebke, D. & Pennline, H. 2012. Efficient theoretical screening of solid sorbents for CO₂ capture applications. *International Journal of Cleaning and Energy* 1: 1-11.
- Dubouet, C. 2010. La production des bovines allaitants. 3e édition. Conduite. Qualité. Gestion. Guides France Agricole, Paris. 414 s.
- Duffield, T.F., Rabiee, A.R. & Lean, I.J. 2008. A meta-analysis of the impact of monensin in lactating dairy cattle. Part 2. Production effects. *Journal of Dairy Science* 91: 1347-1360.
- Duguma, G., Mirkena, T., Haile, A., Iñiguez, L., Okeyo, A.M., Tibbo, M., Rischkowsky, B., Sölkner, J. & Wurzing, M. 2010. Participatory approaches to investigate breeding objectives of livestock keepers. *Livestock Research and Rural Development* 22: article 64. <http://www.lrrd.org/lrrd22/4dayugu22064.htm>. Luettu 2/2014.
- Dumont, B., Rook, A.J., Coran, C.H. & Röver, K-V. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science* 62: 159-171.
- Dyer, J.A., Vergé, X.P.C., Desjardins, R.L. & Worth, D.E. 2010. The protein based GHG emission intensity for livestock products in Canada. *Journal of Sustainable Agriculture* 34: 618-629.
- Eckard, R.J., Chapman, D.F. & White, R.E. 2007. Nitrogen balances in temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 58: 1167-1173.
- Eckard, R.J., Chen, D., White, R.E. & Chapman, D.F. 2003. Gaseous nitrogen loss from temperate grass and clover dairy pastures in south eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 54: 561-570.
- Eckard, R.J., Grainger, C. & de Klein, C.A.M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130: 47-56.
- Eckard, R.J., Johnson, I. & Chapman, D.F. 2006. Modelling nitrous oxide abatement strategies in intensive pasture systems. *International Congress Series* 1293: 76-85.
- Elferink, E.V. & Nonhebel, S. 2007. Variations in land requirements for meat production. *Journal of Cleaner Production* 15: 1778-1786.
- Elferink, E.V., Nonhebel, S. & Moll, H.C. 2007. Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *Journal of Cleaner Production* 20: 1-7.
- Ellis, J.L., Dijkstra, J., Bannink, A., Kebreab, E., Hook, S.E., Archibeque, S. & France, J. 2012a. Quantifying the effect of monensin dose on the rumen volatile fatty acid profile in high-grain fed beef cattle. *Journal of Animal Science* 90: 2717-2726.
- Ellis, J.L., Dijkstra, J., France, J., Parsons, A.J., Edwards, G.R., Rasmussen, S., Kebreab, E. & Bannink, A. 2012b. Effect of high-sugar grasses on methane emissions simulated using dynamic model. *Journal of Dairy Science* 95: 272-285.
- Ellis, J.L., Kebreab, E., Odongo, N.E., McBride, B.W., Okine, E.K. & France, J. 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *Journal of Dairy Science* 90: 3456-3466.
- Erickson, G. & Klopfenstein, T. 2010. Nutritional and management methods to decrease nitrogen losses from beef feedlots. *Journal of Animal Science* 88 (E. Supplement): E172-E180.

- Estermann, B.L., Sutter, F., Schlegel, P.O., Erdin, D., Wettstein, H.-R. & Kreuzer, M. 2002. Effect of calf age and dam breed on intake, energy expenditure, and excretion of nitrogen, phosphorus, and methane of beef cows with calves. *Journal of Animal Science* 80: 1124-1134.
- Eugène, M., Archimede, H. & Sauvant, D. 2004. Quantitative meta-analysis on the effects of defaunation of the rumen on growth, intake and digestion in ruminants. *Livestock Production Science* 85: 81-97.
- Eugène, M., Martin, C., Mialon, M.M., Krauss, D., Renand, G. & Doreau, M. 2011. Dietary linseed and starch supplementation decreases methane production of fattening bulls. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 330-337.
- Fadel, J.G. 1999. Quantitative analyses of selected plant byproduct feedstuffs, a global perspective. *Animal Feed Science and Technology* 79: 255-268.
- Farruggia, A., Dumont, B., D'hour, P., Egal, D. & Petit, M. 2006. Diet selection of dry and lactating beef cows grazing extensive pastures in late autumn. *Grass and Forage Science* 61: 347-353.
- Fairlie, S. 2010. *Meat – The benign extravagance*. Chelsea Green Publishing Company. White River Junction. 336 s.
- Falkenmark, M. 2003. Water cycle and people: Water for feeding humanity. *Land Use Water Resources Research* 3: 3.1-3.4.
- Ferrell, C.L. & Jenkins, T.G. 1985. Cow type and nutritional environment: nutritional aspects. *Journal of Animal Science* 61: 725-741.
- Field, T.G. 2007. *Beef production and management*. 5th edition. New Jersey: Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River. 718 s.
- Fiems, L.O., De Campeneere, S., De Boever, J.L. & Vanacker, J.M. 2002. Performance of double-muscling bulls affected by grazing or restricted indoor feed intake during the growing period followed by finishing up to two different slaughter weights. *Livestock Production Science* 77: 35-43.
- Finlay, B.J., Esteban, G., Clarke, K.J., Williams, A.G., Embley, T.M. & Hirt, R.p. 1994. Some rumen ciliates have endosymbiotic methanogens. *FEMS Microbiology Letters* 117: 157-162.
- Flessa, H. & Blesse, F. 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality* 29: 262-268.
- Floate, K.D. 2006. Endectocide use in cattle and fecal residues: environmental effects in Canada. *Canadian Journal of Veterinary Research* 70: 1-10.
- Flotats, X., Foged, H.L., Blasi, A.B., Palatsi, J., Magri, A. & Schelde, K.M. 2011. Manure processing technologies. Technical report No. II concerning "Manure processing activities in Europe" to the European Commission, directorate-general environment, Agro Business Park, Tjele. 132 s.
- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel-miljöpåverkan i samband med produktion: Version 1 (LCA-database conventional feed-environmental impact in production: Version 1). SIK-rapport 772. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg. 125 s.
- Foged, H.L., Flotats, X., Blasi, A.B., Palatsi, J. & Magri, A. 2011. End and by-products from livestock manure processing-general types, chemical composition, fertilizing quality and feasibility for marketing. Technical report No. III concerning "Manure processing activities in Europe" to the European commission, directorate-general environment, Agro Business Park, Tjele. 78 s.
- Foley, P.A., Kenny, D.A., Callan, J.J., Boland, T.M. & O'Mara, F.P. 2009. Effect of dl-malic acid supplementation on feed intake, methane emissions, and rumen fermentation in beef cattle. *Journal of Animal Science* 87: 1048-1057.
- Fonty, G. & Chaucheyras-Durand, F. 2006. Effects and modes of action of live yeasts in the rumen. *Biologia (Bratisl.)* 61: 741-750.
- Forbes, J.M. 2009. *Voluntary food intake and diet selection in farm animals*. 2nd edition. Cabi, UK. 453 s.
- Fortes, M.R.S., Reverter, A., Nagaraj, S.H., Xhang, Y., Jonsson, N.N., Baris, W., Lehnert, S., Boe-Hansen, G.B. & Hawken, R.J. 2011. A single polymorphism-derived regulatory gene network underlying puberty in 2 tropical breeds of beef cattle. *Journal of Animal Science* 89: 1669-1683.
- Fox, H.R., Myers, R.J.K. & Vallis, L. 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant and Soil* 129: 251-259.

- Fraser, M.D., Davies, D.A., Vale, J.E., Nute, G.R., Hallett, K.G., Richards, R.I. & Wright, I.A. 2009. Performance and meat quality of native and continental cross steers grazing improved upland pasture or semi-arid natural rough grazing. *Livestock Science* 123: 70-82.
- Fraser, M.D., Moorby, J., Vale, J.E. & Evans, D.M. 2014. Mixed grazing systems benefit both upland biodiversity and livestock production. *PLOS ONE*.
<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0089054>. Luettu 03/2014.
- Friggens, N.-C., Sauvant, D. & Martin, O. 2010. Vers des définitions opérationnelles de la robustesse s'appuyant sur des faits biologiques: l'exemple de la nutrition. *Production Animales* 23: 43-52.
- Frost, J.P., Gilkinson, S.R. & Binnie, R. 2007. Methods of spreading slurry to improve N efficiency on grassland. In what farmers can deliver. Occasional symposium no. 38. Toim. Hyslop, J.J., Duncan, A.J., McCracken, D.I., Peel, S. & Tallwin, J.R.B. British Grassland Society, Stareton, Kenilworth, UK. 62 s.
- Funston, R.N., Martin, J.L., Larson, D.M. & Roberts, A.J. 2012. Physiology and endocrinology symposium: Nutritional aspects of developing replacement heifers. *Journal of Animal Science* 90: 1166-1171.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P. & Asner, G.P. 2004. Nitrogen cycles; Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- Garland, G.M., Suddick, E., Burger, M., Horwath, W.R. & Six, J. 2011. Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144: 423-428.
- Garnett, T. 2009. Livestock related greenhouse gas emissions: impact and options for policy makers. *Environment Science and Policy* 12: 491-503.
- Gerber, P.J., Henderson, B. & Makkar, H.P.S. 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production. A review of technical options for non-CO₂ emissions. NO. 177. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome. 206 s.
- Gerber, P., MacLeod, M., Opio, C., Vellinga, T., Falcucci, A., Weiler, V., Tempio, G., Gianni, G. & Dietze, K. 2012. Greenhouse gas emissions from livestock food chains: a global assessment. Book of Abstracts no. 18. Bratislava, Slovakia. s. 224.
- Gill, M., Smith, P. & Wilkinson, J.M. 2010. Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal* 4: 323-333.
- Goel, G. & Makkar, H.P.S. 2012. Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins. *Tropical Animal Health and Production* 44: 729-739.
- González, L.A., Manteca, X., Calsamiglia, S., Schwartzkopf-Genwein, K.S. & Ferret, A. 2012. Ruminant acidosis in feedlot cattle: interplay between feed ingredients, rumen function and feeding behavior (a review). *Animal Feed Science and Technology* 172: 66-79.
- Goodrich, R.D., Garrett, J.E., Gast, D.R., Kirick, M.A., Larson, D.A. & Meiske, J.C. 1984. Influence on monensin on the performance of feedlot cattle. *Journal of Animal Science* 58: 1484-1498.
- Grainger, C. & Beauchemin, K.A. 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science Technology* 166-167: 308-320.
- Grainger, C., Clarke, T., Auldist, M.J., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Waghorn, G.C. & Eckard, R.J. 2009. Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science* 89: 241-251.
- Giger-Reverdin, S. & Sauvant, D. 2000. Methane production in sheep in relation to concentrate feed composition from bibliographic data. *Cahiers Options Méditerranéennes* 52: 43-46.
- Groffman, P.M., Hardy, J.P., Driscoll, C.T. & Fahey, T.J. 2006. Snow depth, soil freezing, and fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in a northern hardwood forest. *Global Change Biology* 12: 1748-1760.
- Grönroos, J., Seppälä, J., Voutilainen, P., Seuri, P. & Koikkalainen, K. 2006. Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117: 109-118.
- Guang, H., Wittenberg, K.M., Ominski, K.H. & Krause, D.O. 2006. Efficacy of ionophores in cattle diets for mitigation of enteric methane. *Journal of Animal Science* 84: 1896-1906.

- 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: 737-747.
- Gumen, A., Keskin, A., Yilmazbas-Mecitoglu, G., Karakaya, E. & Wiltbank, M.C. 2011. Dry period management and optimization of post-partum reproductive management in dairy cattle. *Reproduction in Domesticated Animals* 46 (Supplement 3): 11-17.
- Gutierrez-Banuelos, H., Anderson, R.C., Carstens, G.E., Slay, L.J., Ramlachan, N., Horrocks, S.M., Callaway, T.R., Edrington, T.S. & Nisbet, D.J. 2007. Zoonotic bacterial populations, gut fermentation characteristics and methane production in feedlot steers during oral nitroethane treatment and after feeding of an experiment chlorate production. *Anaerobe* 13: 21-31.
- Haas, G., Wetterich, F. & Köpke, U. 2001. Comparative intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 45-53.
- Hafla, A.N., Lancaster, P.A., Carstens, G.E., Forrest, D.W., Fox, J.T., Forbes, T.D.A., Davis, M.E., Randel, R.D. & Holloway, J.W. 2012. Relationships between feed efficiency, scrotal circumference, and semen quality traits in yearling bulls. *Journal of Animal Science* 90: 3937-3944.
- Hales, K.E., Cole, N.A. & MacDonald, J.C. 2012a. Effects of increasing concentrations of wet distillers grains with solubles in steam-flaked corn-based diets on energy metabolism, carbon-nitrogen balance, and methane emissions of cattle. *Journal of Animal Science* 91: 2819-2828.
- Hales, K.E., Cole, N.A. & MacDonald, J.C. 2012b. Effects of corn processing method and dietary inclusion of wet distillers grains with solubles on energy metabolism, carbon-nitrogen balance, and methane emissions of cattle: *Journal of Animal Science* 90: 3174-3185.
- Hammond, K.J., Hoskin, S.O., Burke, J.L., Waghorn, G.C., Koolard, J.P. & Muetzel, S. 2011. Effects of feeding fresh white clover (*Trifolium repens*) or perennial ryegrass (*Lolium perenne*) on enteric methane emissions from sheep. *Animal Feed Science Technology* 166-167: 398-404.
- Hansen, S. 1996. Effects of manure treatment and soil compaction on plant production of dairy farm system converting to organic farming practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 56: 173-186.
- Hansen, P.J. & Block, J. 2004. Towards an embryocentric world: the current and potential uses of embryo technologies in dairy production. *Reproduction Fertility and Development* 16: 1-14.
- Hansen, R., Nielsen, D., Schramm, A., Nielsen, L., Revsbech, N. & Hansen, M. 2009. Greenhouse gas microbiology in wet and dry straw crust covering pig slurry. *Journal of Environmental Quality* 38: 1311-1319.
- Hanson, R.S. & Hanson, T.E. 1996. Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews* 60: 439-471.
- Hao, X.M., Benke, B., Li, C., Larney, F.J., Beauchemin, K.A. & McAllister, T.A. 2011. Nitrogen transformation and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with solube and condensed tannins. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 539-549.
- Hao, X., Chang, C. & Larney, F.J. 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality* 33: 37-44.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J. & Travis, G.R. 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality* 30: 376-386.
- Hao, X., Larney, F.J., Chang, C., Travis, G.R., Nichol, C. & Bremer, E. 2005. Effect of phosphogypsum on greenhouse gas emissions during cattle manure composting. *Journal of Environmental Quality* 33: 37-44.
- Haramoto, E.R. & Gallandt, E.R. 2004. Brassica cover cropping for weed management. A review. *Renewable Agriculture and Food Systems* 19: 187-198.
- Harrison, E., Bonhotal, J. & Schwarz, M. 2008. Using manure solids as bedding. Final report. Cornell waste management institute, Ithaca, NY. 128 s.
- Hart, K.J., Martin, P.G., Foley, P.A., Kenny, D.A. & Boland, T.M. 2009. Effect of sward dry matter digestibility on methane production, ruminal fermentation, and microbial populations of zero-grazed beef cattle. *Journal of Animal Science* 87: 3342-3350.

- Hattan, A.J., Beever, D.E., Cammell, S.B. & Sutton, J.D. 2001. Energy metabolism in high yielding dairy cows during early lactation. Toim. Chwalibog, A. & Jakobsen, K. Teoksessa: Energy metabolism of Farm Animals. EAAP publication no 103. s. 325-328. Wageningen Press. The Netherlands.
- Haubrichs, R. & Widmann, R. 2006. Evaluation of aerated biofilter systems for microbial methane oxidation of poor landfill gas. Waste Management 26: 408-416.
- Heichel, G.H. 1987. Legume nitrogen: symbiotic fixation and recovery by subsequent crops. Teoksessa: Energy in Plant Nutrition and Pest Control. Toim. Heisel, Z. New York. NY. Elsevier. s. 63-80.
- Hegarty, R.S. 1999a. Mechanisms for competitively reducing ruminal methanogenesis. Australian Journal of Agricultural Research 50: 1299-1305.
- Hegarty, R.S. 1999b. Practical methods for reducing methane emissions from Australian livestock. Teoksessa: Meeting the Kyoto target, Implications for the Australian Livestock Industries. Toim. Reyenga, P.J. & Howden, S.M. s. 87-94.
- Helgason, B.L., Larney, F.J. & Janzen, H.H. 2005. Estimating carbon retention in soils amended with composted beef cattle manure. Canadian Journal of Soil Science 85: 39-46.
- Hellebrand, H.J. & Kalk, W.-D. 2001. Emissions of methane, nitrous oxide, and ammonia from dung windrows. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60: 83-87.
- Henning, P.H., Horn, C.H., Leeuw, K.-J., Meissner, H.H. & Hagg, F.M. 2010. Effect of ruminal administration of the lactate-utilizing strain *Megasphaera elsdenii* (Me) NCIMB 41125 on abrupt or gradual transition from forage to concentrate diets. Animal Feed Science and Technology 157: 20-29.
- Henry, B. & Eckard, R. 2009. Greenhouse gas emissions in livestock production systems. Tropical Grasslands 43: 232-238.
- Herd, R.M. & Arthur, P.F. 2009. Physiological basis for residual feed intake. Journal of Animal Science 87: E64-E71.
- Herd, R.M. & Bishop, S.C. 2000. Genetic variation in residual feed intake and its association with other production traits in British Hereford cattle. Livestock Production Science 63: 111-119.
- Hermansen, J.E. & Kristensen, T. 2011. Management options to reduce the carbon footprint of livestock products. Animal Frontiers 1: 33-39.
- Herrero, M., Thornton, P.H., Gerber, P. & Reid, R.S. 2009. Livestock, livelihoods and environment: understanding the trade-offs. Current Opinion in Environmental Sustainability 1: 111-120.
- Hersom, M. & Thirft, T. 2012. Ionophores in cattle diets. <http://edis.ifas.ufl.edu/an285>. Luettu 10/2013.
- Hess, M., Sczyrba, A., Egan, R., Kim, T.-W., Chokhawala, H., Schroth, G., Luo, S., Clark, D.S., Chen, F., Zhang, T., Mackie, R.I., Pennacchio, L.A., Tringe, S.G. Visel, A., Woyke, T., Wang, Z. & Rubin, E.M. 2011. Metagenomic discovery of biomass-degrading genes and genomes from cow rumen. Science 331: 463-467.
- Hettiarachi, J.P.A. & Stein, V.B. 2001. Methanobiofilters (MBFs) and landfill cover systems for CH₄ emission mitigation. Teoksessa: Proceedings of the 17th International Conference on Solid Waste Technology and Management, Philadelphia, PA. 20.-24.10.2001. Journal of Solid Waste Technology Management. s. 465-476.
- Hill, R.A. 2012. Feed efficiency in the beef cattle industry. Wiley-Blackwell. 311 s.
- Hindrichsen, I.K., Augustsson, E.U., Lund, B., Jensen, M.M., Raun, M., Jatkauskas, J., Vrotniakienė, V. & Ohlsson, C. 2012. Characterisation of different lactic acid bacteria in terms of their oxygen consumption capacity, aerobic stability and pathogen inhibition. Teoksessa: Proceedings of the XIV International Silage Conference. Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. University of Helsinki, MTT Agrifood Research Finland. s. 105-106.
- Hironaka, R., Mathison, G.W., Kerrigan, B.K. & Vlach, I. 1996. The effect of pelleting of alfalfa hay on methane production and digestibility by steers. Science Total Environment 180: 221-227.
- Hocquette, J.-F., Cassar-Malek, I., Scalbert, A. & Guillou, F. 2009. Contribution of genomics to the understanding of physiological functions. Journal of Physiology and Pharmacology 60 (Supplement 3): 5-16.
- Hocquette, J.-F. & Chatellier, V. 2011. Prospects for the European beef sector over the next 30 years. Animal Frontiers 1: 20-28.

- Hocquette, J.-F., Gondret, F., Baéza, E., Médale, F., Jurie, C. & Pethick, D.W. 2010. Intramuscular fat content in meat-producing animals: development, genetic and nutritional control, identification of putative markers. *Animal* 4: 303-319.
- Hocquette, J.-F., Legrand, I., Jurie, C., Pethick, D.W. & Micol, D. 2011. Perception in France of the Australian system for the prediction of beef quality (MSA) with perspectives of the European beef sector. *Animal Production Science* 51: 30-36.
- Hocquette, J.-F., Lehnert, S., Barendse, W., Cassar-Malek, I. & Picard, B. 2007. Recent advances in cattle functional genomics and their application to beef quality. *Animal* 1: 159-173.
- Hoekstra, Y.A. & Chapagain, A.K. 2007. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resource Management* 21: 35-48.
- Hollmann, M. & Beede, D.K. 2012. Comparison of effects of dietary coconut oil and animal fat blend of lactational performance of Holstein cows fed a high-starch diet. *Journal of Dairy Science* 95: 1484-1499.
- Hoover, W.H. & Stokes, S.R. 1991. Balancing carbohydrates and proteins for optimum microbial yield. *Journal of Dairy Science* 74: 3630-3644.
- House, H.K. 2012. Bedding alternative. http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/dairy/facts/info_beddingalternative.htm. Luettu 4/2014.
- Howard, H. O'Kiely, P., Moloney, A.P. & O'Mara, F.P. 2007. Intake, digestibility, N metabolism and growth in growing steers offered zero-grazed grass supplemented with sucrose. *Proceedings of the Agricultural Research Forum, Tullamore, Ireland*. s. 12.
- Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M. & Rotz, A. 2011. Ammonia emissions from dairy and beef feedlots: A review. *Canadian Journal of Animal Science* 91: 1-35.
- Hristov, A.N., Heyler, K., Churman, E., Riswold, K., Topper, P., Hile, M., Ishler, V., Wheeler, E. & Dinh, S. 2012. Reducing dietary protein decreased the ammonia emitting potential of manure from commercial dairy farms. *Journal of Dairy Science* 95 (Supplement 2): 477-483.
- Hristov, A.N. & Jouany, J.-P. 2005. Factors affecting the efficiency of nitrogen utilization in the rumen. *Toim. Pfeffer, E. & Hristov, A.N. Teoksessa: Nitrogen and phosphorus nutrition of cattle: reducing the environmental impact of cattle operations*. s. 117-166. Wallingford, UK. Cab International.
- Hristov, A.N., Lee, C., Cassidy, T., Long, M., Heyler, L., Corl, B. & Forster, R. 2011b. Effects of lauric and myristic acids on ruminal fermentation, production, and milk fatty acid composition in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 94: 382-395.
- Hristov, A.N., Ott, T., Tricarico, J., Rotz, A., Waghorn, G., Adesogan, A., Dijkstra, J., Montes, F., Oh, J., Kebreab, E., Oosting, S.J., Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P.S. & Firkins, J.L. 2013. Special topics-Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management options. *Journal of Animal Science* 91: 5095-5113.
- Hristov, A.N., Vander Pol, M., Agle, M., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, P., Vaddella, V.K., Johnson, K., Shingfield, K.J. & Karnati, S.K.R. 2009. Effect of lauric acid and coconut oil on ruminal fermentation, digestion, ammonia losses from manure, and milk fatty acid composition in lactating cows. *Journal of Dairy Science* 92: 5561-5362.
- Hristov, A.N., Varga, G., Cassidy, T., Long, M., Heyler, K., Karnati, K.R., Corl, B., Hovde, C.J. & Yoon, I. 2010. Effects of yeast culture on ruminal fermentation and nutrient utilization in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 93: 682-692.
- Huang, Q., Zhang, Q., Cicek, N. & Mann, D. 2011. Biofilter: a promising tool for mitigating methane emission from manure storage. *Journal of Arid Land* 3: 61-70.
- Huhtanen, P. 1998. Sonnia ei pidä kasvattaa sian rehuilla. *Lihatalous* 56, 1/1998: 24-25.
- Huhtanen, P.J., Ahvenjärvi, S., Broderick, G.A., Reynal, S.M. & Shingfield, K.J. 2010. Quantifying ruminal digestion of organic matter and neutral detergent fibre using the omasal sampling technique in cattle – a meta-analysis. *Journal of Dairy Science* 93: 3203-3215.
- Huhtanen, P.J., Blauwiel, R. & Saastamoinen, I. 1998. Effects of intraruminal infusions of propionate and butyrate with two different protein supplements on milk production and blood metabolites in dairy cows receiving grass silage-based diet. *Journal of Science in Food Agriculture* 77: 213-222.
- Huhtanen, P.J., Rinne, M. & Nousiainen, J. 2009. A meta-analysis of feed digestion in dairy cows. 2. The effects of feeding level and diet composition on digestibility. *Journal of Dairy Science* 92: 5031-5042.

- Hui, Y.H. 2012. Handbook of meat and meat processing. Second edition. CRC Press 2012. eBook ISBN: 978-1-4398-3684-2.
- Hulshof, R.B.A., Berndt, A., Gerriets, W.J.J., Dijkstra, J., van Zijderveld, S.M., Newbold, J.R. & Perdok, H.B. 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emissions in beef cattle fed sugarcane based diets. *Journal of Animal Science* 90: 2317-2323.
- Humer, M. & Lechner, P. 1999. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management Research* 17: 443-452.
- Husfeldt, A.W., Enders, M.I., Salfer, J.A. & Janni, K.A. 2012. Management and characteristics of recycled manure solids used for bedding in Midwest freestall dairy herds. *Journal of Dairy Science* 95: 2195-2203.
- Husted, S. 1994. Seasonal-variation in methane emissions from stored slurry and solid manure. *Journal of Environmental Quality* 23: 585-592.
- Hutchinson, J.J., Cambell, C.A. & Desjardins, R.L. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agriculture, Forestry and Meteorology* 142: 288-302.
- Huuskonen, A. 2010. Nurmisäilörehun merkitys lihanaudan ruokinnassa. Teoksessa: Maataloustieteen päivät 2010, 12.-13.1.2010 Viikki, Helsinki: esitelmät, posterit. Toim. Hopponen, A. Suomen Maataloustieteellisen Seuran tiedote 26. 7s.
- Huuskonen, A., Huhtanen, P. & Joki-Tokola, E. 2014a. Evaluation of protein supplementation for growing cattle fed grass silage-based diets: A meta-analysis. *Animal*. Article in Press. doi:10.1017/S1751731114001517
- Huuskonen, A., Saarinen, E., Virkajärvi, P., Hyrkäs, M., Niskanen, M. & Suomela, R. 2014b. Maissin soveltuvuus rehukasviksi Keski-Suomessa. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2014, 8.-9.1.2014 Viikki, Helsinki: esitelmät ja posterit. Toim. Hakojärvi, M. & Schulman, N. Suomen Maataloustieteellisen Seuran tiedote 30. 7 s.
- Hymes-Fecht, U.C., Broderick, G.A., Muck, R.E. & Grabber, J.H. 2012. Replacing alfalfa or red clover silage with birdsfoot trefoil silage in total mixed rations increases production of lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 96: 460-469.
- Hyslop, J.J. 2008. Simulated global warming potential figures for UK suckler cow beef production systems. In livestock and global climate change. Proceedings of the International Conference on Livestock and Global Climate Change. Toim. Rowlinson, P., Steele, M. & Nefzaoui, A. British Society of Animal Science, Edinburgh and Cambridge University Press, Cambridge, UK. s. 127-129.
- Hünerberg, M., McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Okine, E.K., Harstad, O.M. & McAllister, T.A. 2013. Effect of dried distillers grains plus solubles on enteric methane emissions and nitrogen excretion from growing beef cattle. *Journal of Animal Science* 91: 2846-2857.
- Häring, D.A., Scharenberg, A., Heckendorn, F., Dohme, F., Lüscher, A., Maurer, V., Suter, D. & Hertzberg, H. 2008. Tanniferous forage plants: Agronomic performance, palatability and efficacy against parasitic nematodes in sheep. *Renewable Agricultural Food Systems* 23: 19-29.
- Immig, I., Demeyer, D., Fiedler, D., Van Nevel, C. & Mbanzamihigo, L. 1996. Attempts to induce reductive acetogenesis into a sheep rumen. *Archives of Animal Nutrition* 49: 363-370.
- International Panel of Climate Change (IPCC) 2006. Chapter 10. Emissions from livestock and manure management. Teoksessa: 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Geneva, Switzerland. s. 10.1-10.87.
- Janssen, P.H. 2010. Influence of hydrogen on rumen methane formation and fermentation balances through microbial growth kinetics and fermentation thermodynamics. *Animal Feed Science and Technology* 160: 1-22.
- Janzen, H.H. 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 783-796.
- Jarvis, S.C., Lovell, R.D. & Panayides, R. 1995. Pattern of methane emissions from excreta of grazing animals. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1581-1588.
- Jarvis, S.C. & Pain, B.F. 1990. Ammonia volatilization from agricultural land. *Proceeding of the Fertilizer Society* 298: 1-35.

- Jayanegara, A., Togtokhbayar, N., Makkar, H.P.S. & Becker, K. 2009. Tannins determined by various methods as predictors of methane production reduction potential of plants by an in vitro rumen fermentation system. *Animal Feed Science and Technology* 150: 230-237.
- Jayanegara, A., Leiber, F. & Kreuzer, M. 2012. Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from in vivo and in vitro experiments. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 96: 365-375.
- Jayatilakan, K., Sultana, K., Radhakrishna, K. & Bawa, A.S. 2012. Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. *Journal of Food Science and Technology* 49: 278-293.
- Joblin, K.N. 1999. Ruminal acetogens and their potential to lower ruminant methane emissions. *Australian Journal of Agricultural Research* 50: 1307-1313.
- Johnson, L., Harrison, J.H., Hunt, C., Shinnors, K., Doggett, C.G. & Sapienza, D. 1999. Nutritive value of corn silage as affected by maturity and mechanical processing: A contemporary review. *Journal of Dairy Science* 82: 2813-2825.
- Johnson, K.A. & Johnson, D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* 73: 2483-2492.
- Johnson, E.D., Wood, A.S., Stone, J.B. & Moran Jr. E.T. 1972. Some effects of methane inhibition in ruminants (steers). *Canadian Journal of Animal Science* 52: 703-712.
- Johnston, A.E. & Poulton, P.R. 1992. The role of phosphorus in crop production and soil fertility: 150 years of field experiments at Rothamsted, United Kingdom. 4th International Imphos Conference Phosphorus, Life and Environment. From Research to Application. Ghent, Belgium 8.-11.9.1992. s. 539-575.
- Jones, E.L. & Donnelly, A. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* 164: 423-439.
- Jones, F.M., Phillips, F.A., Naylor, T. & Mercer, N.B. 2011. Methane emissions from grazing Angus beef cows selected for divergent residual feed intake. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 302-307.
- Jouven, M. & Baumont, R. 2008. Simulating grassland utilization in beef suckler systems to investigate the trade-off between production and floristic diversity. *Agricultural Systems* 96: 260-272.
- Jordan, C. & Smith, R.V. 1985. Factors affecting leachate of nutrients from an intensively managed grassland in county Antrim, Northern Ireland. *Journal of Environment Management* 20: 1-15.
- Juga, J., Maijala, K., Mäki-Tannila, A., Mäntysaari, E., Ojala, M. & Syväjärvi, J. 1999. Kotieläinjalostus. 1. Painos. Gummerus Kirjapaino. 294 s.
- Jung, H.G. & Allen, M.S. 1995. Characteristics of plant cell walls affecting intake and digestibility of forages by ruminants. *Journal of Animal Science* 73: 2774-2790.
- Juutinen, E. 2011. Säilörehua herneestä ja härkäpavusta. *Nauta* 41: 34-35.
- Kaharabata, S.K., Schuepp, P.H., Desjardins, R.L. 1998. Methane emissions from above ground open manure slurry tanks. *Global Biochemistry Cycles* 12: 545-554.
- Kaiser, A.G. & Blackwood, I.F. 2009. Feeding silage to beef cattle. http://www.dpi.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0005/294152/successful-silage-topfodderl-chapter14.pdf. Luettu 4/2014.
- Kashyap, D.R., Dadhich, K.S. & Sharma, S.K. 2003. Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. *Bioresource Technology* 87: 147-153.
- Kaspar, H.F. & Tiedje, J.M. 1981. Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied and Environmental Microbiology* 41: 705-709.
- Keady, T.W.J., Marley, C.M. & Scollan, N.D. 2012. Grass and alternative forage silages for beef cattle and sheep; effects on animal performance. Teoksessa: Proceedings of the XIV International Silage Conference. Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. University of Helsinki and MTT Agrifood Research Finland. s. 152-165.
- Keane, M.G., Drennan, M.J. & Moloney, A.P. 2006. Comparison of supplementary concentrate levels with grass silage, separate or total mixed ration feeding, and duration of finishing in beef steers. *Livestock Science* 103: 169-180.

- Kebreab, E., Clark, K., Wagner-Riddle, C. & France, J. 2006. Methane and nitrous oxide emissions from animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science* 86: 135-158.
- Kelly, K.B., Phillips, F.A. & Baigent, R. 2008. Impact of diacyandiamide application on nitrous oxide emissions from urine patches in northern Victoria. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 156-159.
- Kennedy, P.M. & Charmley, E. 2012. Methane yields from Brahman cattle fed tropical grasses and legumes. *Animal Production Science* 52: 225-239.
- Kennedy, P.M. & Milligan, L.P. 1978. Effects of cold exposure on digestion, microbial synthesis and nitrogen transformation in sheep. *British Journal of Nutrition* 39: 105-117.
- Kingston-Smith, A.H., Edwards, J.E., Huws, S.A., Kim, E.J. & Abberton, M. 2010. Plantbased strategies towards minimizing "livestock long shadow". *Proceedings of Nutrition Society* 69: 613-620.
- Kleinman, P.J.A., Wolf, A.M., Sharpley, A.N., Beegle, D.B. & Saporito, L.S. 2005. Survey of water-extractable phosphorus in livestock manures. *Soil Science Society of America Journal* 69: 701-708.
- Klieve, A.V., Hennessy, D., Ouwerkerk, D., Forster, R.J., Mackie, R.I. & Attwood, G.T. 2003. Establishing populations of *Megasphaera elsdenii* YE 34 and *Butyrivibrio fibrisolvens* YE 44 in the rumen of cattle fed high grain diets. *Journal of Applied Microbiology* 95: 621-630.
- Knight, T., Ronimus, R.S., Dey, D., Tootil, C., Naylor, G., Evans, P., Molano, G., Smith, A., Tavendale, M., Pianres-Patino, C.S. & Clark, H. 2011. Chloroform decreases rumen methanogens and methanogen populations without altering rumen function in cattle. *Animal Feed Science and Technology* 166: 101-112.
- Kohn, R.A., Dinneen, M.M. & Russek-Cohen, E. 2005. Using blood urea nitrogen to predict nitrogen excretion and efficiency of nitrogen utilization in cattle, sheep, goats, horses, pigs, and rats. *Journal of Animal Science* 83: 879-889.
- Kolver, E.S. & Aspin, P.W. 2006. Supplemental fumarate did not influence milksolids or methane production from dairy cows fed high quality pasture. *Proceedings of New Zealand's Society of Animal Production* 66: 409-415.
- Koponen, H.T. & Martikainen, P.J. 2004. Soil water content and freezing temperature affect freeze-thaw related N₂O production in organic soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 213-219.
- Krehbiel, C.R., Rust, S.R., Zhang, G. & Gilliland, S.E. 2003. Bacterial direct-fed microbials in ruminant diets: Performance response and mode of action. *Journal of Animal Science* 81 (E Supplement 2): E120-E132.
- Kristensen, E.S. & Halberg, N. 1997. A systems approach for assessing sustainability on livestock farms. Toim. Sørensen, J.T. Livestock farming systems – More than food production. European Association of Animal Production. Publication no. 89. Wageningen Press. Wageningen, Netherlands. s. 16-29.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T. & Hermansen, J.E. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in life cycle approach. *Livestock Science* 140: 136-148.
- Kröber, T.F., Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F. & Kreuzer, M. 2000b. Quantitative effects of feed protein reduction and methionine on nitrogen use by cows and nitrogen emission from slurry. *Journal of Dairy Science* 83: 2941-2951.
- Külling, D.R., Menzi, H., Kröber, T.F., Neftel, A., Sutter, F., Lischer, P. & Kreuzer, M. 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *Journal of Agricultural Science* 137: 235-250.
- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. & Kreuzer, M. 2003. Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 13-22.
- Kärkönen, A., Tapanila, T., Laakso, T., Seppänen, M., Isolahti, M., Hyrkäs, M., Virkajärvi, P. & Saranpää, P. 2014. Effect of lignin content and subunit composition on differential digestibility in clones of timothy (*Phleum pratense* L.) Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2014, 8.-9.1.2014 Viikki, Helsinki: esitelmät ja posterit. Toim. Hakojärvi, M. & Schulman, N. Suomen Maataloustieteellisen Seuran tiedote 30. 7 s.
- Lampinen, K., Harmoinen, T. & Teräväinen, H. 2003. Kokoviljasäilörehun tuotanto ja käyttö. Tieto Tuotamaan 102. ProAgria Maaseutukeskusten Liitto. 60 s.

- Langemeier, M.E., Frossard, M., Kreuzer, P., Mäder, D., Dunois, D., Oberson, A., Recous, S. & Nicolardot, B. 2002. Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie* 22: 789-800.
- Lantz, M., Svensson, M., Björnsson, L. & Borjesson, P. 2007. The prospects for an expansion of biogas systems in Sweden – Incentives, barriers and potentials. *Energy and Policy* 35: 1830-1843.
- Larney, F.J. & Blackshaw, R.E. 2003. Weed seed viability in composted beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality* 32: 1105-1113.
- Larney, F.J., Buckley, K.E., Hao, X., McCaughey, W.P. 2006. Fresh, stockpiled and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. *Journal of Environmental Quality* 35: 1844-1854.
- Larney, F.J., Chang, C. & Blackshaw, R.E. 1999. Composting as a manure management alternative. Final Technical Report, Project No. 97M-179, Alberta Agricultural Research Institute, Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton, Alberta. 72 s.
- Larney, F.J. & Hao, X. 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98: 3221-3227.
- Larney, F.J., Olson, A.F., Carcamo, A.A. & Chang, C. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75: 139-148.
- Larney, F.J., Yanke, L.J., Miller, J.J. & McAllister, T.A. 2003. Fate of coliform bacteria in composted beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality* 32: 1508-1515.
- La Van, T.D., Robinson, J.A., Ralph, J., Greening, R.C., Smolenski, W.J., Leedle, J.A.Z. & Schaefer, D.M. 1998. Assessment of reductive acetogenesis with indigenous ruminal bacterium populations and *Acetitomaculum ruminis*. *Applied Environmental Microbiology* 64: 3429-3436.
- Leahy, S.C., Kelly, W.J., Altermann, E., Ronimus, R.S., Yeoman, C.J., Pacheco, D.M., Li, D., Kong, Z., McTavish, S., Sang, C., Lambie, S.C., Janssen, P.H., Dey, D. & Attwood, G.T. 2010. The genome sequence of the rumen Methanogen *Methanobrevibacter* reveals new possibilities for controlling ruminant methane emissions. *PloS ONE* 5: e8926.
- LeBlanc, S.J., Lissemore, K.D., Kelton, D.F., Duffield, T.F. & Leslie, K.E. 2006. Major advances in disease prevention in dairy cattle. *Journal of Dairy Science* 89: 1267-1279.
- Ledgard, S.F., Menneer, J.C., Dexter, M.M., Kear, M.J., Lindsey, S., Peters, J.S. & Pachero, D. 2007a. A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to animals: a study with sheep. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 148-158.
- Ledgard, S.F., Welten, B., Menneer, J.C., Betteridge, K., Crush, J.R. & Barton, M.D. 2007b. New nitrogen mitigation technologies for evaluation in the Lake Taupo catchment. *Proceedings of New Zealand Grassland Association* 69: 117-121.
- Ledgard, S., Schils, R., Eriksen, J. & Luo, J. 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48: 209-226.
- Lee, C., Hristov, A.N., Dell, C.J., Feyereisen, G.W., Kaye, J. & Beegle, D. 2012. Effect of dietary protein concentration on ammonia and greenhouse gas emission from dairy manure. *Journal Dairy Science* 95: 1930-1941.
- Lee, C., Hristov, A.N., Cassidy, T.W. & Heyler, K. 2011a. Nitrogen isotope fraction and origin of ammonia nitrogen volatilized from cattle manure in simulated storage. *Atmosphere (Toronto)* 2: 256-270.
- Lee, C., Hristov, A.N., Hyler, K.S., Cassidy, T.W., Long, M., Corl, B.A. & Karnati, S.K.R. 2011b. Effects of dietary protein concentration and coconut oil supplementation on nitrogen utilization and production in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 94: 5544-5557.
- Lee, J., Park, H. & Choi, W. 2002. Selective photocatalytic oxidation of NH₃ to N₂ on plantinized TiO₂ in water. *Environmental Science & Technology* 36: 5462-5468.
- Lee, J.M., Woodward, S.L., Waghorn, G.C. & Clark, D.A. 2004. Methane emissions by dairy cows fed increasing proportions of white clover (*Trifolium repens*) in pasture. *Proceedings of New Zealand Grassland Association* 66: 151-155.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 381-387.

- Lehmann, J. & Joseph, S. 2009. Biochar for environmental management: an introduction. Teoksessa: Biochar for environmental management, science and technology. Toim. Lehmann, J. & Joseph, S. Earthscan, London. s. 1-12.
- Le Mer, J. & Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25-50.
- Leng, R.A. 2008. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. A report to the department of climate change. Commonwealth Government of Australia, Canberra. <http://www.penambulbooks.com>.
- Leytem, A.B., Dungan, R.S., Bjorneberg, D.L. & Koehn, A.C. 2011. Emissions of ammonia, methane, carbon dioxide, and nitrous oxide from dairy cattle housing and manure management systems. *Journal of Environment Quality* 40: 1383-1394.
- Liang, Y., Quan, X., Chen, J., Chung, J.S., Sung, J.Y., Chen, S., Xue, D. & Zhao, Y. 2000. Long-term results of ammonia removal and transformation by biofiltration. *Journal of Hazardous Materials* 80: 259-269.
- Lila, Z.A., Mohammed, N., Tatsuoka, N., Kanda, S., Kurokawa, Y. & Itabashi, H. 2004. Effect of cyclodextrin diallyl maleate on methane production, ruminal fermentation and microbes in vitro and in vivo. *Animal Science Journal* 75: 15-22.
- Litskas, V.D., Karamanlis, X.N., Batzias, G.C. & Tsiouris, S.E. 2013. Are the parasitocidal avermectins resistant to dissipation in the environment? The case of eprinomectin. *Environment International* 60: 48-55.
- Loh, Z., Chen, D., Bai, M., Naylor, T., Griffith, D., Hill, J., Denmead, T., McGinn, S. & Edis, R. 2008. Measurement of greenhouse gas emissions from Australian feedlot beef production using open-path spectroscopy and atmospheric dispersion modeling. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 244-247.
- Longergan, P. 2007. State of art embryo technologies in cattle. *Society of Reproduction Fertility Supplement* 64: 315-325.
- Lopez-Gatius, F. 2012. Factors of noninfectious nature affecting fertility after artificial insemination in lactating dairy cows. A review. *Theriogenology* 77: 1029-1041.
- Lourenco, M., Van Ranst, G., De Smet, S., Raes, K. & Fievez, V. 2007. Effect of grazing pastures with different botanical composition by lambs on rumen fatty acid metabolism and fatty acid pattern of longissimus muscle and subcutaneous fat. *Animal* 1: 537-554.
- Lovett, D.K., Bortolozzo, A., Conaghan, P., O'Kiely, P.O. & O'Mara, F.P. 2004. In vitro total and methane gas production as influenced by rate of nitrogen application, season of harvest and perennial rye grass cultivar. *Grass and Forage Science* 59: 227-232.
- Lowry, B.J., McSweeney, C.S. & Palmer, B. 1996. Changing perceptions of the effect of plant phenolics on nutrient supply in the ruminant. *Australian Journal of Agricultural Research* 47: 829-842.
- Lu, Y.-C., Watkins, K.B., Teasdale, J.R. & Abdul-Baki, A.A. 2000. Cover crops in sustainable food production. *Food Reviews International* 16: 121-157.
- Lui, D.C. 2002. Better utilization of by-products from the meat industry. <http://www.agnet.org/library.php?func=view&id=20110706135001>. Luettu 04/2014.
- Luna-Navarez, P., Bailey, D.W., Bailey, C.C., VanLeeuwen, D.M., Enns, R.M., Silver, G.A., DeAtley, K.L. & Thomas, M.G. 2010. Growth characteristics, reproductive performance and evaluation of their associative relationships in Brangus cattle managed in a Chihuahuan desert production system. *Journal of Animal Science* 88: 1891-1904.
- Luo, J., de Klein, C.A.M., Ledgard, S.F. & Saggar, S. 2010. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 282-291.
- Luo, J., Ledgard, S.F. & Lindsey, S.B. 2008a. A test of a winter farm management option for mitigating nitrous oxide emissions from a dairy farm. *Soil Use and Management* 24: 121-130.
- Luste, S. 2011. Anaerobic digestion of organic by-products from meat-processing industry. The effect of pre-treatments and co-digestion. Publications of the University of Eastern Finland. Dissertations in Forestry and Natural Sciences 43. 129 s.
- Maataloustilastot. 2012. <http://www.maataloustilastot.fi/ravintotase>. Luettu 4/2014.

- Machmüller, A. 2006. Medium-chain fatty acids and their potential to reduce methanogenesis in domestic ruminants. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 107-114.
- Machmüller, A. & Kreuzer, M. 1999. Methane suppression by coconut oil and associated effects on nutrient and energy balance in sheep. *Canadian Journal of Animal Science* 79: 65-72.
- Makkar, H.P.S. 2012. Biofuel co-products as livestock feed – Opportunities and challenges. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome. 533 s.
- Makkar, H.P.S. & Becker, K. 1997. Degradation of quillaja saponins by mixed culture of rumen microbes. *Letters in Applied Microbiology* 25: 243-245.
- Makkar, H.P.S., Blümmel, M. & Becker, K. 1995. In vitro effects and interactions of tannins and saponins and fate of tannins in rumen. *Journal of the Science of Food Agriculture* 69: 481-493.
- Manninen, M. 2007. Winter feeding strategies for suckler cows in cold climatic conditions. *Helsingin Yliopiston Kotieläintieteenlaitoksen Julkaisuja* no 91. 231 s.
- Marti, D.L., Johnson, R.J. & Mathews Jr., K.H. 2011. Where's the (not) meat? Byproducts from beef and pork production. A report from the economic research service. LDP-M209-01. www.ers.usda.gov. Luettu 4/2014.
- Martin, S.A. 1998. Manipulation of ruminal fermentation with organic acids: A Review. *Journal of Animal Science* 76: 3123-3132.
- Martin, C., Rouel, J., Jouany, J.P., Doreau, M. & Chillard, Y. 2008. Methane output and diet digestibility in response to feeding dairy cows crude linseed, extruded linseed, or linseed oil. *Journal of Animal Science* 86: 2642-2650.
- Martin, C., Morgavi, D.P. & Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to farm scale. *Animal* 4: 351-365.
- Martikainen, P.J. 1985. Nitrous oxide emissions associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil. *Applied Environmental Microbiology* 50: 1519-1525.
- Mata-Alvarez, J. 2003. Biomethanization of organic fraction of municipal solid wastes. 2nd edition. IWA, London, Great Britain. 323 s.
- Mathers, J.C. & Walters, D.E. 1982. Variation in methane production by sheep fed every two hours. *Journal of Animal Science* 98: 633-638.
- Maughan, B., Provenza, F.D., Tansawat, R., Maughan, C., Martini, S., Ward, R., Clemensen, A., Song, X., Cornforth, D. & Villalba, J.J. 2014. Importance of grass-legume choices on the cattle grazing behavior, performance, and meat characteristics. *Journal of Animal Science* 92: 2309-2324.
- McAllister, T.A., Okine, E.K., Mathison, G.W. & Cheng, K.J. 1996. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science* 76: 231-243.
- McAllister, T.A., Okine, E.K., Mathison, G.W. & Cheng, K.J. 1996. Dietary environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science* 76: 231-243.
- McAllister, T.A. & Newbold, C.J. 2008. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 7-13.
- McCaughy, W.P., Wittenberg, K. & Corrigan, D. 1999. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Canadian Journal of Animal Science* 79: 221-226.
- McCourt, A.R.Y.T., Mayne, S. & Wallace, R.J. 2008. Effect of dietary inclusion of encapsulated fumaric acid on methane production from grazing dairy cows. Teoksessa: Proceedings of British Society of Animal Science Annual Conference. British Society of Animal Science, Scarborough, UK. 64 s.
- McDonnell, R., Hart, K.J., Boland, T.M., Kelly, A.K., McGee, M. & Kenny, D.A. 2010. Effect of ranking on phenotypic residual feed intake and diet on ruminal methane emissions from beef heifers. Teoksessa: Agricultural Research Forum 2009. 12 and 13 march 2009. Tullamore, Co Offaly, Ireland. s. 31.
- McGee, M. 2009. What feed efficiency in the suckler cow has to offer beef farmers. *Irish Grassland Association Journal* 43: 125-131.
- McGinn, S.M., Beauchemin, K.A., Coates, T. & Colombatto, D. 2004. Methane emissions from beef cattle: Effects of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast, and fumaric acid. *Journal of Animal Science* 82: 2246-3356.

- McGinn, S.M., Chung, Y.-H., Beauchemin, K.A., Iwaasa, A.D. & Grainger, C. 2009. Use of corn distillers' dried grains to reduce enteric methane loss from beef cattle. *Canadian Journal of Animal Science* 89: 409-413.
- McGeough, E.J., O'Kiely, P., Hart, K.J., Moloney, A.P., Boland, T.M. & Kenny, D.A. 2010. Methane emissions, feed intake, performance, digestibility, and rumen fermentation of finishing beef cattle offered whole-crop wheat silages differing in grain content. *Journal of Animal Science* 88: 2703-2716.
- McSweeney, C. & Mackie, R. 2012. Micro-organisms and ruminant digestion: State of Knowledge, Trends and Future Prospects. Background Study Paper no. 61. FAO, Rome, Italy. 62 s.
- McSweeney, C.S., Makkar, H.P.S. & Reed, J.D. 2003. Modification of rumen fermentation for detoxification of harmful plant compounds. Proceedings of the 6th International Symposium on the Nutrition of Herbivores. Merida, Yucatan, Mexico. s. 239-268.
- Meale, S.J., McAllister, T.A., Beauchemin, K.A., Harstad, O.M. & Chaves, A.V. 2012. Strategies to reduce greenhouse gases from ruminant livestock. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A, Animal Science* 62: 199-211.
- Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y. 2010. The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products. Volume 1: Main Report. UNESCO-IHE. Delft, the Netherlands.
- Melse, R.W. & Timmerman, M. 2009. Sustainable intensive livestock production demands and exhaust air treatment technologies. *Bioresearch and Technology* 100: 5506-5511.
- Miguez, F.E. & Bollero, G.A. 2007. Review corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Science* 45: 2318-2329.
- Mihina, S., Huba, J., Peters, Edwards, S.A., Sorensen, J.T., Gibon, A., Jemeljanovs, A., Juskiene, V., Szabo, F. & Todorov, N. 2007. Development of production systems in Europe. Teoksessa: Animal production and Animal Science Worldwide. Toim. Rosati, A., Tewolde, A. & Mosconi, C. Wageningen academic publishers, Wageningen, the Netherlands. s. 25-34.
- Millen, D.D., Pacheco, R.D.L., Meyer, P.L., Mazza Rodrigues, P.H. & De Beni Arrigoni, M. 2011. Current outlook and future perspectives of beef production in Brazil. *Animal Frontiers* 1: 246-252.
- Miller, L.A., Moorby, J.M., Davies, D.R., Humphreys, M.O., Scollan, N.D., MacRae, J.C. & Theodorou, M.K. 2001. Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.): milk production from late-lactation dairy cows. *Grass and Forage Science* 56: 383-394.
- Min, B.R., Barry, T.N., Attwood, G.T. & McNabb, W.C. The effect of condensed tannins on the nutrition and health of ruminants fed fresh temperate forages: a review. *Animal Feed Science and Technology* 106: 3-19.
- Mitsumori, M., Shinkai, T., Takenaka, A., Enishi, O., Higuchi, K. Kobayashi, Y., Nonaka, I. Asanuma, N., Denman, S.E. & McSweeney, C.S. 2012. Responses in digestion, rumen fermentation and microbial populations to inhibition of methane formation by a halogenated methane analogue. *British Journal of Nutrition* 108: 482-491.
- Mohammed, R., Stevenson, D.M., Beauchemin, K.A., Muck, R.E. & Weimer, P.J. 2012. Changes in ruminal bacteria community composition following feeding of alfalfa ensiled with a lactic acid bacteria inoculant. *Journal of Dairy Science* 95: 328-339.
- Molano, G., Knight, T.W. & Clark, H. 2008. Fumaric acid supplements have no effect on methane emissions per unit of feed intake in wether lambs. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 165-168.
- Molden, D., Frenken, K. Baker, R., de Fraiture, C., Mati, B., Svendsen, M., Sadoff, C. & Finlayson, C.M. 2007. Trends in water and agricultural development. Eds. Molden, D. Teoksessa: Water for food, water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. s. 57-89.
- Moller, H.B., Sommer, S.G. & Ahring, B.K. 2004. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass Bioenergy* 26: 485-495.
- Moloney, A.P., Fievez, V., Martin, B., Nute, G.R. & Richardson, R.I. 2008. Botanically diverse forage-based rations for cattle: implications for production, composition and quality and consumer health. Teoksessa: Biodiversity and animal feed, future challenges for grassland production. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation. *Grassland Science in Europe* 13: 361-374.

- Montano-Bermudez, M., Nielson, M.K. & Deutsher, G.H. 1990. Energy requirements for maintenance of crossbred beef cattle with different genetic potential for milk. *Journal of Animal Science* 68: 2279-2288.
- Monteny, G.-J., Bannink, A. & Chadwick, D. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 163-170.
- Montes, F., Meinen, R., Dell, C., Rotz, A., Hristov, A.N., Oh, J., Waghorn, G., Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P.S. & Dijkstra, J. 2013. Special topics-Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *Journal of Animal Science* 91: 5070-5094.
- Moorby, J.M., Evans, R.T., Scollan, N.D., MacRae, J.C. & Theodorou, M.K. 2006. Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Evaluation in dairy cows in early lactation. *Grass and Forage Science* 61: 52-59.
- Moraes, L.E., Casper, D., Strathe, A.B., Fadel, J.G. & Kebreab, E. 2013. Predicting enteric methane emissions from dairy cattle using Bayesian methods. Teoksessa: Proceedings of the Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference, Dublin, Ireland. Abstract 377.
- Morgavi, D.P., Forano, E., Martin, C. & Newbold, C.J. 2010. Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. *Animal* 4: 1024-1036.
- Morgavi, D.P., Martin, C., Jouany, J.-P. & Ranilla, M.J. 2011. Rumen protozoa and methanogenesis: not a simple cause-effect relationship. *British Journal of Nutrition* 107: 388-397.
- Moya, D., Holtshausen, L., Marti, S., Gibb, D.G., McAllister, T.A., Beauchemin, K.A. & Schwartzkopf-Genswein, K. 2014. Feeding behavior and ruminal pH of corn silage, barley grain, and corn dried distillers' grain offered in total mixed ration or in a free-choice diet to beef cattle. *Journal of Animal Science* 92: 3526-3536.
- Muck, R.E. 2012. Microbiology of ensiling, Teoksessa: Proceedings of the XIV International Silage Conference. Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. University of Helsinki, and MTT Agrifood Research Finland. s. 75-86.
- Muck, R.E., Broderick, G.A., Faciola, A.P. & Hymes-Fecht, U.C. 2011. Milk production response to feeding alfalfa silage inoculated with *Lactobacillus plantarum*. *Journal of Animal Science* 89 (E-Supplement 1): 546.
- Muller, H.L., Sax, J. & Kirchgeßner, M. 1980. Effect of frequency of feeding on energy losses in feces, urine and methane in nonlactating and lactating cows. *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde* 44: 181-189.
- Muñoz, C., Yan, T., Wills, D.A., Murray, S. & Gordon, A.W. 2012. Comparison of sulphur hexafluoride tracer and respiration chamber techniques for estimating methane emissions and correction for rectum methane output from dairy cows. *Journal of Dairy Science* 95: 3139-3148.
- Murray, R.M., Bryant, A.M. & Leng, R.A. 1976. Rates of production of methane in the rumen and large intestine of sheep. *British Journal of Nutrition* 36: 1-14.
- Mwenya, B., Santoso, B., Sar, C., Gamo, Y., Kobayashi, T., Arai, I. & Takahashi, J. 2004. Effects of including 1-4 galacto-oligosaccharides, lactic acid bacteria or yeast culture on methanogenesis as well as energy and nitrogen metabolism in sheep. *Animal Feed Science and Technology* 115: 313-326.
- N'Dayegamiye, A., Royer, R. & Audesse, P. 1997. Nitrogen mineralization and availability in manure composts from Quebec biological farms. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 345-350.
- Ndegwa, P.M., Hristov, A.N., Arogo, J. & Sheffield, R.E. 2008. A review of ammonia emissions mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100: 453-469.
- Ndegwa, P.M., Hristov, A.N. & Ogejo, J.A. 2011. Ammonia emissions from animal manure: mechanisms and mitigation techniques. Teoksessa: Environmental Chemistry of Animal Manure. Toim. He, Z. Hauppauge, NY. Nova Science Publishers. s. 107-151.
- Nemecek, T., Alig, M. & Grandl, F. 2013. The role of grasslands in a green future: threats and perspectives in less favoured areas. Teoksessa: Proceedings of the 17th Symposium of the European Grassland Federation. Toim. Helgadóttir, Á. & Hopkins, A. Akureyri, Iceland 23.-26.6.2013. *Grassland Science in Europe* 18: 88-90.
- Newbold, C.J., Lassalas, B. & Jouany, J.P. 1995. The importance of methanogens associated with ciliate protozoa in ruminal methane production in vitro. *Letters in Applied Microbiology* 21: 230-234.

- Newman, E.J. 1997. Phosphorous balance of contrasting farming systems, past and present. Can food be sustainable. *Journal of Applied Ecology* 34: 1344-1347.
- Nguyen, T.I.T., Hermansen, J.E. & Mogensen, L. 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production* 18: 756-766.
- Nguyen, T.T.H., van der Werf, Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G. & Doreau, M. 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145: 239-251.
- Nicolai, R.E. & Janni, K.A. 2001. Biofilter media mixture ratio of wood chips and compost treating swine odors. *Water Science and Technology* 44: 261-267.
- Nicolai, R. & Pohl, S. 2004. Covers for manure storage units. South Dakota State University College of Agriculture & Biological sciences Cooperative extension service/USDA. http://pubstorage.sdstate.edu/AgBio_Publications/articles/FS925-D.pdf. Luettu 12/2013.
- Nielsen, D., Schramm, A. & Revsbech, N. 2010. Oxygen distribution and potential ammonia oxidation in floating liquid manure crusts. *Journal of Environmental Quality* 39: 1813-1820.
- Niezen, J.H., Waghorn, T.S., Charleston, W.A.G. & Waghorn, G.C. 1995. Growth and gastrointestinal nematode parasitism in lambs grazing either lucerne (*Medicago sativa*) or sulla (*Hedysarum coronarium*) which contains condensed tannins. *Journal of Agricultural Science. Cambridge* 125: 281-289.
- Niezen, J.H., Robertson, H.A., Waghorn, G.C. & Charleston, W.A.G. 1998a. Production, faecal egg counts and worm burdens of ewe lambs which grazed six contrasting forages. *Veterinary Parasitology* 80: 15-27.
- Niezen, J.H., Waghorn, G.C., Graham, T., Carter, J.L. & Leathwick, D.M. 2002. The effect of diet fed to lambs on subsequent development of *Trichostrongylus colubriformis* larvae *in vitro* and on pasture. *Veterinary Parasitology* 105: 269-283.
- Niezen, J.H., Waghorn, G.C. & Charleston, W.A.G. 1998b. Establishment and fecundity of *Ostertagia circumcincta* and *Trichostrongylus colubriformis* in lambs fed lotus (*Lotus pedunculatus*) or perennial ryegrass (*Lolium perenne*). *Veterinary Parasitology* 80: 15-27.
- Niggli, U., Slabe, A., Schmid, O., Halberg, N. & Schlüter, M. 2008. Vision for an organic food and farming research agenda 2025. Organic knowledge for the future. Technology Platform Organics. <http://orgprints.org/13439/>. Luettu 2/2014.
- Nikiema, J., Bibeau, L., Lavoie, J., Brzezinski, R., Vigneux, J. & Heitz, M. 2004. Biofiltration of methane: an experimental study. *Chemical Engineering Journal* 113: 111-117.
- Nikiema, J., Brzezinski, R. & Heitz, M. 2007. Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 6: 261-284.
- Nishida, T., Eruden, B., Hosoda, K., Matsuyama, H., Xu, C. & Shioya, S. 2007. Digestibility, methane production and chewing activity of steers fed whole crop round bale corn silage preserved at three maturities. *Animal Feed Science and Technology* 135: 42-51.
- Nishino, N. & Wang, C. 2012. Bacteria associated with ensiling fermentation and aerobic stability of total mixed ration silage. Teoksessa: Proceedings of the XVI International Silage Conference, Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. University of Helsinki and MTT agrifood research Finland. s. 109-110.
- Nkrumah, J.D., Li, C., Basarab, J.A., Guercio, S., Meng, Y., Murdoch, B., Hansen, C. & Moore, S.S. 2004. Association of single nucleotide polymorphism in the bovine leptin gene with feed intake, feed efficiency, growth, feeding behavior and carcass quality and body composition. *Canadian Journal of Animal Science* 84: 211-219.
- Nkrumah, J.D., Okine, E.K., Mathison, G.W., Schmid, K., Li, C., Basarab, J.A., Price, M.A., Wang, Z. & Moore, S.S. 2006. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle. *Journal of Animal Science* 84: 145-153.
- Nogueira, G.P. 2004. Puberty in South American bos indicus (Zebu) cattle. *Animal Reproductive Science* 82-83: 361-372.
- Nonhebel, S. 2005. Renewable energy and food supply: will there be enough land? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 9: 191-201.

- Nonhebel, S. & Moll, H.C. 2001. Evaluation of options for reduction of greenhouse gas emissions by changes in household consumption patterns. Groningen: University of Groningen. <http://irs.ub.rug.nl/dbi/437205b2a8c97>. Luettu 2/2014.
- NRC 2000. Nutrient requirements of beef cattle. 7th edition. National Academy Press, Washington, DC. USA. 232 s.
- O'Brian, O., Shalloo, L., Grainger, C., Buckley, F., Horan, B. & Wallace, M. 2010. The influence of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on greenhouse gas emissions from pastoral dairy farms. *Journal of Dairy Science* 93: 3390-3402.
- Ockerman, H.W. & Hansen, C.L. 2000. Animal by-product processing & utilization. CRC Press, USA. 525 s.
- Odongo, N.E., Bagg, R., Vessie, G., Dick, P., Or-Rasid, M.M., Hook, S.E., Gray, J.T., Kebreab, E., France, J. & McBride, W. 2007. Long-term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 90: 1781-1788.
- Oenema, O., Oudendag, D. & Velthof, G.L. 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock science* 112: 261-272.
- Oenema, O., Velthof, G., Yamulki, S. & Jarvis, S.C. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13: 288-295.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J. & Kuikman, P.J. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 51-65.
- Ogino, A. 2007. Evaluating environmental impacts of Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal* 78: 424-432.
- O'Kiely, P., Conaghan, P., Howard, H., Moloney, A.P. & Black, A.D. 2005. Grazing and ensiling of energy-rich grasses with elevated sugar contents for the sustainable production of ruminant livestock. (Acronym: SweetGrass). Beef Production Series No. 80. Grange, Dunsany, Ireland. 62 s.
- Oliveira, S.D., Berchielli, T.T., Reis, R.A., Vechetini, M.E. & Pedreirac, M.S. 2009. Fermentation characteristics and aerobic stability of sorghum silages containing different tannin levels. *Animal Feed Science and Technology* 154: 1-8.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H. & Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 273-288.
- O'Mara, F.P. 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 7-15.
- Ominski, K.H., Boadi, D.A. & Wittenberg, K.M. 2006. Enteric methane emissions from backgrounded cattle consuming all-forage diets. *Canadian Journal of Animal Science* 86: 393-400.
- Owens, F.N., Secrist, D.S., Hill, W.J. & Gill, D.R. 1998. Acidosis in cattle: a review. *Journal of Animal Science* 76: 275-286.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C. & Huirne, R. 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 207-220.
- Pagans, E., Font, X. & Sanchez, A. 2005. Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases. *Chemical Engineering Journal* 11: 105-110.
- Pakarinen, K. 2012. Nurmesta se kaikki lähtee! Karjatilán kannattava peltoviljely Karpe-hanke. 2009-2012. 35 s. www.karpe.fi
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S. & Misselbrook, T. 2004. Effect of turning frequency and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 91: 171-178.
- Parsons, A.J., Rowarth, J.S. & Rasmussen, S. 2011. High-sugar grasses. CAB reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary science, Nutrition and Natural Resources 2011, Volume 6 (46): 1-12.
- Patra, A.K. 2010. Meta-analyses of effects of phytochemicals on digestibility and rumen fermentation characteristics associated with methanogenesis. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 90: 2700-2708.

- Paul, J.W. & Beauchamp, E.G. 1996. Soil microbial biomass C, N mineralization, and uptake by corn in dairy slurry- and urea-amended soils. *Canadian Journal of Soil Science* 76: 469-472.
- Pavie, J. & Lafeuille, O. 2009. Valorisation des données technico-économiques des exploitations allaitantes biologiques suivies dans les réseaux d'élevage. Evolutions d'un échantillon constant sur 7 campagnes (2000-2006). Réseaux d'élevage pour le conseil et la prospective. Collection References. Institut de l'Élevage et Chambres d'Agriculture. 210 s.
- Peden, D., Tadesse, G., Misra, A.K., Awad Amed, F., Astatke, A., Ayalneh, W., Herrero, M., Kiwuwa, G., Kumsa, T., Mati, B. ym. 2007. Livestock and water for human development. Eds. Molden, D. Teoksessa: *Water for Food, Water for Life: A comprehensive assessment of water management in agriculture*. s. 485-514.
- Peigné, J. & Girardin, P. 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air and Soil Pollution* 153: 45-68.
- Pelletier, N., Pirog, R. & Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103: 380-389.
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Rieux, C. & Vanasse, A. 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of Environmental Quality* 41: 427-435.
- Penman, T.D., Law, B.S. & Ximenes, F. 2010. A proposal for accounting for biodiversity for biodiversity in life cycle assessment. *Biodiversity and Conservation* 19: 3245-3254.
- Penttilä, A., Slade, E.M., Simojoki, A., Riutta, T., Minkkinen, K. & Roslin, T. 2013. Quantifying beetle-mediated effects on gas fluxes from dung pats. *PLoS ONE* 8: e71454. Doi: 10.1371/journal.pone.0071454.
- Pesonen, M., Honkavaara, M., Kämäräinen, H., Tolonen, T., Jaakkola, M., Virtanen, V. & Huuskonen, A. 2013. Effects of concentrate level and rapeseed meal supplementation on performance, carcass characteristics, meat quality and valuable cuts of Hereford and Charolais bulls offered grass silage-barley-based rations. *Agricultural and Food Science* 22: 151-167.
- Petchey, A.M. & Broadbent, P.J. 1980. The performance of fattening cattle offered barley and grass silage in various proportions either as discrete feeds or as a complete diet. *Animal Production* 31: 251-257.
- Peters, G.M., Rowley, H.V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M.D. & Schulz, M. 2010. Red meat production in Australia: Life cycle assessment and comparison with overseas studies. *Environment Science & Technology* 44: 1327-1332.
- Peters, G.M., Wiedemann, S.G., Rowley, H.V. & Tucker, R.W. 2010. Accounting for water use in Australian red meat production. *International Journal of Life Cycle Assessments* 15: 311-320.
- Petersen, S.O. 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28: 1610-1618.
- Petersen, S.O. & Sommer, S.G. 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 503-513.
- Phillips, C.J.C. 2010. Principles of cattle production. 2nd edition. Cabi Publications. 233 s.
- Pihlanto, A., Pap, N., Silvenius, F., Kymäläinen, M. & Niemistö, M. 2012. Teurastamoista saatavien sivujakeiden uudet prosessointimenetelmät ja hyötykäyttökohteet. Hyötyteuras-hankkeen 2009-2011 loppuraportti. MTT Raportti no 62. <http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti62.pdf>
- Pinares-Patiño, C.S., Baumont, R. & Martin, D.R. 2003. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Canadian Journal of Animal Science* 83: 769-777.
- Pinares-Patiño, C.S., D'hour, P., Jouany, J.P. & Martin, C. 2007. Effects of stocking rate on methane emission measurement from individual animals: an overview. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48: 223-229.
- Place, S.E. & Mitloehner, F.M. 2010. Invited review: Contemporary environmental issues: A review of the dairy industry's role in climate change and air quality and the potential of mitigation through improved production efficiency. *Journal of Dairy Science* 93: 3407-3416.

- Popova, M., Martin, C., Eugène, M., Mialon, M.M., Doreau, M. & Morgavi, D.P. 2011. Effect of fibre- and starch-rich finishing diets on methanogenic Archaea diversity and activity in the rumen of feedlot bulls. *Animal Feed Science and Technology* 166: 113-121.
- Poppy, G.D., Rabiee, A.R., Lean, I.J., Sanchez, W.K., Dorton, K.L. & Morley, P.S. 2012. A meta-analysis of the effects of feeding yeast culture produced by anaerobic fermentation of *Saccharomyces cerevisiae* on milk production of lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 1588: 6027-6041.
- Potter, E.L., Muller, R.D., Wray, M.L., Carroll, L.H. & Meyer, R.M. 1986. Effect of monensin on the performance of cattle on pasture or fed harvested forages in confinement. *Journal of Animal Science* 62: 583-592.
- Poulsen, M., Schwab, C., Jensen, B.B., Engberg, R.M., Spang, A., Canibe, N., Hølbetg, O., Milinovich, G., Fragner, L., Schleper, C., Weckwerth, W., Lund, P., Schramm, A. & Urich, T. 2012. Methylotropic methanogenic Thermoplasmata implicated in reduced methane emissions from bovine rumen. *Nature Communications*. DOI: 10.1038/ncomms2432.
- Powell, J.M., Aguerre, M.J. & Wattiaux, M.A. 2011a. Dietary crude protein and tannin impact dairy manure chemistry and ammonia emissions from incubated soils. *Journal of Environmental Quality* 40: 1767-1774.
- Powell, J.M., Aguerre, M.J. & Wattiaux, M.A. 2011b. Tannins extracts abate ammonia emissions from simulated dairy barn floors. *Journal of Environmental Quality* 40: 907-914.
- Powell, J.M. & Broderick, G.A. 2011. Transdisciplinary soil science research: Impacts of dairy nutrition on manure chemistry and environment. *Soil Science Society of America Journal* 75: 2017-2078.
- Powell, J.M., Jokela, W.E. & Misselbrook, T.H. 2011c. Dairy slurry application method impacts ammonia emissions and nitrate leaching in no-till corn silage. *Journal of Environmental Quality* 40: 383-392.
- Raevuori, M., Niemistö, M. & Heinänen, M. 2010. Teurastamoteollisuuden sivutuotteiden käsittely ja prosessointi. Selvitys nykytilasta ja kehittämismahdollisuuksia tuotantoketjussa. Lihateollisuuden Tutkimuskeskus LTK Osuuskunta. Sitran raportin päivitys. Hämeenlinna. 15 s.
- Rajala, J. 2006. Luonnonmukainen maatalous. Julkaisu no 80. Helsingin yliopisto. Maaseudun Tutkimus- ja Koulutuskeskus. Mikkeli. 494 s.
- Rahman, S., Borhan, S. & Swanson, K. 2013. Greenhouse gas emissions from beef cattle pen surfaces in North Dakota. *Environmental Technology* 34: 1239-1246.
- Ramankutty, N., Gibbs, H.K., Achard, F., Defries, R., Foley, J.A. & Houghton, R.A. 2007. Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. *Global Change Biology* 13: 51-66.
- Ramin, M. & Huhtanen, P. 2013. Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *Journal of Dairy Science* 96: 2476-2493.
- Ramirez-Restrepo, C.A. & Barry, T.N. 2005. Alternative temperate forages containing secondary compounds for improving sustainable productivity in grazing animals. *Animal Feed Science and Technology* 120: 179-201.
- Ramsey, R., Doye, D., Ward, C., McGrann, J., Falconer, L. & Bevers, S. 2005. Factors affecting beef cow-herd costs, production, and profits. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 37: 91-99.
- Randby, Å.T., Weisbjerg, M.R., Nørgaard, P. & Heringstad, B. 2012. Early lactation feed intake and milk yield responses of dairy cows offered grass silages harvested at early maturity stages. *Journal of Dairy Science* 95: 304-317.
- Rath, D. & Johnson, L.A. 2008. Application and commercialization of flow cytometrically sex-sorted semen. *Reproduction in Domesticated Animals* 43 (Supplement 2): 338-346.
- Refsgaard, K., Halberg, N. & Kristensen, E.S. 1998. Energy utilisation in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems* 57: 599-630.
- Reid, R.S., Bedelian, C., Said, M., Kruska, R.L., Mauricio, R., Castel, V., Olson, J.B. & Thornton, P.K. 2009. Global livestock impacts on biodiversity. *Teoksessa: Livestock in Changing Landscape: Drivers, Consequences and Responses*. Toim. Steinfeld, H., Mooney, H., Schneider, F. & Neville, L. s.111-138.
- Remais, J., Chen, L. & Seto, E. 2009. Leveraging rural energy investment for parasitic disease control: schistosome ova inactivation and energy co-benefits of anaerobic digesters in rural china. *PloS ONE* 4: e4856.

- Reynolds, C.K., Crompton, L.A. & Mills, J.A.N. 2011. Improving the efficiency of energy utilization in cattle. *Animal Production Science* 51: 6-12.
- Ridioult, B.G., Sanguansri, P., Freer, M. & Harper, G. 2012. Water footprint of livestock: Comparison of six geographically defined beef production systems. *International Journal of Life Cycle Assessments* 17: 165-175.
- Rockström, J., Lannerstad, M. & Falkenmark, M. 2007. Assessing the water challenge of a new green revolution in developing countries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 6253-6260.
- Rodhe, L., Ascue, J. & Nordberg, Å. 2009. Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. *IOP Conference Series. Earth Environment Science* 8: 12-19.
- Rodhe, L., Pell, M. & Yamulki, S. 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use and Management* 22: 229-237.
- Rondon, M., Ramirez, J.A. & Lehmann, J. 2005. Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere. *Proceedings of the 3rd Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration*, Baltimore MD. 21.-24.3.2005. Soil Carbon Center, Manhattan, KS. s. 208.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parenete & Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcome in pastures – a review. *Biological Conservation* 199: 137-150.
- Roos, K.F., Martin, J.H. & Moser, M.A. 2004. *AgSTAR handbook: A manual for developing biogas systems at commercial farms in the United States*, Second edition. US Environmental Protection Agency. EPA-430-B-97-015.
- Rotz, C.A. & Hafner, S. 2011. Whole farm impact of anaerobic digestion and biogas use on a New York dairy farm. *ASABE Annual International Meeting*, 2011 Louisville, Kentucky, 7.-10.8.2011. Paper no 1111194.
- Rotz, C.A., Isenberg, B.J., Stackhouse-Lawson, K.R. & Pollak, E.J. 2013. A simulation-based approach for evaluating and comparing the environmental footprints of beef production systems. *Journal of Animal Science* 91: 5427-5437.
- Rover, M., Heinemeyer, O & Kaiser, E.A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1859-1865.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakumara, N. & Shiina, T. 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal on Food Engineering* 90: 1-10.
- Rushton, J. 2009. *The economics of farm animal health & production*. CAB International. UK. 364 s.
- Russ, W. & Meyer-Pittroff, R. 2004. Utilizing waste products from the food production and processing industries. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 44: 57-62.
- Russell, J.B. & Houlihan, A.J. 2003. Ionophore resistance of ruminal bacteria and its potential impact on human health. *FEMS Microbiological Reviews* 27: 65-74.
- Russell, J.B. & Wallace, R.J. 1997. Energy-yielding and energy-consuming reactions. *Teoksessa: The rumen microbial ecosystem*. Toim. Hobson, P.N. & Stewart, C.S. London, UK. Blackie Academic & Professional. s. 246-282.
- Russelle, M.P., Browne, B.A., Turyk, N.B. & Pearson, B. 2005. Denitrification under pastures on permeable soils helps protect ground water quality. *Teoksessa: XX International Grassland Congress*. Toim. O'Mara, F.P., Wilkins, R.J., Lovett, D.K., Rogers, P.A.M., Boland, T.M. & Mannetje, L. Wageningen Academic Publishers, Dublin, Ireland. s. 692.
- Röhrmoser, G., Müller, H.L. & Kirchgessner, M. 1983. Energy balance and energy utilization of lactating cows with restricted protein supply and subsequent refeeding. *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde* 50: 216-224.
- Röös, E., Sundberg, C., Tidåker, P., Strid, I. & Hansson, P-A. 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *Ecological Indicators* 24: 573-581.
- Saggar, S., Andrew, R.M., Tate, K.R., Hedley, C.B., Rodda, N.J. & Townsend, J.A. 2004. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68: 243-255.
- Sauvant, D. & Giger-Reverdin, S. 2009. Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *Production Animales* 22: 375-384.

- Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., Serment, A. & Broudiscou, I. 2011. Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants. Teoksessa: Gaz à effet de serre en élevage bovin: Le méthane. Toim. Doreau, M., Baumont, R. & Perez, J.M. Production Animales 24: 433-446.
- Sawyer, M.S., Hoover, W.J. & Sniffen, C.J. 1974. Effects of ruminal methane inhibitor on growth and energy metabolism in the ovine. Journal of Animal Science 38: 908-914.
- Schmidt, D., Jacobson, L. & Nicolai, R. 2004. Biofilter design information. Manure management and air quality. <http://www.extension.umn.edu/agriculture/manure-management-and-air-quality/air-quality/biofilter-design-information/> Luettu 3/2014.
- Schoonmaker, J.P. & Beitz, D.C. 2012. Hydrogen sulphide: synthesis, physiology, roles and pathology associated with feeding cattle maize co-products of the ethanol industry. Teoksessa: Biofuel Co-products as Livestock Feed: Opportunities and Challenges. Toim. Harinder & Makar. FAO, Rome, Italy. s. 101-113.
- Schwarz, M., Bonhotal, J. & Staehr, A.E. 2010. Use of dried manure solids as bedding for dairy cows and "how frequently should stall be refreshed with new bedding" a case study. <http://cwmi.css.cornell.edu/useofDMS.pdf>. Luettu 3/2014.
- Schwartzkopf-Genswein, K.S., Beauchemin, K.A., Gibb, D.J., Crews Jr., D.H., Hickman, D.D., Streeter, M. & McAllister, T.A. 2003. Effect of bunk management on feeding behavior, ruminal acidosis and performance of feedlot cattle: A review. Journal of Animal Science 81: E149-E158.
- Scollan, N.D., Dewhurst, R.J., Moloney, A.P. & Murphy, J.J. 2005. Improving the quality of products from grassland. Teoksessa: Grassland: a global resource. Toim. McGilloway, D.A. Wageningen Academic Publishers, the Netherlands. s. 41-56.
- Scollan, N.D., Greenwood, P.L., Newbold, C.J., Yáñez Ruis, D.R., Shingfield, K.J., Wallace, R.J. & Hocquette, J.F. 2010. Future research priorities for animal production in a changing world. Animal Production Science 51: 1-5.
- Scollan, N., Hocquette, J.F., Nuernberg, K., Dannenberger, D., Richardson, I. & Moloney, A. 2006. Innovations in beef production systems that enhance the nutritional and health value of beef lipids and their relationship with meat quality. Meat Science 74: 17-33.
- Shaffer, K.S., Turk, P., Wagner, W.R. & Felton, E.E.D. 2011. Residual feed intake, body composition, and fertility in yearling beef heifers. Journal of Animal Science 89: 1028-1034.
- Sherlock, R.R. & Goh, K.M. 1984. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. I. Field experiments. Fertiliser Research 5: 181-195.
- Shewmaker, G.E., Mayland, H.F., Roberts, C.A., Harrison, P.A., Chatterton, N.J. & Sleper, D.A. 2006. Daily carbohydrate accumulation in eight tall fescue cultivars. Grass and Forage Science 61: 413-421.
- Shu, Q., Bir, S.H., Gill, H.S., Duan, E., Xu, Y., Hiliard, M.A. & Rowe, J.B. 2001. Antibody response in sheep following immunization with Streptococcus bovis in different adjuvants. Veterinary Research Communications 25: 43-54.
- Silva, V.D.M. & Silvestre, M.P.C. 2003. Functional properties of bovine blood plasma intended for use as a functional ingredient in human food. Lebensmittel Wissenschaft und Technologie 36: 709-718.
- Sliwinski, B.J., Kreuzer, M., Wettstein, H.R. & Machmuller, A. 2002. Rumen fermentation and nitrogen balance of lambs fed diets containing palnextracts rich in tannins and saponins and associated emissions of nitrogen and methane. Archives of Animal Nutrition 56: 379-392.
- Smith, L.C., de Klein, C.A.M. & Catto, W.D. 2008. Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 51: 387-396.
- Smith, K.A. & Chambers, B.J. 1998. Nutrient losses to water following land application of farm manures. Teoksessa: Environmentally friendly management of farm animal waste. Toim. Matsunaka, T. Proceedings of an International Workshop, Sapporo, Japan. s. 79-83.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B. & Sirotenko, O. 2007. Agriculture. Teoksessa: Climate change 2007: Mitigation. Toim. Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R. & Meyer, L.A. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. s. 498-540.

- Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E. & Bol, R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy* 105: 47-82.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Berntsen, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohman, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A. & Wratt, D. 2007. Technical summary. *Teoksessa: Climate Change 2007. The physical science basis. Contribution of working group 1 to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Toim. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm. Luettu 10/2013.
- Somda, Z.C. & Powell, J.M. 1998. Seasonal decomposition of sheep manure and forage leaves in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29: 2961-2979.
- Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T. & Jensen, L.S. 2013. *Animal manure recycling: Treatment and management*. John Wiley & Sons Ltd. UK. 868 s.
- Sommer, S.G. & Moller, H.B. 2000. Emissions of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science* 134: 327-335.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Weisbjerg, M.R., Valli, L., Rohde, L. & Béline, F. 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology* 25: 2825-2837.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Sörgard, H. 2000. Greenhouse gas emissions from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality* 28: 1610-1618.
- Sommer, S.G., Søren, O.P., Sørensen, P., Poulsen, H.D. & Møller, H.B. 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78: 27-36.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O & Webb, J. 2006. Algorithms determining ammonia emissions from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy* 89: 261-335.
- Sonesson, U., Cederberg, C. & Berglund, M. 2009. Utsläpp av växthusgaser vid production av nötkött. Underlag till klimatcertifiering. Klimatmärkning för mat. Rapport 2009: 4. 26 s.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvarth, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Ress, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z. & Valentini, R. 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 121-134.
- Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4: 334-350.
- Spiekens, H., Brintrup, R., Balmelli, M. & Pfeffer, E. 1993. Influence of dry matter intake on fecal phosphorus losses in dairy cows fed rations low in phosphorus. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 69: 37-43.
- Spiesh, M.J. & Varel, V.H. 2009. Nutrient excretion and odorant production in manure from cattle fed corn wet distillers grains with soluble. *Journal of Animal Science* 87: 2977-2984.
- Spiesh, M.J., Woodbury, B.L., Tarkalson, D.D., Wienhold, B.J. & Eigenberg, R.A. 2010. Long term effects of annual additions of animal manure on soil chemical, physical, and biological properties in the Great Plains. *International Symposium on Air Quality and Manure Management for Agriculture. Proceedings of the 13-16 September 2010 Conference*. Asabe Publication. 101 s.
- Spokas, K.A., Koskinen, W.C., Baker, J.M. & Reicosky, D.C. 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere* 77: 574-581.
- Staerfl, S.M., Zeitz, J.O., Kreuzer, M. & Soliva, C.R. 2012. Methane conversion rate of bulls fattened on grass or maize silage as compared with the IPCC default values, and longterm methane mitigation efficiency of adding acacia tannin, garlic, maca and lupine. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148: 111-120.

- Steed, J. Jr. & Hashimoto, A.G. 1994. Methane emissions from typical manure management systems. *Bioresource Technology* 50: 123-130.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & Haan, C. 2006. *Livestock's long shadow: Environmental issues and opinions*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 390 s.
- Steiner, C., Das, K.C., Melear, N. & Lakly, D. 2010. Reducing nitrogen losses during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environmental Quality* 39: 1236-1242.
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. 2002. Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Soil Science Society of America Journal* 66: 647-652.
- Stockwell, R. & Bitan, E. 2012. Understanding opportunities and increasing implementation of climate friendly conservation. *Journal of Soil and Water Conservation* 67: 67A-69A.
- Stott, A., MacLeod, M. & Moran, D. 2010. Reducing greenhouse gas emissions through better animal health. Rural Policy Center, Scottish Agricultural College.
<http://www.sac.ac.uk/ruralpolicycentre/publs/healthandwellbeing/greenhousegasemissions/>. Luettu 2/2014.
- Subbarao, G.V., Ishikawa, T., Ito, O., Nakahara, K., Wang, H.Y. & Berry, W.L. 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil* 288: 101-112.
- Suomalaiset ravitsemussuosituksset 2014.
www.ravitsemusneuvottelukunta.fi/files/images/vrn/2014/ravitsemussuosituksset_2014_fi_web.pdf. Luettu 2/2014.
- Sutter, F. & Beever, D.E. 2000. Energy and nitrogen metabolism in Holstein-Friesian cows during early lactation. *Animal Science* 70: 503-514.
- Suttle, N.F. 2010. *Mineral nutrition of livestock*, 4th edition. Cabi, UK. 587 s.
- Sutton, A.L., Cunningham, M.D. & Kelly, D.T. 1989. Veal calf waste production and composition. *Applied English Agriculture* 5: 86-90.
- Sciuh, B., Uhlen, A.K. & Harstad, O.M. 2005. Effect of strach granule structure, associated components and processing on nutritive value of cereal strach: A review. *Animal Feed Science and Technology* 122: 303-320.
- Tabacco, E., Borreani, G., Crovetto, G.M., Galassi, G., Colombo, D. & Cavallarin, L. 2006. Effect of chestnut tannin on fermentation quality, proteolysis, and protein rumen degradability of alfalfa silage. *Journal of Dairy Science* 89: 4736-4746.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Condon, L.M., Sherlock, R.R., Anderson, C.R. & Craigie, R.A. 2010. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. *Journal of Environmental Quality* 40: 468-476.
- Takahashi, J. 2011. Some prophylactic options to mitigate methane emissions from animal agriculture in Japan. *Asian-Australian Journal of Animal Science* 24: 285-294.
- Takahashi, J., Ikeda, M., Matsuoka, S. & Fujita, H. 1998. Prophylactic effect of L-cysteine to acute and subclinical nitrate toxicity in sheep. *Animal Feed Science and Technology* 71: 273-280.
- Terrill, T.H., Douglas, G.B., Foote, A.G., Purchas, R.W., Wilson, G.F. & Barry, T.N. 1992. Effect of condensed tannins upon body growth, wool growth and rumen metabolism in sheep grazing sulla (*Hedysarum coronarium*) and perennial pasture. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 119: 265-273.
- Thompson, R.B. & Meisinger, J.J. 2002. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the mid-Atlantic USA. *Journal of Environmental Quality* 31: 1329-1338.
- Thompson, R.B., Ryden, J.C. & Lockyer, D.R. 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Journal of Soil Science* 38: 689-700.
- Thomsen, I.K., Pederson, A.R., Nyord, T. & Petersen, S.O. 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 227-235.

- Tiezzi, F., Maltecca, C., Penasa, M., Cecchinato, A., Chang, Y.M. & Bittante, G. 2011. Genetic analysis of fertility in the Italian Brown Swiss population using different models and trait definitions. *Journal of Dairy Science* 94: 6162-6172.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D. & Havlin, J.L. 1993. Chapter 10: Soil acidity and basicity. *Soil fertility and fertilizers*. 5th edition. New York, Macmillan Publishing. 648 s.
- Titgemeyer, E.C. 1997. Design and interpretation of nutrient digestion studies. *Journal of Animal Science* 75: 2235-2247.
- Todd, R.W., Cole, N.A. & Clark, R.N. 2006. Reducing crude protein in beef cattle diets reduces ammonia emissions from artificial feedyard surfaces. *Journal of Environmental Quality* 35: 404-411.
- Todd, R.W., Cole, N.A., Rhoades, M.B., Parker, D.B. & Casey, K.D. 2011. Daily, monthly, seasonal and annual ammonia emissions from southern high plains cattle feedyards. *Journal of Environmental Quality* 40: 1090-1095.
- Tomkins, N.W., Colegate, S.M. & Hunter, R.A. 2009. A bromochloromethane formulation reduces enteric methanogenesis in cattle fed grain-based diets. *Animal Production Science* 49: 1053-1058.
- Tortorolo, M., Curbelo, A., Cajarville, C., Repetto, J.L. & Aguerre, M. 2012. Silage process affects chemical composition and digestion site in high moisture sorghum grain. *Journal of Animal Science* 90 (Supplement 3): 201.
- Trotsenko, Y.A. & Khmelenina, V.N. 2002. Biology of extremophilic and extremotolerant methanotrophs. *Archives of Microbiology* 177: 123-131.
- Turkington, T.K., Larney, F.J., Olson, A.F. & DeMaere, P.R. 2005. The potential of composting to eradicate *Fusarium graminearum* from infested feed. Teoksessa: Reducing the impact of *Fusarium graminearum* on Alberta's cereal value chain. Final Report, Project No. 2001J148, Alberta Agricultural Research Institute, Edmonton, Alberta. s. 13-41.
- Tyrell, H.F., Thomson, D.J., Waldo, D.R., Goering, H.K. & Haaland, G.L. 1992. Utilization of energy and nitrogen by yearling Holstein cattle fed direct-cut alfalfa or orchardgrass ensiled with formic acid plus formaldehyde. *Journal of Animal Science* 70: 3163-3177.
- Umstatter, C., Waterhouse, T. & Holland, J.P. 2009. Cattle foraging behaviour in Scottish hills-one more step towards sustainability. *Proceedings of the 9th Conference: Construction, Engineering and Environment in Livestock Farming*, Berlin, Germany. s. 333-338.
- Ungerfeld, E.M. & Kohn, R.A. 2006. The role of thermodynamics in the control of ruminal fermentation. Teoksessa: Ruminant physiology: digestion, metabolism and impact of nutrition on gene expression, immunology and stress. Toim. Sejrsen, K., Hvelplund, T. & Nielsen, M.O. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands. s. 55-58.
- Ungerfeld, E.M., Kohn, R.A., Wallace, R.J. & Newbold, C.J. 2007. A meta-analysis of fumarate effects on methane production in ruminal batch cultures. *Journal of Animal Science* 85: 2556-2563.
- USEPA. 2006. Global anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emissions: 1990-2020. USEPA, Washington DC. <http://www.epa.gov/climatechange/Downloads/EPAactivities/GlobalAnthroEmissionsReport.pdf>. Luettu 12/2013.
- USEPA. 2010. Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2009. USEPA, Washington, DC. www.epa.gov/climatechange/downloads/ghgemissions/US-GHG-Inventory-2011-Complete_Report.pdf. Luettu 12/2013.
- Utami, S.T., Hermansyah, H. & Nasikin, M. 2012. Biofiltration on nitrous oxide using cow manure based compost as medium filter. *Journal of Environmental Protection* 3: 584-588.
- Uwituze, S., Parsons, G.L., Schneider, C.J., Karges, K.K., Gibson, M.L., Hollis, L.C., Higgins, J.J. & Drouillard, J.S. 2011. Evaluation of sulphur content of dried distillers grains with solubles in finishing diets based on steam-flaked corn or dry-rolled corn. *Journal of Animal Science* 89: 2582-2591.
- Waghorn, G.C. & Hegarty, R.S. 2011. Lowering ruminant methane emissions through improved feed conversion efficiency. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 291-301.
- Van Bruchem, J., Verhoeven, F.P.M., Brussaard, L. & Tamminga, S. 1999. Diet and manure characteristics in relation to nitrogen flows in a dairy farming system. Teoksessa: Regulation of feed intake. Toim. van der Heide, D., Huisman, E.A., Kanis, E., Osse, J.W.M. & Verstegen, M.W.A. CABI Publishing, Wallingford, UK. s. 219-225.

- Van Bruchem, J., Schiere, H. & van Keulen, H. 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science* 61: 145-153.
- Vandermeer, J. & Perfecto, I. 2006. The agricultural matrix and future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21: 274-277.
- Van der Hoek, K.W. 1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution* 102: 127-132.
- VanderZaag, A.C., Gordon, R., Glass, V. & Jamieson, R. 2008. Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure stores: a review. *Applied Engineering in Agriculture* 24: 657-671.
- Van Herk, F.H., McAllister, T.A., Cockwill, C.L., Gusselle, N., Larney, F.J., Miller, J.J. & Olson, M.E. 2004. Inactivation of *Giardia* cysts and *Cryptosporium* oocysts in beef feedlot manure by thermophilic windrow composting. *Compost Science & Utilization* 12: 235-241.
- Van Kessel, J.A.S. & Russell, J.B. 1996. The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Ecology* 20: 205-210.
- Van Middelaar, C.E., Berentsen, P.B.M., Dijkstra, J. & De Boer, I.J.M. 2012. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from milk production: The level of analysis matters. *Journal of Animal Science* 90 (Supplement 3): 707.
- Van Soest, P.J. 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. Ithaca, N.Y., Cornell University Press.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Apajalahti, J.A., Newbold, J.R., Dijkstra, J. Leng, R.A. & Perdok, H.B. 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. *Journal of Dairy Science* 93: 5856-5866.
- Van Zijderveld, S.M., Fonken, B., Dijkstra, J., Gerrits, W.J.J., Perdok, H.B., Fokkink, W. & Newbold, J.R. 2011a. Effects of a combination of feed additives on methane production, diet digestibility, and animal performance in lactating cows. *Journal of Dairy Science* 94: 1145-1454.
- Van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., Newbold, J.R., Hulshof, R.B.A. & Perdok, H.B. 2011b. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 94: 4028-4038.
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Downie, A., Berger, E., Rust, J. & Scheer, C. 2010. Influence of biochar on flux of N₂O and CO₂ from Ferrosol. *Australian Journal of Soil Research* 48: 555-568.
- Varel, V.H., Hashimoto, A.G. & Chen, Y.R. 1980. Effect of temperature and retention time on methane production from beef cattle waste. *Applied and Environmental Microbiology* 40 (2): 217-222.
- Vasconcelos, J.T., Cole, N.A., McBride, K.W., Gueye, A., Galyean, M.L., Richardson, C.R. & Greene, L.W. 2009. Effects of dietary crude protein and supplemental urea levels on nitrogen and phosphorous utilization by feedlot cattle. *Journal of Animal Science* 87: 1174-1183.
- Vasconcelos, J.T., Greene, L.W., Cole, N.A., Brown, M.S., McCollum III, F.T. & Tedeschi, O. 2007. Effects of phase feeding of protein on performance, blood urea nitrogen concentration, manure nitrogen:phosphorus ratio, and carcass characteristics of feedlot cattle. *Journal of Animal Science* 84: 3032-3038.
- Vellinga, T.V. & Hoving, I.E. 2011. Maize silage for dairy cows: mitigation of methane emissions can be offset by land use change. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 89: 413-426.
- Velthof, G.L. & Mosquera, J. 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140: 298-308.
- Verdier, J., Zhao, J., Torres-Jerez, I., Ge, S., Liu, C., He, X., Mysore, K.S., Dixon, R.A. & Udvardi, M.K. 2012. MtPAR MYB transcription factor acts as an on switch for proanthocyanidin biosynthesis in *Medicago truncatula*. *Proceedings of Natural Academy of Science USA* 109: 766-1771.
- Verge, X.C.P., Dyer, J.A., Desjardins, R.L. & Worth, D. 2008. Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. *Agricultural Systems* 98: 126-134.
- Veysset, P., Bécherel, F. & Bébin, D. 2009. Elevage biologique de bovins allaitants dans le Massif Central: resultants technico-économiques et identifications des principaux verrous. *Productions Animales* 22: 189-196.
- Veysset, P., Lherm, M. & Bébin, D. 2005. Evolutions, dispersions et déterminants du revenu en élevage bovin allaitant charolais. Etude sur 15 ans (1989-2003) à partir d'un échantillon constant de 69 exploitations. *Production Animales* 18: 265-275.

- Veysset, P., Lherm, M. & Bébin, D. 2010a. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems* 103: 41-50.
- Veysset, P., Lherm, M. & Bébin, D. 2010b. Are organic suckler cattle farming systems more sustainable than conventional systems? Productive, environmental and economic performance assessments: a model-based study. WS2.1-Methods and procedures for building sustainable farming systems: 9th European IFSA Symposium 4-7.7.2010. Vienna, Austria. Ss. 881-892. http://ifsa.boku.ac.at/cms/fileadmin/Proceeding2010/2010_WS2.1_Veysset.pdf. Viitattu 2/2014.
- Veysset, P., Lherm, M. & Bébin, D. 2011. Productive, environmental and economic performances assessments of organic and conventional suckler cattle farming systems: *Organic Agriculture* 1: 1-16.
- Virkajärvi, P., Mannerkorpi, P. & Castren, H. 1995. Suckler cows grazing on seminatural meadow and forest pastures. *Newsletter. Working Group on Pasture Ecology* 36 11/95: 13-14.
- Voelker Linton, J.A. & Allen, M.S. 2009. Nutrient demand interacts with forage family to affect nitrogen digestion and utilization responses in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 92: 1594-1602.
- Vuorinen, A.H. & Saharinen, M.H. 1997. Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in drum composting system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 19-29.
- Vyas, D., McGeough, E.J., McGinn, S.M., McAllister, T.A. & Beauchemin, K.A. 2014. Effect of *Propionibacterium* spp. On ruminal fermentation, nutrient digestibility, and methane emissions in beef heifers fed a high-forage diet. *Journal of Animal Science* 92: 2192-2201.
- Waghorn, G.C. 2008. Beneficial and detrimental effects of dietary condensed tannins for sustainable sheep and goat production-progress and challenges. *Animal Feed Science and Technology* 147: 116-139.
- Waghorn, G.C. & Hegarty, R.S. 2011. Lowering ruminant methane emissions through improved feed conversion efficiency. *Animal Feed Science and Technology* 166: 291-301.
- Waghorn, G.C., Tavendale, M.H. & Woodfield, D.R. 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *Proceedings of New Zealand Grassland Association* 64: 167-171.
- Wallace, R.J., McEWan, N.R., McIntosh, F.M., Teferedegne, B. & Newbold, C.J. 2002. Natural products as manipulators of rumen fermentation. *Asian-Australian Journal of Animal Science* 15: 1458-1468.
- Wang, Z., Colazo, M.G., Basarab, J.A., Goonewardene, L.A., Ambrose, D.J., Marques, E., Plastow, G., Miller, S.P. & Moore, S.S. 2006. Impact of selection for residual feed intake on breeding soundness and reproductive performance of bulls on pasture-based multisire mating. *Journal of Animal Science* 90: 2963-2969.
- Warriss, P. 2010. Meat science. 2nd edition. An introductory text. Cabi Publications. 234 s.
- Watson, K.A., Erickson, G.E., Klopfenstein, T.J., Fernando, S.C. & Harding, J.L. 2013. Anaerobic digestion of finishing cattle manure. https://beef.unl.edu/c/document_library/get_file?uuid=cba8aa82-15b0-4c88-bf9e-f53b8a214f4a&groupId=4178167&.pdf. Luettu 4/2014.
- Watson, C.J., Laughlin, R.L. & McGeogh, K.L. 2009. Modification of nitrogen fertilisers using inhibitors: opportunities and potentials for improving nitrogen use efficiency. *Proceedings* 658. International Fertilizer Society, York, UK. 39 s.
- Watson, C.J., Jordan, C. Lennox, S.D. Smith, R.V. & Steen, R.W.J. 2000. Inorganic nitrogen in drainage water from grazed grassland in Northern Ireland. *Journal of Environmental Quality* 29: 225-232.
- Wattiaux, M.A. & Karg, K.L. 2004. Protein level for alfalfa and corn silage based diets. II. Nitrogen balance and manure characteristics. *Journal of Dairy Science* 87: 3492-3502.
- Wedlock, D.N., Pedersen, G., Denis, M., Dey, D., Janssen, P.H. & Buddle, B.M. 2010. Development of a vaccine to mitigate greenhouse gas emissions in agriculture; vaccination of sheep with methanogen fractions induces antibodies that block methane production in vitro. *New Zealand Veterinary Journal* 58: 29-36.
- Weidema, B.P., Wesnæs, M., Hermansen, J., Kristensen, T., Halberg, N., Eder, P. & Delgado, I. 2008. Environmental improvement potentials of meat and dairy products. Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla, Spain. EUR 23491 EN.
- Weigel, K.A. 2004. Exploring the role of sexed semen in dairy production systems. *Journal of Dairy Science* 87 (E-Supplement): E120-E130.

- Weigel, K.A. 2006. Prospects for improving reproductive performance through genetic selection. *Animal Reproductive Science* 96: 323-330.
- Weinberg, Z.G. & Muck, R.E. 1996. New trends and opportunities in the development and use of inoculants for silage. *FEMS Microbiology Reviews* 19: 53-68.
- Weinberg, Z.G., Muck, R.E. & Weimer, P.J. 2003. The survival of silage inoculant lactic acid bacteria in rumen fluid. *Journal of Applied Microbiology* 94: 1066-1071.
- Whalen, S.C., Reeburgh, W.S. & Sandbeck, K.A. 1990. Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Applied Environmental Microbiology* 56: 3405-3411.
- Whitehead, D.C. 1995. Grassland nitrogen. CAB International, Wallingford, UK. 397 s.
- Williams, A.G., Audsley, E. & Sandars, D.L. 2009a. Updated model based on: Final Report to Defra on Project IS0205: Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Defra. 93 s.
- Williams, Y.J., Popovski, S., Rea, S.M., Skillman, L.C., Toovey, A.F., Northwood, K.S. & Wright, A.D.G. 2009b. A vaccine against rumen methanogens can alter the composition of archaeal populations. *Applied Environmental Microbiology* 75: 1860-1866.
- Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A. & Stein, V.B. 2004. Longterm behavior of passively aerated compost, methanotrophic biofilter columns. *Waste Management* 24: 643-653.
- Wilson, J.R. & Mertens, D.R. 1995. Cell wall accessibility and cell structure limitations to microbial digestion of forage. *Crop Science* 35: 251-259.
- Wolf, B., Zheng, X., Brüggemann, N., Chen, W., Dannenmann, M., Han, X., Sutton, M.A., Wu, H., Yao, Z. & Butterbach-Bahl, K. 2010. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature* 454: 881-884.
- Wolin, M.J. 1960. A theoretical rumen fermentation balance. *Journal of Dairy Science* 40: 1452-1459.
- Wood, R., Lenzen, M., Dey, C. & Lundie, S. 2006. A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. *Agricultural Systems* 89: 324-348.
- Wood, T.A., Wallace, R.J., Rowe, A., Price, J., Yáñez-Ruiz, D.R., Murray, P. & Newbold, C.J. 2009. Encapsulated fumaric acid as a feed ingredient to decrease ruminal methane emissions. *Animal Feed Science and Technology* 152: 62-71.
- Woodward, S.L., Waghorn, G.C., Uluyatt, M.J. & Lassey, K.R. 2001. Early indications that feeding Lotus will reduce methane emissions from ruminants. *Proceedings in New Zealand Society of Animal Production* 61: 23-26.
- Woodward, S.L., Waghorn, G.C. & Laboyre, P. 2004. Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) reduce methane emissions from dairy cows. *Proceedings in New Zealand Society of Animal Production* 64: 227-230.
- Witter, E., Martensson, A.M. & Garvia, F.V. 1993. Size of the soil microbial biomass in a longterm field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 659-669.
- Wrage, N., Veltfof, G.L., van Beusichem, M.L. & Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1723-1732.
- Wright, A.D.G., Kennedy, P., O'Neill, C.J., Toovey, A.F., Popovski, S., Rea, S.M., Pimma, C.L. & Klein, L. 2004. Reducing methane emissions in sheep by immunization against rumen methanogens. *Vaccine* 22: 3976-3985.
- Wright, A.D.G. & Klieve, A.V. 2011. Does the complexity of the rumen microbial ecology preclude methane mitigation? *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 248-253.
- Wright, I.A., Pakeman, R.J., Dennis, P., Dalziel, A.J. & Milne, J.A. 2006. The effects of cattle on the natural heritage of Scotland: Scottish Natural Heritage Commissioned Report No 203. http://www.snh.org.uk/pdfs/publications/commissioned_reports/report%20no203.pdf. Luettu 03/2014.
- Wulf, S., Maeting, M. & Clemens, J. 2002. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading. II. Greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality* 31: 1795-1801.
- Yamulki, S., Jarvis, S.C. & Owen, P. 1999. Methane emissions and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *Journal of Environmental Quality* 28: 676-682.

- Yan, T., Agnew, R.E., Gordon, F.J. & Porter, M.G. 2000. Prediction of methane energy output in dairy and beef cattle offered grass silage-based diets. *Livestock Production Science* 64: 253-263.
- Yan, T., Patterson, D.C. & Gordon, F.J. 1998. The effect of two methods of feeding the concentrate supplement to dairy cows of high genetic merit. *Animal Science* 67: 395-403.
- Yang, W.-F., Hsing, H.-J., Yang, Y.-C. & Shyng, J.-Y. 2007. The effects of selected parameters on the nitric oxide by biofilter. *Journal of Hazardous Materials* 148: 653-659.
- Yang, W.Z., Oba, M. & McAllister, T.A. 2012. Precision processing maximizes the feed value of barley grain for feedlot cattle. *Prairie Post Bull Breeders* 12: A12-13.
- Yurtseven, S. & Ozturk, I. 2009. Influence of two sources of cereals (corn or barley), in free choice feeding on diet selection, milk production indices and gaseous products in lactating sheep. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances* 4: 76-85.
- Zaman, M. & Blennerhassett, J.D. 2010. Effects of different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 236-246.
- Zhang, J., Feng, F., Chen, X. & Li, Q. 2012. Degrading mimosine and tannins of *Leucaena leucocephala* by ensiling. Teoksessa: Proceedings of the XVI International Silage Conference, Hämeenlinna, Finland. Toim. Kuoppala, K., Rinne, M. & Vanhatalo, A. MTT Agrifood Finland and University of Helsinki. s. 254-255.
- Zhou, Y.Y., Mao, H.L., Jiang, F., Wang, J.K., Liu, J.X. & McSweeney, C.S. 2011a. Inhibition of rumen methanogenesis by tea saponins with reference to fermentation pattern and microbial communities in Hu sheep. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 93-100.
- Zvomuya, F., Larney, F.J., Nichol, C.K., Olson, A.F., Miller, J.J. & DeMaere, P.R. 2005. Chemical and physical changes following co-composting of beef feedlot manure with phosphogypsum. *Journal of Environmental Quality* 34: 2318-2327.

MTT TEKEE TIETEESTÄ ELINVOIMAA

MTT RAPORTTI₁₅₆

www.mtt.fi/julkaisut

MTT Raportti -verkkojulkaisusarjassa julkaistaan maatalous- ja elintarviketutkimusta sekä maatalouden ympäristötutkimusta käsitteleviä tutkimusraportteja. Lukijoille tarjotaan tietoa MTT:n kaikilta tutkimusaloilta eli biologiasta, teknologiasta ja taloudesta.

MTT, 31600 Jokioinen.
Puh. 029 5300 700, sähköposti julkaisut@mtt.fi

