



Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen

Jaana Uusi-Kämpä, Markku Yli-Halla ja
Kaarina Grék (toim.)



Maa- ja elintarviketalous 25
131 s., 6 liitettä

Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen

Jaana Uusi-Kämpä, Markku Yli-Halla ja
Kaarina Grék (toim.)

ISBN 951-729-763-7 (Painettu)
ISBN 951-729-764-5 (Verkkójulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkójulkaisu)
www.mtt.fi/met/pdf/met25.pdf

Copyright
MTT

Kirjoittajat

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisuvuosi

2003

Kannen kuva

Leena Tuomisto ja Maarit Puumala

Painopaikka

Data Com Finland Oy

Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen

Jaana Uusi-Kämpä, Markku Yli-Halla ja Kaarina Grék (toim.)

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, markku.yli-halla@mtt.fi

Tiivistelmä

Hankkeessa tutkittiin ruokinnan vaikutusta lehmänlannan fosfori- ja typpimääriin. Lisäksi tutkittiin, miten laitumelta, ulko- ja jaloittelutarhoista tulevaa vesistökuormitusta voidaan vähentää, sekä maitohuoneen jätevesien puhdistamista kemiallisesti saostamalla.

Lannan typpi- ja fosforimääriin voidaan jonkin verran vaikuttaa lypsykarjan ruokinnalla. Esimerkiksi sonnan fosforimäärä kasvaa, jos ruokinnassa lisätään väkirehun osuutta säilörehun kustannuksella. Rehun valkuaispitoisuuden nostaminen puolestaan nostaa typen erityistä virtsassa. Kun maidontuotantoa tehostetaan lisäämällä väkirehun osuutta ruokinnassa, erityisesti fosforin – mutta myös typen – erityis maitokiloa kohti lisääntyy. Jos väkirehu sisältää runsaasti fosforia, olisi fosforin saantia vähennettävä fosforia sisältävistä kivennäisrehuista.

Lehmien laidunalueilla havaittiin runsasta fosfori- ja typpikuormitusta siellä, missä oli eläinten paljaaksi kuluttamia paikkoja. Näiltä alueilta tulevaa ravintekuormitusta voitaisiin vähentää poistamalla aika-ajoin ruokintajätteet, sonta ja ylin maakerros. Nautojen kasvatuksessa käytetyt ulkotarhat ja ulkoi luun tarkoitetut jaloittelutarhat tulisi rakentaa niin, ettei niistä pääse valumavesiä ympäristöön eikä ympäristön vesiä tarhoihin. Lypsylehmät pitävät pehmeästä kuoriketarhasta enemmän kuin asfalttipohjaisesta jaloittelutarhasta, joka saattaa olla liukas talvella. Kuoriketarhasta tulee vähemmän fosfori- ja typpikuormitusta kuin asfalttipohjaisesta tarhasta. Toimiva ratkaisu on tarha, jossa on kiinteä pohja kovemman kulutuksen alueille ja pehmeä vaihtopohja yleisempään oleskeluun.

Maitohuonejätevedet sisältävät usein runsaasti fosforia. Ferrisulfaattisaostus yhdessä selkeytyksen tai suodatuksen kanssa vähentää fosforin ja tukkivien aineiden määrää niin, että jätevesi voidaan tämän jälkeen puhdistaa esimerkiksi pajupuhdistamossa.

Avainsanat: lypsykarja, fosfori, typpi, ruokinta, kuormitus, ulkotarhat, jaloittelutarhat, laitumet, maitohuoneet, vesihygienia

Reducing environmental loading from dairy farming

Jaana Uusi-Kämpä, Markku Yli-Halla and Kaarina Grék (eds.)

MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland,
jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, markku.yli-halla@mtt.fi

Abstract

The effect of diet on the amounts of phosphorus (P) and nitrogen (N) in manure was studied in dairy cows. In addition, the environmental loading from pasture, feedlots and exercise yards and from the purification of wastewater from milk rooms was investigated.

It is possible to minimise faecal P excretion on dairy farms. Results showed that P utilisation for milk production decreased as P intake increased. P excretion in faeces rose when the proportion of concentrate in relation to the proportion of silage was increased. As P overfeeding is very common on dairy farms, there is no need to add high amounts of P in the form of mineral mixtures. Results showed that increasing dietary crude protein content increased N excretion in urine, since dietary crude protein content was negatively related to N utilisation.

In dairy cow pastures, high P and N load areas were particularly noticeable in areas where the vegetation was worn away by the animals. The high load from these critical source areas can be reduced by removing feed residues, dung and the affected upper soil layer. The construction of feedlots for outdoor feeding and yards for daily exercise requires good planning. Run-off waters from a feedlot and exercise yard must not be directed into surface waters without purification. Additionally, water from surrounding areas must be prevented from entering the lot or yard. Dairy cows preferred bark-covered area to an asphalt area, which was slippery in winter. The loads of P and N in waters were smaller from a bark-covered area than from an asphalt area. It is advisable to design the yard so that the area covered with soft material can be blocked off whenever it becomes too wet. In all cases, the area around doors and feeding facilities should have a dense surface.

The phosphorus content in wastewater from milk rooms often proved very high. Using ferric sulphate precipitation and clarification, P and clogging material content in the wastewater become low enough for treatment in a willow field or a soil filter area.

Key words: dairy farming, phosphorus, nitrogen, feeding, loading, feedlots, exercise yards, pasture, milking parlour, water hygiene

Alkusanat

Peltoviljelystä aiheutuvan hajakuormituksen lisäksi maataloudesta tulee pistemäisiä typpi- ja fosforipäästöjä, joiden suuruus tunnetaan huonosti. Pistemäisiä kuormittajia ovat mm. huonokuntoiset lantalat, laidunten syöttö- ja juottopaikat, jaloittelu- ja ulkotarhat sekä maitohuoneen jätevedet. Hankkeessa tutkittiin lypsykarjatalouden aiheuttamaa typpi- ja fosforikuormitusta ja kehitettiin keinoja merkittävimpien vuotokohtien vähentämiseksi.

Työn painopiste oli kahdella alueella.

- Lypsykarjan ruokinnan vaikutus typen ja fosforin hyväksikäyttöön
- Ulko- ja jaloittelutarhojen, laidunalueiden sekä maitohuonejätevesien aiheuttaman vesistökuormituksen vähentäminen

Kotieläinten ravitsemusta käsittelevässä osassa tutkittiin typen ja fosforin hyväksikäyttöä erilaisissa dieeteissä. Lisäksi selvitettiin, voidaanko lantaan joutuvien ravinteiden määrää vähentää dieetin sisältämiä typpi- ja fosforimääriä vähentämällä tuotannon alenematta.

Ulko- ja jaloittelutarhoista, laitumilta sekä maitohuoneista tulevan ravinnekuormituksen määrää mitattiin MTT:ssä ja yksityisillä karjatililla. Kuormituksen lisäksi tutkittiin jaloittelutarhojen suunnittelua, rakentamista ja puhdistamista. Hankkeessa selvitettiin käytännön ratkaisuja kuormituksen pienentämiseksi tarhoissa ja laitumella. Tarhasta tulleen valunnan puhdistamista tutkittiin laboratoriossa oljesta, turpeesta ja hakkeesta rakennetuilla yhdistelmäsuodattimilla. Kahdelle tilalle rakennettiin myös hake-turvesuodatin tarhasta tulevien valumien puhdistamista varten. Suodattimen puhdistustuloksia saatiin vain toiselta koetilalta valumakaudella 2002.

Maitohuonejätevesien puhdistusta kemiallisella saostuksella tutkittiin Jokioissa MTT:n Rehtijärven navetalla. Lisäksi tutkittiin kemiallisen saostuksen käyttöä yhdessä pajupuhdistamon kanssa maitohuone- ja asumajätevesien käsittelyssä yksityisellä lypsykarjatilalla Vesilahdella.

Lannan levittäminen ja käyttö rajattiin tutkimushankkeen ulkopuolelle, koska samaan aikaan oli käynnissä maa- ja metsätalousministeriön rahoittama Karjanlannan jatkotutkimusohjelma 1998–2001. Hankkeen tutkimustuloksia on esitelty Maa- ja elintarviketalous -sarjan julkaisussa ”Lannan käyttö nurmikerrossa”.

Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen -hanketta rahoittivat Maatilatalouden kehittämisrahasto (MAKERA), MMM, MTT, Etelä-Savon ympäristökeskus, Kemira Agro Oy ja Muu Maa Ay. Tut-

kijaryhmä kiittää kaikkia hankkeen rahoittajia sekä tiloja, joilla tutkimus tehtiin.

Hankkeen toteutumista seurasi valvojakunta, joka antoi arvokasta palautetta tutkijoille. Valvojakunnan puheenjohtajana toimi Leena Hömmö (MMM). Muina jäseninä olivat Sini Wallenius (MMM), Heikki Latostenmaa (YM), Jukka Ahokas (Helsingin yliopisto), Kaisu Haataja (MTTL) sekä hankkeen alussa Juha Helander (Pro Agria Maaseutukeskusten Liitto). Hankkeen lopussa Helanderin tilalle tuli Kaisa Tolonen (Pro Agria Maaseutukeskusten Liitto). Tutkijaryhmä haluaa kiittää valvojakuntaa sen työstä hankkeen hyväksi.

Jokioisilla huhtikuussa 2003

Jaana Uusi-Kämpä
Hankkeen vastuullinen johtaja

Sisällysluettelo

Lypsykarjataloudesta tulevaa ympäristökuormitusta koskevien tutkimusten taustaa, <i>Jaana Uusi-Kämppä, Pekka Huhtanen, Arto Huuskonen, Håkan Jansson, Hannele Khalili, Jouni Nousiainen, Arja Nykänen, Aaro Närvänen, Merja Paasonen, Maarit Puumala & Markku Yli-Halla</i>	8
Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa fosforin hyväksikäyttöä maidontuotannossa, <i>Satu Yrjänä, Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili & Pekka Huhtanen</i>	13
Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa, <i>Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili & Pekka Huhtanen</i>	26
Laitumelta tulevan ravinnekuormituksen vähentäminen, <i>Håkan Jansson & Hanna-Riikka Tuhkanen</i>	40
Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus, <i>Jaana Uusi-Kämppä, Maarit Puumala, Arja Nykänen, Arto Huuskonen, Helvi Heinonen-Tanski & Markku Yli-Halla</i>	48
Tarhasta tulevien valumavesien puhdistaminen suodattamalla, <i>Maarit Puumala, Merja Paasonen & Arja Nykänen</i>	94
Maitojuonejätevesien puhdistus kemiallisesti saostamalla ja imeyttämällä pajukenttään, <i>Aaro Närvänen & Håkan Jansson</i>	107
Ruokinta ja lannan fosforimäärä, <i>Hanna-Riikka Tuhkanen</i>	121
Hankkeen ydintulokset	129

Lypsykarjataloudesta tulevaa ympäristökuormitusta koskevien tutkimusten taustaa

Jaana Uusi-Kämpä¹⁾, Pekka Huhtanen²⁾, Arto Huuskonen³⁾, Håkan Jansson¹⁾,
Hannele Khalili²⁾, Jouni Nousiainen²⁾, Arja Nykänen⁴⁾, Aaro Närvänen¹⁾, Merja
Paasonen⁵⁾, Maarit Puumala⁵⁾ ja Markku Yli-Halla¹⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen

²⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, 31600
Jokioinen

³⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasema,
Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki

⁴⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ekologinen tuotanto, Huttulantie 1,
51900 Juva

⁵⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maatalousteknologian tutkimus,
Vakolantie 55, 03400 Vihti
sähköpostit: etunimi.sukunimi@mtt.fi

Maataloudesta tulee vesistöihin hajakuormituksen lisäksi myös pistemäisiä typpi- ja fosforivirtoja, joiden suuruus tunnetaan heikosti. Ne liittyvät pääosin karjatalouteen ja niitä tulee huonokuntoisista lantaloista, fosfaattipitoisia pesuvesiä tuottavista maituhuoneista, ulko- ja jaloittelutarhoista, laitumien ruokintapaikoilta ja poikkeuksellisen paljon helppoliukoista fosforia sisältäviltä pelloilta tai muista maastokohdista kuten lantapatterien pohjista. Maataloudesta tulevasta ravinnekuormituksesta huomattava osa tulee pieniltä ravinnerikkailta alueilta (critical source area concept) tai pistemäisistä kuormituslähteistä.

Jokioisten Rehtijärven valuma-alueella tehdyt tutkimukset vuosilta 1994–1996 osoittavat, että järveen oja myöten tulevasta fosforista noin neljännes liittyy lannan varastointiin, levitykseen tai lehmien ja hevosten jaloittelutarhoihin. Peräti kolmasosa liukoisesta fosforista on peräisin karjataloudesta (Jansson 1998). Ravinnekuormitusta kannattaa torjua siellä, mistä sitä tulee. Pistemäisten kuormituslähteiden tunnistaminen ja kunnostus on tarkoituksenmukaisempaa kuin toimenpiteiden toteuttaminen kaavamaisesti kaikkialla. Karjatalouden ympäristökuormitusta on viime vuosina pyritty neuvonnan lisäksi rajoittamaan erilaisin hallinnollisin keinoin.

Valtioneuvoston hyväksymän vuoteen 2005 ulottuvan vesiensuojelun tavoiteohjelman (Ympäristöministeriö 1998) mukaan maatalouden ravinnepäästöjä on alennettava vähintään puoleen 1990-luvun alkupuolen tasosta. Karjataloudelta odotetaan vieläkin suurempaa vähenemää. Tavoiteohjelman mu-

kaan karjatalouden vuosittaisten fosforipäästöjen tulee vähentyä 300 tonnista 45 tonniin ja typpipäästöjen 2 900 tonnista 435 tonniin.

Kotieläntilän ympäristötukitoimenpiteillä pyritään vähentämään lannan varastoinnista ja käsittelystä aiheutuvia päästöjä vesiin ja ilmaan (Maa- ja metsätalousministeriö 2000). Maatalouden ympäristötuen lisätoimenpiteisiin sitoutuneella kotieläntilalla tulee perustoimenpiteiden lisäksi joko vähentää lantalan ammoniakkipäästöjä kattamalla lietesäiliö ja virtsasäiliö, ottaa lannan kaasuja talteen joko suodattimella tai biokaasulaitoksessa tai käsitellä maitohuoneen pesuvesiä. Jos tila hakee tukea tuotantoeläinten hyvinvoinnin edistämiseen, tilan tuotantoeläimille tulee laatia ruokinnan ravinnetase. Ravinnetaseen tuloksia voidaan käyttää hyväksi, kun lasketaan lannan ravinteita lannoitusmääriin. (Maa- ja metsätalousministeriö 2000)

Valtioneuvoston asetus maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta (VNA 9.11.2000/931) ohjaa kotieläntilän ympäristönsuojelua. Asetus ohjaa lannan ja lannoitteiden käyttöä peltoviljelyssä sekä kieltää kotieläinsoijan perustamisen siten, että siitä voi aiheutua pohjaveden pilaantumisvaaraa. Kotieläinten jaloittelualueiden sijoittamisessa on otettava huomioon pinta- ja pohjavesien suojelun tarpeet, ja säilörehun puristeneeste on otettava talteen ja varastoitava tiiviissä säiliössä.

Myös ympäristönsuojelulaki (VpL 4.2.2000/86) ja -asetus (YMA 18.2.2000/169) ohjaavat lypsykarjatiloja. Jo kolmenkymmenen lehmän eläinsoijalle edellytetään ympäristölupa. Jos maitotila kasvattaa itse nuorkarjan, lupakynnys voi laueta jo 24 lypsylehmästä. Ympäristölupahakemuksessa annetaan eläinmäärä- ja lantalatietojen lisäksi selvitys mm. lannan ja virtsan levitykseen käytettävissä olevasta peltopinta-alasta, laidun- ja jaloittelualueista sekä maitohuonejätevesien käsittelystä.

Maidontuotannon ravinneylijäämään vaikuttavat Van Bruchemin ym. (1999) mukaan lannoitteiden käyttö, ravinteiden hyväksikäyttö rehuntuotannossa, ostorehujen käyttö ja typen sekä fosforin hyväksikäyttö eläintuotannossa. Ruokinta vaikuttaa typen ja fosforin hyväksikäyttöön maidontuotannossa ja lannan sisältämiin typen ja fosforin määriin. Esimerkiksi tehostettaessa maidontuotantoa ruokintaintensiteettiä lisäämällä eläin käyttää ravintoaineet entistä heikommin hyväkseen, jolloin fosforin ja typen erityis maitokiloa kohti lisääntyy. Kotimaisia tutkimuksia yhdistelemällä ja aineistoja analysoimalla ruokinnan vaikutusta lannan ravinnemääriin voidaan selvittää. Lisäksi aineiston perusteella voidaan osoittaa käytännössä mahdollisia keinoja vähentää lannan mukana ympäristöön tulevia typen ja fosforin määriä.

Laiduntamisesta voi aiheutua runsaita fosfori- ja typpipäästöjä, jos eläinmäärä on suuri käytettävissä olevalla laidunalalla tai karjaa laidunnetaan samalla alueella pitkään. Esimerkiksi tuotantoeläinten hyvinvoinnin edistämistukea saavilla tiloilla, laidunnettavia eläimiä saa olla enintään 2,3 eläinyksikköä

tilan nurmi- tai muuta laidunhehtaaria kohti (Maa- ja metsätalousministeriö 2000). Erityisesti laitumen ruokinta- ja juottopaikoilla maahan kertyy suuria fosfori- ja typpimääriä.

Nautojen ympärivuotista ulkokasvatusta tarhassa tai metsässä harjoitetaan lähinnä vain Koillismaalla ja Kainuussa. Ensimmäiset ulkotarhat perustettiin Koillismaalle 1990-luvulla, kun nautoja alettiin kasvattaa ulkona ympäri vuoden (Lehtiniemi ym. 2001). Samoihin aikoihin alettiin tutkia emolehmien kylmäkasvatusta MTT:n emolehmänavetalla Tohmajärvellä (Manninen 1998). Puumalan ja Nykäsen (2002) arvion mukaan ulko- ja jaloittelutarhoja oli vuoden 2002 alussa noin 200 kappaletta. Jaloittelutarhojen määrä tullee tulevaisuudessa lisääntymään, kun eläinsuojelumääräysten mukainen lypsy- lehmien ja hiehojen kesäaikainen laiduntaminen tai muu sopiva jaloittelutapa tulee pakolliseksi heinäkuusta 2006 lähtien (VpL 4.4.1996/247, MMMA 7.6.1996/396).

Kiinteäpohjaisesta tarhasta tulevat vedet kerätään yleensä lietesäiliöön. Tarhasta tulevien valumavesien puhdistaminen on hankalaa, koska suuri osa valunnasta kertyy syyssateiden ja lumen sulamisen aikana. Tarhavedet pitäisi kerätä varastoaltaaseen ja käsitellä kesällä, koska biologiset puhdistamat eivät toimi talvella.

Myös maitohuoneista tulevien pesuvesien aiheuttama kuormitus on suuri, jos vedet lasketaan käsittelemättöminä ojaan tai vesistöön. Maitohuonejätevesien ongelmana on lypsykoneen pesusta tuleva pesuaineista peräisin oleva korkea liukoisen fosforin pitoisuus sekä maidon valkuainen ja rasva. Pesuvesien fosforikuormituksen arvioitiin olevan 160 000 kg vuonna 2001, kun keskimääräinen fosforipitoisuus oli 70 mg/l ja vesimäärä 150 kuutiota. Arviolta 15 000 lypsykarjatilalla ei ollut tuolloin jätevesien talteenottoa tai puhdistusta (Närvänen ym. 2002).

Ravinnetaselaskelmissa hahmotetaan maatilan typpi-, fosfori- ja kaliumvirtoja. Ravinnetaseet ilmaisevat ravinnekierrossa hyödyntämättä jääneet ravinteet, jotka ovat haihtuneet, huuhtoutuneet, pidättyneet maaperään ja kasvien juuristoon tai eläimet käyttäneet ylläpitoonsa. Lypsykarjatilloilla ravinteiden ostot lannoitteina ja rehuina ovat suuria ja tuotteissa myytävät ravinteet vähäisiä. Kainuun Aito-ympäristöhankkeessa tilataseen mukaan lypsykarjatilloilla jää hyödyntämättä jopa 75–80 % ostetuista ravinteista (Kainuun Maa-seutukeskus ym. 2000).

Lypsykarjataloudesta aiheutuvan ympäristökuormituksen vähentämistä on tässä hankkeessa käsitelty monesta eri näkökohdasta. Ensimmäisessä tutkimusosassa on selvitetty, miten ruokinnalla voidaan vaikuttaa lantaan erittyvien ravinteiden määrään. Toisessa osassa on käsitelty laiduntamisesta ja kolmannessa osassa ulko- ja jaloittelutarhoista aiheutuvaa fosfori- ja typpikuormitusta. Neljännessä osassa on selvitetty tarhavesien puhdistamista olki-

turve-hakesuodattimissa. Viidennessä osassa on käsitelty maitohuoneen pesuvesien kemiallista puhdistamista, mikä soveltuu muun muassa pienille lypsykarjatiloilta.

Kirjallisuus

- Jansson, H. 1998. Rehtijärvi. Teoksessa: Loimijoki-projektin raportti 1991–1997: ympäristöhankkeen eteneminen Loimijokilaakson mautiloilla ja jokirannoilla. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 43–48. ISBN - 951-729-507-3.
- Kainuun Maaseutokeskus, Kainuun Osuusmeijeri ja Kainuun Ympäristökeskus 2000. Aito-ympäristöhanke. Tuloksia ympäristömittarista ja ravinnetaseista 27.5.1995–31.7.2000. 16 s. Viitattu 28.2.2003. Saatavissa myös internetistä: <http://www.kainuunmk.fi/aito/>.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutokeskus. 16 s. ISBN 951-8948-14-3.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2000. Ympäristötukiopas. Maatalouden ympäristötuki v. 2000–2002. Helsinki: MMM. 27 s.
- Manninen, M. 1998. Emolehmien ulkokasvatus - haaste ja mahdollisuus kannattavalle laatunaudanlihantuotannolle. Teoksessa: Salo, R. (toim.). Tutkimusta pohjoisella ulottuvuudella – MTT 100 vuotta, tutkimus-asemapäivät, 25.7.–7.8.1998. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 40. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 24–32.
- MMMA 7.6.1996/396. Eläinsuojeluasetus. Annettu Helsingissä 7.6.1996. Suomen Säädöskokoelma 396/1996: 1019–1028.
- Närvänen, A., Jansson, H. & Yli-Halla, M. 2002. Treatment of wastewater from milk rooms with ferric sulphate. Archiv für Hydrologie. Supplementband, Large rivers 13/3–4: 333–339.
- Puumala, M. & Nykänen, A. 2002. Jaloittelutarhat yleistyvät. Lihatalous 60(1): 10–12.
- Van Bruchem, J., Sciere, H. & Van Keulen, H. 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. Livestock Production Science 61: 145–153.
- VNA 9.11.2000/931. Valtioneuvoston asetus maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta. Annettu Helsingissä 9.11.2000. Suomen Säädöskokoelma 931/2000: 2371–2376.

VpL 4.2.2000/86. Ympäristönsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.2.2000. Suomen Säädöskokoelma 86/2000: 272–297.

VpL 4.4.1996/247. Eläinsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.4.1996. Suomen Säädöskokoelma 247/1996: 721–733.

YMA 18.2.2000/169. Ympäristönsuojeluasetus. Annettu Helsingissä 18.2.2000. Suomen Säädöskokoelma 169/2000: 471–489.

Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. Helsinki: Ympäristökeskus. 82 s.

Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa fosforin hyväksikäyttöä maidontuotannossa

Satu Yrjänä, Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili ja Pekka Huhtanen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, jouni.nousiainen@mtt.fi, hannele.khalili@mtt.fi, pekka.huhtanen@mtt.fi

Tiivistelmä

Ruokintatutkimuksissa selvitettiin ruokinnan vaikutusta fosforin hyväksikäyttöön maidontuotannossa. Havaintoja oli kaikkiaan 112.

Fosforin hyväksikäyttö maidontuotantoon heikkeni ($P < 0,001$), kun rehuanoksen fosforipitoisuus lisääntyi ja eläimen fosforin saanti suhteessa tarpeeseen nousi. Fosforin saanti rehuista puolestaan lisääntyi, kun väkirehun raakavalkuaispitoisuus ($P < 0,01$), kuiva-aineen syönti ($P < 0,001$) ja ruokinnan väkirehun osuus ($P < 0,001$) kasvoivat. Myös fosforin erityis sontaan lisääntyi ($P < 0,001$) kun ruokinnan fosforipitoisuus nousi.

Väkirehu- ja valkuaisruokinnan lisätessä sekä maitotuotosta että fosforin saantia oli maitotuotoksella, sontaan erittyneen fosforin määrällä ja sonnan fosforipitoisuudella positiivinen yhteys. Koska monet maitotuotosta nostavat, taloudellisesti perustellut ruokinnalliset tekijät lisäsivät myös sonnan fosforipitoisuutta, on ruokintamenetelmillä vaikea vähentää sonnan fosforipitoisuutta ilman maitotuotoksen laskua. Koska fosforin liiallinen saanti ruokinnasta on hyvin yleistä, ei sitä tarvitsisi lisätä kivennäisrehuihin suuria määriä.

Avainsanat: lypsykarja, ruokinta, fosfori, kuormitus, maitotuotos, ruokintakokeet, ympäristöhoito, ruokintanormit

The feasibility of minimising faecal P excretion on dairy farms

Satu Yrjänen, Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili
and Pekka Huhtanen

MTT Agrifood Research Finland, Animal Production Research, FIN-31600 Jokioinen,
Finland, jouni.nousiainen@mtt.fi, hannele.khalili@mtt.fi, pekka.huhtanen@mtt.fi

Abstract

Data based on the mean treatment values from 14 production studies in lactating dairy cows were used to estimate phosphorus (P) utilisation in milk production and P losses in faeces. The data included 112 P utilisation and P loss observations.

Phosphorus utilisation in milk production (P in milk/P intake) decreased ($P < 0,001$) as diet P concentration and P balance of animals increased. On the other hand, P intake increased as diet crude protein concentration ($P < 0,01$), dry matter intake ($P < 0,001$) and diet concentrate to forage ratio increased. Excretion of P in faeces increased ($P < 0,001$) linearly as diet P concentration increased. Because of the connection between concentrate and crude protein feeding and P intake, milk yield was positively correlated with P excreted in faeces ($P < 0,01$) and with faecal P concentration ($P < 0,05$).

Since many economically beneficial factors, thought they had a positive effect on milk production, also increased faecal P concentration, the conclusion is that, it is difficult to increase P utilisation for milk production through feeding strategies without sacrificing milk production. As P overfeeding is very common on dairy farms, there is no need to add high amounts of P in the form of mineral mixtures.

Key words: phosphorus, cows, milk production, dairy farming, environmental management, feeding, feeding trials, feeding standards

Johdanto

Suomessa pintavesien rehevöityminen aiheutuu suurelta osin maatalouden fosfori- ja typpipäästöistä (Valpasvuo-Jaatinen ym. 1997). Turtolan ja Kempaisen (1998) tutkimuksessa fosforin (P) hävikki pintavaluntana tai pohjaveden mukana oli 3,4 %, kun P:a oli lisätty toukokuussa lietteen mukana nurmelle 143 kg/ha. Sadon mukana pellostosta poistui 36 % lisätystä P:sta. Vastavasti syyskuussa lietteen mukana lisätyn P:n (141 kg/ha) hävikki oli 11 % ja joulukuussa lisätyn (119 kg/ha) 48 %. Sadon mukana pellostosta poistui P:a syyskuussa levitetystä 32 % ja joulukuussa levitetystä ainoastaan 24 %. Englannissa maitotalouden tuotantoketjun fosforiylijäämäksi on arvioitu 23 kg/ha, jos tuotantoketjuun tulevan P:n määrää ei yritetä säännöstellä (Withers ym. 1999). Pellon korkea fosforipitoisuus aiheuttaa pitkällä aikavälillä maan kyllästymisen P:lla ja laskee maan P:n pidätyskykyä (Hooda ym. 2001).

Maidontuotannon osuus lantaan menevästä fosforista kotieläintuotannossa oli vuosina 1995–1999 noin 33 % (Nousiainen, julkaisematon). Lypsylehmien P:n saantiin vaikuttaa pääasiassa väkirehurehun koostumus ja määrä ruokinnassa. Ostorehut ovatkin intensiivisen maitotalouden tuotantoketjussa suurin P-lähde (Withers ym. 1999). Lypsylehmät saavat hyvin usein P:a yli tarpeen, sillä viljaan ja rypsirouheeseen perustuva väkirehuseos sisältää runsaasti P:a. Lisäksi P:a lisätään ruokintaan vielä kivennäisrehujen muodossa. Suomessa P:n saantisuositus on 79 g/pv päivätuotoksen ollessa 30 kg ja 96 g/pv 40 kg/pv tuottaville lehmille (Tuori ym. 2000). Tämä vastaa dieetissä P:n pitoisuuksia 4,16 ja 4,36 g/kg KA päivittäisen kuiva-aineen syönnin ollessa 19 ja 22 kg. Jopa silloin, kun P:n saanti on lähellä suositustasoa, suuri osa elimistöön tulleesta P:sta erittyy sontaan. Morsen ym. (1992) mukaan 61 % rehun mukana saadusta P:sta erittyi sonnan ja virtsan mukana, kun päivittäinen P-saanti oli 82 g. Ainoastaan 30,3 % saadusta P:sta erittyi maitoon. Fosforin ylikuukinta on hyvin yleistä, vaikka se ei paranna tuotosta. Sonnan fosforipitoisuus vaikuttaa myös EU:n ympäristötukiehdoista johtuen lannan levitykseen tarvittavan peltopinta-alan määrään. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli määrittää eri ruokintatekijöiden vaikutus P:n hyväksikäyttöön maidontuotannossa ja mahdollisuudet vaikuttaa ruokinnallisilla tekijöillä maitotalouden fosforihävikkiin.

Aineisto ja menetelmät

Fosforin hyväksikäyttöä tutkittiin yhdistämällä 14 lypsylehmillä tehdyn ruokintatutkimuksen tulokset. Tutkimukset oli tehty MTT:n tutkimusnavetoissa. Suurin osa tutkimuksista oli tehty faktoriaalisella mallilla. Faktoreina käytettiin väkirehun valkuaispitoisuutta 10 tutkimuksessa, väkirehun määrää 6 tutkimuksessa, väkirehutäydennyksen laatua 4 tutkimuksessa, valkuaispäyden-nyksen laatua 2 tutkimuksessa ja nurmirehun laatua 7 tutkimuksessa. Lähes kaikissa tutkimuksissa oli käytetty valkuaisrehuna rypsirohetta, ja yhtä tutkimusta lukuun ottamatta karkearehua oli vapaasti tarjolla. Yhdistetty aineisto sisälsi kaikkiaan 112 P:n hyväksikäyttöhavaintoa. Keskimääräinen rehun syönti, rehun koostumus ja tuotostiedot on esitetty taulukossa 1. Ruokintojen keskimääräinen fosforipitoisuus oli 4,76 g/kg KA ja fosforin saanti 93,6 g/pv.

Taulukko 1. Fosforin (P) hyväksikäytön tutkimisessa käytetyn maidontuotantokoeaineiston kuvaus.

	Keski- arvo	Medi- aani	Keski- hajonta	Mi- nimi	Mak- simi
Rehun syönti (kg KA¹/pv)					
Karkearehu	11,9	12,1	1,18	8,81	14,1
Väkirehu	7,84	8,70	1,971	0,25	12,9
Yhteensä	19,7	20,6	2,15	12,9	22,1
Fosforin saanti (g/pv)	93,6	92,6	11,83	59,9	118,2
Rehuannoksen koostumus (g/kg KA¹)					
Raakavalkuainen	152	152	16,0	111	191
Neutraalidetergenttikuitu	441	433	47,1	316	548
Fosfori	4,76	4,69	0,443	3,60	5,96
Väkirehun (sis. kivennäiset) P-pitoisuus	7,88	6,92	5,195	4,91	59,12
Karkearehun P-pitoisuus	3,12	3,20	0,478	1,78	3,91
Tuotos ja P:n hyväksikäyttö					
Maitotuotos (kg/pv)	26,8	27,3	4,47	13,0	34,3
Energiakorjattu maitotuotos (kg/pv)	28,8	29,4	4,30	15,6	38,1
Sontaan eritetty P (g/pv)	61,5	60,4	9,08	40,9	83,3
Maitoon eritetty P (g/pv)	23,9	24,4	3,66	12,4	30,5
P-tase (g/pv)	8,21	7,83	7,148	-9,39	28,27
Sonnan P (g)/ maitotuotos (kg)	2,33	2,31	0,374	1,59	3,45
Sonnan P (g)/ EKM ² -tuotos (kg)	2,16	2,13	0,316	1,53	2,98
Sonnan P-pitoisuus (g/kg KA ¹)	10,2	10,3	1,49	6,5	12,8
P:n näennäinen sulavuus (g/kg)	347	352	57,0	220	467
P maidossa (g/pv)/ P:n saanti (g/pv)	0,256	0,253	0,0339	0,179	0,369

¹ KA = kuiva-aine

² EKM = energiakorjattu maito

Rehujen ja sonnan fosforipitoisuus analysoitiin Luh Huangin ja Schulten (1985) kuvaamalla menetelmällä. Määritys tehtiin ICP-emissio- spektrofotometrillä (Thermo Jarrel Ash/Baird, Franklin, USA). Fosforin sulavuuden määrittämisessä oli johtoaineena AIA eli suolahappoon liukenematon tuhka, minkä pitoisuus määritettiin Van Keulenin ja Youngin (1977) kuvaamalla menetelmällä. Imeytyneen P:n määrä (P:n saanti – sonnan P), P:n sulavuus [(P:n saanti – sonnan P)/P:n saanti], P-tase (P:n saanti – sonnan P – maidon P) ja P:n hyväksikäyttö maidontuotantoon (maidon P / P:n saanti) laskettiin huomioimatta virtsassa eritetyn P:n määrä, sillä P:n erityis virtsaan oli analysoitu ainoastaan kolmessa osatutkimuksessa.

Tilastollinen analysointi suoritettiin käyttämällä seuraavaa satunnaiskertoimista regressiomallia: $y_{ij} = \text{vakio}_i + \beta_i x_{ij} + \epsilon_{ij}$, missä y_{ij} on havainnon j arvo kokeessa i ja x_{ij} on regressiomuuttujan vastaava arvo. Mallin parametrit on analysoitu SAS-ohjelmiston MIXED-proseduurin avulla (Littel ym. 1996) käyttäen REML-estimointimenetelmää.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Fosforin saanti kasvoi ruokinnan fosfori- ($P < 0,001$) ja valkuaispitoisuuksien ($P < 0,01$) lisääntyessä. Rehuannoksen valkuaispitoisuuden ja P:n saannin välinen yhteys selittyy valkuaisrehujen korkealla P-pitoisuudella. Rypsirouhe sisältää P:a keskimäärin 15,0 g/kg KA, kun taas kaura ja ohra sisältävät 3,5 g P/kg KA (Tuori ym. 2000). Rypsirouhetta käytettiin valkuaisrehuna lähes kaikissa osatutkimuksissa. Myös soija sisältää runsaasti P:a, vaikka soijan P-pitoisuus (7,3 g/kg KA) onkin matalampi kuin rypsin P-pitoisuus.

Väkirehun syönnin lisääntyminen vähentää karkearehun syöntiä kokonaiskuiva-aineen syönnin lisääntyessä parantaen samalla maitotuotosta (Chamberlain ym. 1989, Rinne ym. 1999, Shingfield ym. 2002). Myös rypsirouheen määrän lisääntyminen väkirehussa lisää kuiva-aineen syöntiä ja maitotuotosta (Tuori 1992, Rinne ym. 1999, Shingfield ym. 2002). Koska väkirehu oli ruokinnan fosforipitoisuutta nostava tekijä, lisääntyi myös P:n saanti rehuannoksen väkirehu-karkearehusuhteen ja kuiva-aineen syönnin lisääntyessä ($P < 0,001$). Nämä yhteydet ovat myös syy, miksi maito- ja energiakorjatun maitotuotoksen, ohutsuolesta imeytyvän valkuaisen saannin ja ohutsuolessa imeytyvän valkuaisen tarpeen erotuksella (OIV-tase) sekä P:n saannin välillä oli positiivinen korrelaatio ($P < 0,001$).

Fosforin saannin lisääntyminen ei tässä tutkimuksessa suoraan vaikuttanut maitotuotokseen nostavasti positiivisesta korrelaatiosta ($P < 0,001$) huolimatta, sillä maitotuotos on pienentynyt vasta huomattavasti matalammilla P:n saaneilla (tässä aineistossa minimi-P-saanti 59,9 g/d ja rehuannoksen minimi P-pitoisuus 3,6 g/kg KA). Wun ym. (2000) tutkimuksessa ei tuotantokauden kokonaistuotoksessa ole havaittu eroa P:n saannin ollessa 3,1, 4,0 tai 4,9 g/kg

KA, vaikka 3,1 g/kg KA P:a saaneiden tuotos oli hieman muita ryhmiä matalampi tuotantokauden viimeisellä kolmanneksella. Myöskään Brintrupin ym. (1993) tutkimuksessa P:n saanti (3,3 ja 3,9 g P/kg KA) ei vaikuttanut maitotuotokseen. Call ym. (1987) puolestaan havaitsivat 2,4 g P/kg KA saaneiden eläinten energiakorjatun maitotuotoksen olleen 4,9 ja 3,9 kg/pv matalampi kuin eläimillä, joiden ruokinnan P-pitoisuus oli 3,2 g P/kg KA ja 4,2 g P/kg KA. Valkin ja Šebekin (1999) tutkimuksessa maitotuotos heikkeni toisella tuotantokaudella eläimillä, joiden P:n saanti oli 2,4 g P/kg KA, verrattuna eläimiin jotka saivat P:a 2,8 ja 3,3 g/kg KA.

Ruokinnan fosfori- ($P < 0,001$) ja valkuaispitoisuuden ($P < 0,05$), väkirehupitoisuuden ($P < 0,001$) ja kuiva-aineen syönnin lisääntyminen lisäsivät ($P < 0,01$) P:n eritystä sonnassa (Taulukko 2). Fosforin saannin ja sontaan erittyneen P:n määrän välinen yhteys on havaittu myös useissa aikaisemmissa tutkimuksissa. Brintrupin ym. (1993) tutkimuksessa sontaan erittyi 43 ja 55 g P/pv rehuannoksen P-pitoisuuden ollessa 3,3 ja 3,9 g/kg KA. Wun ym. (2001) tutkimuksessa puolestaan 77,5, 97,5 ja 115,6 g P/pv saaneet eläimet erittivät sontaan P:a 43, 66 ja 88 g/pv. Tämän tutkimuksen tulokset tukevat edellä mainittuja havaintoja, sillä P:a erittyi sontaan keskimäärin 61,5 g/pv keskimääräisen P:n saannin ollessa 93,6 g/pv.

Sonnan P-pitoisuuden ($P < 0,001$) lisääntyminen ja P:n näennäisen sulavuuden ($P < 0,05$) heikentyminen lisäsivät sontaan erittyneen P:n määrää ja OIV-tase oli positiivisesti korreloitu ($P < 0,01$) sontaan erittyneen P:n määrän kanssa. Positiivinen korrelaatio oli myös maito- ja energiakorjatun maitotuotoksen, maidossa erittyneen P:n määrän ($P < 0,01$) ja sontaan erittyneen P:n määrän kanssa. Imeytyneen P:n määrällä ja eläimen P- tai ME-taseella (muuntokelpoisen energian saanti päivässä - muuntokelpoisen energian tarve päivässä) ei ollut tilastollisesti merkitsevää ($P > 0,05$) vaikutusta sontaan erittyneen P:n määrään (Taulukko 2).

Tässä tutkimuksessa sontaan erittyneen P:n määrä lisääntyi keskimäärin 0,66 g, kun P:n saanti kasvoi 1 g:n, muodostaen lineaarisen yhteyden ($P < 0,001$) P:n saannin ja erityksen välille. Wun ym. (2000) tutkimuksessa sontaan erittyneen P:n määrä oli 0,64 g / 1 g lisääntynyt P:n saanti. Wu ym. (2000) laskivat sontaan erittyneen P:n määrän pienentyvän 23 % ruokinnan fosforipitoisuuden laskiessa 4,9 g:sta/kg KA 4,0 g:aan/kg KA, jos erittyneen sonnan määrän oletetaan olevan sama. Tässä tutkimuksessa keskimääräinen P-tase oli 8,2 g. Jos tämä ylimäärä vähennettäisiin päivittäisestä P:n saannista, voidaan tähän tutkimukseen perustuvien lukujen avulla arvioida P:n erittymisen sontaan laskevan 5,4 g/pv, mikä 50 eläimen karjassa tekisi 98 kg P:a vuodessa. Rehuannoksen P- ja valkuaispitoisuuden nousu lisäsivät ($P < 0,001$) myös sonnan P-pitoisuutta, mikä on havaittu myös aikaisemmissa tutkimuksissa. Wun ym. (2000) tutkimuksessa sonnan P-pitoisuus oli 5,08, 7,28 ja 8,98 g/kg dieetin P-pitoisuuden ollessa 3,1, 4,0 ja 4,9 g P/kg KA. Wu ym. (2001) puolestaan havaitsivat sonnan fosforipitoisuuden olevan 5,38, 8,29 ja 11,18 g/kg

KA ruokinnan P-pitoisuuden ollessa 3,1, 3,9 ja 4,7 g P/kg KA. Tässä tutkimuksessa sonnan keskimääräinen P-pitoisuus oli 10,21 g/kg KA keskimääräisen ruokinnan P-pitoisuuden ollessa 4,8 g P/kg KA, mikä vastaa yllä mainituissa tutkimuksissa olevia P-pitoisuuksia. Koska P:n saanti epäsuorasti (valkuaisrehuilla korkea P-pitoisuus) vaikutti maitotuotosta nostavasti, sonnan P-pitoisuus kasvoi maito- ($P < 0,05$) ja energiakorjatun maitotuotoksen ($P < 0,01$) kasvaessa. Sonnan P-pitoisuus oli positiivisesti korreloitunut maitoon erittyneen P:n määrän ($P < 0,05$) kanssa.

Taulukko 2. Eri tekijöiden vaikutus sontaan erittyneen fosforin (P) määrään.

Fosforin erityis sonnassa (g/pv)						
	Vakio	S.E. ¹⁾	Regressio- kerroin	S.E. ¹⁾	P-arvo ²⁾	RMSE ³⁾
Kuiva-aineen syönti (kg KA ⁴⁾ /pv)	10,1	14,28	2,63	0,745	**	7,126
Ruokinnan P-pitoisuus (g/kg KA ⁴⁾)	-10,4	8,04	15,2	1,83	***	8,780
Ruokinnan raakavalkuaispitoisuus (g/kg KA ⁴⁾)	23,4	12,87	0,250	0,0769	*	8,887
Ruokinnan väkirehupitoisuus	44,1	3,78	44,3	10,00	***	8,154
Maitotuotos (kg/pv)	24,0	12,06	1,40	0,456	**	7,476
Energiakorjattu maitotuotos (kg/pv)	14,3	14,42	1,63	0,492	**	7,701
P:n erityis maidossa (g/pv)	22,9	12,18	1,63	0,522	**	7,566
Sonnan P-pitoisuus (g/kg KA ⁴⁾)	7,28	6,462	5,27	0,531	***	8,856
P:n näennäinen sulavuus (g/kg KA ⁴⁾)	77,9	9,30	-0,050	0,0225	*	7,956
P:n imeytyminen (g/pv)	52,7	7,64	0,267	0,2087		9,121
P-tase (g/pv)	59,7	3,31	0,098	0,1970		8,826
ME-tase ⁵⁾ (MJ/pv)	62,0	3,49	-0,039	0,1722		8,990
OIV-tase ⁶⁾ (g/pv)	58,1	3,01	0,039	0,0118	**	8,467

¹⁾S.E. = standard error, keskiarvon keskivirhe

²⁾P-arvo: * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

³⁾RMSE = root mean square error, keskineliövirheen neliöjuuri

⁴⁾KA = kuiva-aine

⁵⁾ME-tase = Muuntokelpoisen energian saanti – muuntokelpoisen energian tarve

⁶⁾OIV-tase = Ohutsuolesta imeytyvän valkuaisen saanti – ohutsuolesta imeytyvän valkuaisen tarve

Morsen ym. (1992) mukaan P:a erittyä elimistöstä pääasiassa sonnan mukana, osa maidon mukana ja pieniä määriä virtsassa. Tässä tutkimuksessa keskimäärin 72 % erittyneen [(sonnan P/(saanti-tase)] P:n määrästä erittyi sonnassa ja 28 % maidon mukana, mikä on lähellä Morsen ym. (1992) havainnot. Morsen ym. (1992) mukaan kuiva-aineen syönnin ollessa 20 kg/pv ja P:n saannin 82 g/pv P:a erittyi 49,6 g sonnassa, 0,8 g virtsassa ja 21,9 g maidossa, jolloin P:n erityksestä 68,6 % erittyi sonnassa, 1,1 % virtsassa ja 30,3 % maidossa. Suuri osa saadusta P:sta erittyi sontaan jopa silloin, kun P:n saanti on lähellä suositusta. Sontaan erittyneen P:n määrä kasvaa P:n saannin kasvaessa.

Tässä tutkimuksessa keskimäärin 25,5 % saadun P:n määrästä erittyi maitoon. Fosforin hyväksikäyttö maidontuotantoon laski lineaarisesti ruokinnan P-pitoisuuden ($P < 0,001$), raakavalkuaispitoisuuden ($P < 0,05$) ja kuiva-aineen syönnin ($P < 0,05$) lisääntyessä (Taulukko 3). Fosforin saannin lisääntyminen on myös aikaisemmissa tutkimuksissa heikentänyt P:n hyväksikäyttöä maidontuotantoon. Brintrupin ym. (1993) tutkimuksessa keskimäärin 32,4 %

saadusta P:sta erittyi maidossa P:n saannin ollessa 68 g/pv ja 38,3 % päivittäisen P:n saannin ollessa 60 g/pv. Eri koeryhmien saadusta P-määrästä erittyi Morsen ym. (1992) tutkimuksessa 30,7, 29,1 ja 20,7 % maitoon P:n saannin ollessa 60, 82 ja 112 g/pv kolmen viikon jälkeen P:n saannissa tapahtuneesta muutoksesta (vähennetty 22, ennallaan 0 ja lisätty 20 g P/pv). Maitotuotos tai maidossa eritetyn P:n määrä ei tilastollisesti merkitsevästi ($P>0,05$) vaikuttanut P:n hyväksikäyttöön maidontuotantoon. Sonnan P-pitoisuuden, sonnassa eritetyn P:n määrän, imeytyneen P:n määrän, P-taseen ($P<0,001$) ja OIV-taseen kasvu ($P<0,05$) laskivat P:n hyväksikäyttöä maidontuotantoon. Eläimen ME-taseella ei ollut tilastollisesti merkitsevää ($P>0,05$) yhteyttä P hyväksikäyttöön maidontuotantoon (Taulukko 3).

Taulukko 3. Eri tekijöiden vaikutus fosforin (P) hyväksikäyttöön maidontuotannossa.

Fosforin hyväksikäyttö maidontuotantoon						
	Vakio	S.E.	Regressio-kerroin	S.E.	P-arvo	RMSE
Kuiva-aineen syönti (kg KA/pv)	444	66,4	-8,22	3,047	*	33,645
Ruokinnan P-pitoisuus (g/kg KA)	532	28,7	-54,8	5,08	***	24,438
Ruokinnan raakavalkuaispitoisuus (g/kg KA)	403	48,4	-0,800	0,2710	*	38,651
Ruokinnan väkirehupitoisuus	284	53,2	-29,6	133,42		39,535
Maitotuotos (kg/pv)	208	47,9	2,49	1,819		28,326
Energiakorjattu maitotuotos (kg/pv)	268	52,2	0,361	1,8127		29,039
P:n erityys maidossa (g/pv)	343	53,6	-2,51	1,991		29,111
Sonnan P-pitoisuus (g/kg KA)	406	30,3	-12,5	2,45	***	37,081
P:n erityys sonnassa (g/pv)	403	27,5	-2,08	0,359	***	40,049
P:n näennäinen sulavuus (g/kg KA)	299	22,7	-0,068	0,0580		39,643
P:n imeytyminen (g/pv)	333	16,7	-1,79	0,243	***	39,403
P-tase (g/pv)	293	10,4	-2,36	0,327	***	33,715
ME-tase (MJ/pv)	287	14,9	-0,341	0,5027		38,748
OIV-tase (g/pv)	294	18,4	-0,167	0,0600	*	39,054

Selitykset kuten taulukossa 2.

Tässä tutkimuksessa P:a erittyi sонтаan keskimäärin 2,3 g/tuotettu maitokilo (Taulukko 1), mikä on linjassa Brintrupin ym. (1993) tulosten kanssa. Brintrupin ym. (1993) mukaan P:a erittyi sonnassa tuotettua maitokiloa kohti 1,9 g ja 1,5 g rehuannoksen fosforipitoisuuden ollessa 3,9 ja 3,3 g P/kg KA. Tässä tutkimuksessa saatu hieman korkeampi arvo on seurausta korkeammasta P:n saannista kuin Brintrupin ym. (1993) tutkimuksessa. Sонтаan eritetyn P:n määrä tuotettua energiakorjattua maitokiloa kohti nousi ruokinnan fosforipitoisuuden ($P<0,001$) lisääntyessä. Kuiva-aineen syönnillä, rehun raakavalkuaispitoisuudella ja rehuannoksen väkirehun osuudella ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää ($P>0,05$) yhteyttä energiakorjattua maitokiloa kohti sонтаan erittyneen P:n määrän kanssa. Myöskään tuotostaso tai maidossa erittyneen P:n määrä ($P>0,05$) ei vaikuttanut sонтаan eritetyn P:n määrään / tuotettu EKM kg. Sonnan P-pitoisuuden ($P<0,01$) ja sонтаan erittyneen P:n määrän ($P<0,001$) lisääntyminen nostivat sонтаan eritetyn P:n määrää / tuotettu EKM kg. Imeytyneen P:n määrällä eikä eläimen P-, ME- ja OIV-taseella puolestaan ollut tilastollisesti merkitsevää yhteyttä sонтаan eritetyn P:n mää-

rään tuotettua EKM (energiankorjattua maitokiloa) kohti (Taulukko 4). Aineiston sisällä oli runsaasti vaihtelua sontaan erittyneen P:n määrässä tuotettua maitokiloa kohti (Taulukko 1; minimi 1,6 ja maksimi 3,5), mikä on todiste siitä, että P:n saantia vähentämällä on mahdollista vaikuttaa sontaan erittyvän P:n määrään.

Tässä tutkimuksessa P:n keskimääräinen näennäinen sulavuus oli 35 %. Wun ym. (2000) mukaan alle 40 % oleva näennäinen sulavuus kuvastaa P:n saannin olevan yli tarpeen. Vaikka P:n sulavuuden paraneminen vähensi ($P < 0,05$) P:n eritystä sontaan (Taulukko 2) ja vähensi ($P < 0,001$) energiakorjattua maitokiloa kohti eritetyn P:n määrää sonnassa (Taulukko 4), sulavuuden vaikutus eritysureittiin on pieni. Jos fosforin sulavuus paransi 1 %:n, sonnassa eritetyn P:n määrä laskisi 0,5 g/pv. Väkirehun osuuden lisääntyessä 40:stä 60:een P:n saanti kasvoi 19 % ja myös sontaan erittynyt P:n määrä kasvoi 19 %.

Taulukko 4. Eri muuttujien vaikutus fosforin (P) eritykseen sonnassa energiakorjattua maitotuotosta (EKM) kohti.

	P:n eritysonnassa (g/pv)/ Energiakorjattu maitotuotos (kg/pv)					
	Vakio	S.E.	Regressio- kerroin	S.E.	P-arvo	RMSE
Kuiva-aineen syönti (kg KA/pv)	2,87	0,611	-0,035	0,0309		0,287
Ruokinnan P-pitoisuus (g/kg KA)	0,470	0,2236	0,358	0,0501	***	0,253
Ruokinnan raakavalkuaispitoisuus (g/kg KA)	1,15	0,559	0,006	0,0036		0,310
Ruokinnan väkirehupitoisuus	1,77	0,288	1,00	0,584		0,316
Maitotuotos (kg/pv)	2,82	0,436	-0,025	0,0162		0,271
Energiakorjattu maitotuotos (kg/pv)	2,78	0,478	-0,022	0,0163		0,256
P:n eritysonnassa (g/pv)	2,74	0,439	-0,024	0,0181		0,270
Sonnassa P-pitoisuus (g/kg KA)	0,855	0,3038	0,132	0,0030	**	0,286
P:n eritysonnassa (g/pv)	0,742	0,1874	0,023	0,0024	***	0,298
P:n näennäinen sulavuus (g/kg KA)	3,12	0,205	-0,003	0,0005	***	0,284
P:n imeytyminen (g/pv)	2,31	0,193	-0,004	0,0053		0,299
P-tase (g/pv)	2,19	0,092	-0,003	0,0054		0,317
ME-tase (MJ/pv)	2,18	0,099	-0,005	0,0045		0,298
OIV-tase (g/pv)	2,09	0,104	0,001	0,0003		0,308

Selitykset kuten taulukossa 2.

Käytännön sovellutuksia

Esimerkkejä fosforin hyväksikäytön parantamiseksi on simuloitu taulukoissa 5–7. Simulaatioaineistona on käytetty samaa aineistoa kuin tämän raportin "Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa tyypin hyväksikäyttöä maidontuotannossa"- osassa, koska tämä aineisto on suuri ja täten antaa enemmän tietoa eri ruokintatekijöiden tuotantovaikutuksista. Koetekijöistä väkirehun valkuaispitoisuuden (55 koetta) ja väkirehun osuuden rehuannoksesta (42 koetta) vaikutuksia on tarkasteltu tarkemmin. Väkirehun fosforipitoisuudet saatiin korvaamalla ohran (45 %), kauran (45 %) ja melassileikkeen (10 %) seosta (raakavalkuaispitoisuus 128,9 g/kg KA, fosforipitoisuus 3,25 g/kg KA) rypsi-

rouheella (raakavalkuaispitoisuus 379, fosforipitoisuus 15 g/kg KA), ilman kivennäisliisää. Simulaatiossa väkirehun valkuaispitoisuudet olivat 135–215 g/kg KA 10 g/kg KA:n välein (Taulukko 5). Väkirehun osuudessa valkuaispitoisuutena käytettiin 181 g/kg KA, jolloin fosforipitoisuus oli 5,7 g/kg KA. Lisäksi käytettiin fosforipitoisuuksia 6,7, 7,7 ja 8,7 g/kg KA, jotka oletettiin saadun kivennäisfosforia lisäämällä. Maidon fosforipitoisuutena käytettiin 0,949 g/kg maitoa ja karkearehun fosforipitoisuutena 2,9 g/kg KA.

Taulukossa 5 on esitetty väkirehun valkuaispitoisuuden vaikutus maitoon erittyvän fosforin osuuteen fosforin kokonaissaannista. Valkuaispitoisuuksilla 135–165 g/kg KA fosforin saanti on alhaisempi kuin lypsykarjan ruokintanormien mukainen fosforin saanti, jolloin rehuista saatavaa fosforia olisi täydennettävä kivennäisfosforilla. Kun väkirehun valkuaispitoisuus on 175 tai yli, kivennäisfosforin lisäämiseen ei ole tarvetta.

Taulukko 5. Väkirehun valkuaispitoisuuden vaikutus fosforin (P) hyväksikäyttöön maidontuotannossa.

Väkirehun valkuaispitoisuus g/kg KA ¹⁾	Väki-rehun P-pitoisuus g/kg KA ¹⁾	Maitoa, kg	Maidon fosfori, g	Väki-rehua, kg KA ¹⁾	Karkea-rehua, kg KA ¹⁾	Kuiva-ainetta, kg/pv	Fosfori-tarve, g/pv	Fosforin saanti, g/pv	Fosforin hyväksikäyttö, %
135	3,54	26,5	25,1	7,84	11,37	19,21	73,04	60,71	41,4
145	4,01	26,8	25,4	7,85	11,49	19,34	73,55	64,80	39,2
155	4,48	27,1	25,7	7,86	11,60	19,46	74,03	68,87	37,3
165	4,95	27,3	25,9	7,88	11,70	19,58	74,48	72,93	35,6
175	5,42	27,6	26,2	7,89	11,80	19,69	74,89	76,98	34,0
185	5,89	27,8	26,4	7,90	11,89	19,79	75,27	81,02	32,6
195	6,36	28,0	26,6	7,92	11,97	19,88	75,61	85,05	31,2
205	6,59	28,2	26,7	7,93	12,04	19,97	75,92	87,16	30,7
215	7,30	28,3	26,9	7,94	12,10	20,04	76,19	93,07	28,9

¹⁾KA = kuiva-aine

Maitoon erittyvän fosforin osuus alenee 0,12 %-yksikköä, kun väkirehun raakavalkuaispitoisuus nousee 1 gramman kuiva-ainekilossa. Tilanne säilyy kuitenkin siedettävänä, koska valkuaisrehun tuotosvaste on hyvä ja väkirehun osuus on noin 40 % kuiva-aineesta ja 34 %:n fosforin hyväksikäyttö on mahdollista saavuttaa.

Taulukoissa 6 ja 7 on tarkasteltu väkirehun osuuden vaikutusta maitoon erittyvän fosforin määrään eri väkirehun fosforipitoisuuksilla, edellyttäen samaa tuotosvastetta. Jos väkirehussa on fosforia 5,7 g/kg KA, tulee fosforin tarvenormi täyteen, kun väkirehun osuus on 35 %, ja 6,7:n pitoisuudella 30 % väkirehua on riittävästi. Fosforin saanti on selvästi riittävä 7,7:n ja 8,7:n P-pitoisuuksilla jo 25 %:n väkirehuosuudella. Maitoon menevän fosforin osuus fosforin saannista laskee nostettaessa väkirehun osuutta 1 %-yksiköllä kuiva-aineessa P-pitoisuuksilla 5,7 g P/kg KA 0,237; 6,7 g P/kg KA 0,265; 7,7 g P/kg KA 0,278 ja 8,7 g P/kg KA 0,286 %-yksikköä.

Taulukko 6. Rehuannoksen väkirehuosuuden (Vr, % kuiva-aineen saannista) vaikutus fosforin (P) hyväksikäyttöön maidontuotannossa. Karkearehun P-pitoisuus 2,9 g/kg KA ja väkirehun P-pitoisuus 5,7 tai 6,7 g/kg KA.

Vr, %, KA ¹⁾	Maitoa, kg	Maidon fosfori, g	Väki-, rehua, kg KA ¹⁾	Karkea-, rehua, kg KA ¹⁾	Kuiva-ainetta, kg	P-tarve, g/pv	P-saanti, g/pv, 5,7P	P-hyv. ²⁾ %, 5,7P	P-saanti, g/pv, 6,7P	P-hyv. ²⁾ %, 6,7P
25	24,9	23,6	4,41	13,32	17,74	70,3	63,8	37,0	68,2	34,6
30	25,6	24,3	5,50	12,83	18,33	71,6	68,6	35,5	74,1	32,9
35	26,4	25,0	6,63	12,27	18,89	72,8	73,3	34,1	80,0	31,3
40	27,1	25,7	7,79	11,63	19,42	74,0	78,1	32,9	85,9	29,9
45	27,7	26,3	9,00	10,92	19,92	75,1	83,0	31,7	92,0	28,6
50	28,3	26,9	10,24	10,14	20,38	76,2	87,8	30,6	98,0	27,4
55	28,9	27,4	11,53	9,28	20,81	77,1	92,6	29,6	104,2	26,3
60	29,4	27,9	12,85	8,35	21,20	78,0	97,5	28,7	110,3	25,3

¹⁾KA = kuiva-aine

²⁾P-hyv. = fosforin hyväksikäyttö maidontuotannossa

Johtopäätöksenä simuloinneista on se, että fosforin tarve pystytään tyydyttämään rehuista tulevalla fosforilla jo 40 % väkirehutasolla, kun väkirehun fosforipitoisuus on vähintään 5,4 grammaa kuiva-ainekilossa. Tässä väkirehussa on valkuaista 175 g/kg KA, ja se on saatu aikaan esimerkiksi sekoittamalla 18,2 % rypsirouhetta ja 81,2 % edellä mainittua ohra-kauramelassileikeseosta. Ongelmaksi tulee se, että vaikka fosforin saanti on riittävä, jää muiden kivennäisten saanti vajaaksi. Nykyisillä kivennäisillä täydennettäessä tulee mukana myös enemmän tai vähemmän fosforia, koska täysin fosforittomia, monipuolisia kivennäisiä ei ole vielä saatavilla. Kiinnittämällä huomiota väkirehukomponenttien fosforipitoisuuksiin (yleensä 1–15 g fosforia kuiva-ainekilossa) fosforin pitoisuutta lannassa pystytään alentamaan edellä mainituilla kohtuullisilla väkirehu- ja valkuaistasoilla sekä rajoittamalla kivennäisfosforin saantia.

Taulukko 7. Rehuannoksen väkirehuosuuden (Vr, % kuiva-aineesta) vaikutus fosforin (P) hyväksikäyttöön maidontuotannossa. Karkearehun P-pitoisuus on 2,9 g/kg KA ja väkirehun P-pitoisuus 7,7 tai 8,7 g/kg KA.

Vr, %, KA ¹⁾	Maitoa, kg	Maidon fosfori, g	Väki-, rehua, kg KA ¹⁾	Karkea-, rehua, kg KA ¹⁾	Kuiva-ainetta, kg	P:n tarve, g/pv	P-saanti, g/pv, 7,7P	P-hyv. ²⁾ %, 7,7P	P-saanti, g/pv, 8,7P	P-hyv. ²⁾ %, 8,7P
25	24,9	23,6	4,41	13,32	17,74	70,3	72,6	32,5	77,0	30,7
30	25,6	24,3	5,50	12,83	18,33	71,6	79,6	30,6	85,1	28,6
35	26,4	25,0	6,63	12,27	18,89	72,8	86,6	28,9	93,2	26,9
40	27,1	25,7	7,79	11,63	19,42	74,0	93,7	27,4	101,5	25,3
45	27,7	26,3	9,00	10,92	19,92	75,1	101,0	26,1	110,0	23,9
50	28,3	26,9	10,24	10,14	20,38	76,2	108,3	24,8	118,5	22,7
55	28,9	27,4	11,53	9,28	20,81	77,1	115,7	23,7	127,2	21,6
60	29,4	27,9	12,85	8,35	21,20	78,0	123,2	22,7	136,0	20,5

¹⁾KA = kuiva-aine

²⁾P-hyv. = fosforin hyväksikäyttö maidontuotannossa

Yhteenveto

Ruokintamenetelmiä muuttamalla on vaikea vähentää sontaan erittyvän P:n määrää ilman maitotuotoksen laskua, sillä väkirehuruokinta ja erityisesti taloudellisesti perusteltavissa oleva valkuaisruokinta lisäävät P:n saantia ja P:n eritystä sontaan. Koska väkirehu sisältää yleensä runsaasti P:a, ei rehuannokseen tarvitsisi aina lisätä runsaasti P:a kivennäisrehujen muodossa. Myös kotoisten rehujen, etenkin säilörehun, fosforipitoisuus olisi hyvä olla tiedossa.

Kirjallisuus

Brintrup, R., Mooren, T., Meyer, U., Spiekers, H. & Pfeffer, E. 1993. Effects of two levels of phosphorus intake on performance and faecal phosphorus excretion of dairy cows. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 69: 29–36.

Call, J.W., Butcher, J.E., Shupe, J.L., Lamb, R.C., Boman, R.L. & Olson, A.E. 1987. Clinical effects of low dietary phosphorus concentrations in feed given to lactating dairy cows. *American Journal of Veterinary Research* 48: 133–136.

Chamberlain, D.G., Martin, P.A. & Robertson, S. 1989. Optimizing compound feed use in dairy cows with high intakes of silage. Teoksessa: Haresign, W. & Cole, D.J.A. (toim.). *Recent advances in animal nutrition*. Lontoo: Butterworths. s. 175–193.

Hooda, P.S., Truesdale, V.W., Edwards, A.C., Withers, P.J.A., Aitken, M.N., Miller, A. & Rendell, A.R. 2001. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Advances in Environmental Research* 5: 13–21.

Littel, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W. & Wolfinger, R.D. 1996. SAS® system for mixed models. SAS Institute Inc., Cary, NC. 633 s.

Luh Huang, C.-Y. & Schulte, E.E. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectrometry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 16: 948–958.

Morse, D., Head, H.H., Wilcox, C.J., Van Horn, H.H., Hissem, C.D. & Harris, B. Jr. 1992. Effects of concentration of dietary phosphorus on amount and route of excretion. *Journal of Dairy Science* 75: 3039–3049.

Rinne, M., Jaakkola, S., Kaustell, K., Heikkilä, T. & Huhtanen, P. 1999. Silages harvested at different stages of grass growth v. concentrate foods as energy and protein sources in milk production. *Animal Science* 69: 251–263.

- Shingfield, K.J., Jaakkola, S. & Huhtanen, P. 2002. Effects of forage conservation method on feed intake, feeding behaviour and milk production. *Animal Science* 74: 383–397.
- Tuori, M. 1992. Rapeseed meal as a supplementary protein for dairy cows on grass silage based diet, with the emphasis on the nordic AAT-PBV feed protein evaluation system. *Agricultural Science in Finland* 4: 367–439.
- Tuori, M., Kaustell, K., Valaja, J., Aimonen, E., Saarisalo, E. & Huhtanen, P. 2000. *Rehutaulukot ja ruokintasuositukset*. Helsinki: Yliopistopaino. 88 s.
- Turtola, E. & Kempainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 569–581.
- Valk, H. & Šebek, L.B.J. 1999. Influence of long-term feeding of limited amounts of phosphorus on dry matter intake, milk production, and body weight of dairy cows. *Journal of Dairy Science* 2: 2157–2163.
- Valpasvuo-Jaatinen, P., Rekolainen, S. & Latostenmaa, H. 1997. Finnish agriculture and its sustainability: environmental impacts. *Ambio* 26: 448–455.
- Van Keulen, J. & Young, B.A. 1977. Evaluation of acid-insoluble ash as a marker in ruminant digestibility studies. *Journal of Animal Science* 44: 282–287.
- Withers, P.J.A., Peel, S., Mansbridge, R.M., Chalmers, A.C. & Lane, S.J. 1999. Transfers of phosphorus within three dairy farming systems receiving varying inputs in feeds and fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 63–75.
- Wu, Z., Satter, L.D., Blohowiak, A.J., Stauffacher, R.H. & Wilson, J.H. 2001. Milk production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two to three years. *Journal of Dairy Science* 84: 1738–1748.
- Wu, Z., Satter L.D. & Sojo, R. 2000. Milk production, reproductive performance, and faecal excretion of phosphorus by dairy cows fed three amounts of phosphorus. *Journal of Dairy Science* 83: 1028–1041.

Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa

Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili ja Pekka Huhtanen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, jouni.nousiainen@mtt.fi, hannele.khalili@mtt.fi, pekka.huhtanen@mtt.fi

Tiivistelmä

Tässä osassa selvitettiin typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa. 55 kokeen ja 334 ruokinnan aineistossa se oli keskimäärin 28,1 %. Ruokintojen keskimääräinen raakavalkuaispitoisuus oli 16 %, keskimääräinen kuiva-aineen syönti 19,5 kg ja väkirehun osuus keskimäärin 41,5 % kuiva-aineesta.

Maito- ja valkuaisuutoksen vaikutus typen hyväksikäyttöön maidontuotannossa oli vähäinen. Sen sijaan siihen vaikutti selvästi ruokinnan raakavalkuaispitoisuus. Rehuannoksen raakavalkuaispitoisuus ja pötsin valkuaisaste olivat parempia typen hyväksikäytön vaihtelun selittäjiä kuin sulava raakavalkuaisen ja ohutsuolesta imeytyvän valkuaisen pitoisuus. Typen eritykseen maidossa vaikuttivat eniten kokonaiskuiva-aineen ja typen saannit.

Sonnassa ja maidossa olevan typen määrän suhde on likimain vakio. Tämän vuoksi ruokinnallisilla toimenpiteillä ei ole helppoa vaikuttaa sonnassa erittyvän typen määrään. Sen sijaan virtsassa erittyvän typen määrää voidaan rajoittaa hyvin, koska rehuannoksen typpipitoisuus ja sitä kautta lisääntynyt typen saanti vaikuttavat siihen voimakkaasti.

Typen saantia voidaan käytännössä vähentää välttämällä liiallista typpilannoitusta ja liian aikaista rehun tekoa sekä korvaamalla osa nurmisäilörehusta vähemmän typpeä sisältävällä kokoviljasäilörehulla. Lisäksi typen saantiin vaikuttavat väkirehun ja sen valkuaispitoisuuden lisäykset pitäisi suhteuttaa maidontuotannon lisäykseen eli huomioida vähenevä maidon ja maitovalkuaisen tuotoslisäys korkeilla väkirehumäärillä ja valkuaispitoisuuksilla.

Avainsanat: lypsykarja, ruokinta, typpi, kuormitus, maitotuotos, ruokintakeet, ympäristöhoito, ruokintanormit

Methods of improving N utilisation through feeding strategies on dairy farms

Jouni Nousiainen, Kimmo Kytölä, Hannele Khalili and Pekka Huhtanen

MTT Agrifood Research Finland, Animal Production Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland, jouni.nousiainen@mtt.fi, hannele.khalili@mtt.fi, pekka.huhtanen@mtt.fi

Abstract

Results from 55 milk production trials with 334 different diets were used to study the effects of animal and dietary factors on the efficiency of N utilisation in milk production and on N excretion in urine and faeces. All milk production and diet carbohydrate variables proved to be weak indicators of nitrogen utilisation, but both the concentrations and intakes of crude protein (CP) and the protein balance in the rumen (PBV) were the best single factors explaining N efficiency. Nitrogen utilisation efficiency did not markedly change at either higher or lower levels of concentrate. Increasing the protein content of concentrate decreased nitrogen utilisation - in spite of the high milk production response.

Bivariate regression including dry matter (DM) and N intakes predicted the milk, faecal and urine output accurately within an experiment. Regression equations showed that a major proportion (0.83) of increases in N intake from increases in dietary CP content were excreted in urine, whereas at constant N intake, higher DM intake decreased urinary N losses. Because milk and faecal N outputs were highly correlated, the highest potentials decreasing N losses are linked with urine N excretion.

The conclusion is that N losses can be reduced by lowering forage nitrogen content without decreasing its energy content. This can be attained by avoiding unnecessarily high N fertilisation and excessively early harvesting. To optimise protein utilisation, feeding with excessive supplementary protein should be avoided. Complementing both quantitatively and qualitatively the supply of amino acids from the basal diet will improve N utilisation in milk production without markedly compromising milk production.

Key words: phosphorus, cows, milk production, dairy farming, environmental management, feeding, feeding trials, feeding standards

Johdanto

Kotieläintuotannon vaikutusta ympäristön kuormitukseen on dokumentoitava entistä paremmin, jotta tilatasolla tyypipäästöihin voitaisiin vaikuttaa käytännön mahdollisuuksien rajoissa. Typen hyväksikäyttöä voidaan tarkastella koko tuotannon alan, tilasysteemin tai eläimen tasolla. Tilatason tarkastelu kokonaisuutena on ympäristötoimenpiteiden kohdistamisessa ratkaisevaa. Kirjallisuuden mukaan maidontuotannon ravinneylijäämään vaikuttivat eniten lannoitteiden käyttö, ravinteiden hyväksikäyttö rehuntuotannossa ja ostorehujen käyttö. Typen ja fosforin hyväksikäyttö eläintuotannossa oli näiden jälkeen neljäntenä (Van Bruchem ym. 1999).

Maidontuotannon osuus sontaan ja virtsaan menevästä tuestä kotieläintuotannossa oli vuosina 1995–1999 noin 40 % (Nousiainen, julkaisematon). Huolimatta eläinten parantuneesta geneettisestä potentiaalista ja tarkentuneesta ruokinnan suunnittelusta typen hyväksikäyttöaste maidontuotannossa on pysynyt melko alhaisena. Hyväksikäyttöön vaikuttavat esimerkiksi väkirehujen ja valkuaisrehujen lisääntynyt käyttömäärä ruokinnassa ja ruokinnan valkuaispitoisuus. Lypsylehmällä rehun typpi käytetään mm. eläimen ylläpitoon, pötsissä mikrobivalkuaisen lähteeksi ja maidontuotantoon. Pötsissä tapahtuu huomattavia typpitappiota johtuen ammoniakkin ylimäärästä suhteessa mikrobien valkuaisyynteesiin tarvitsemaan määrään. Pötsin jälkeen tapahtuu aineenvaihduntatappioita johtuen epätasapainoisesta aminohappojen saannista, ja siksi osa tuestä eritetään sontaan ja virtsaan. Virtsan typpi on sonnan tuestä suurempi ympäristön kuormittaja. Sen tähden typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa ja typen erityistä virtsassa on tarkasteltava samanaikaisesti. Selvitettäviä asioita ovat tuotosparametrien, ruokinnan koostumuksen ja ravintoaineiden saannin yhteydet typen hyväksikäyttöön. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli määrittää eri ruokintatekijöiden vaikutus typen hyväksikäyttöön maidontuotannossa ja ruokinnallisten tekijöiden mahdollisuudet typen ympäristökuormituksen alentamiseen.

Aineisto ja menetelmät

Typen hyväksikäytön tutkimiseen yhdistettiin tuotantokoeaineisto, joka käsitti 334 keskiarvohavaintoa. Ne perustuivat keskimäärin 9,3 havaintoon 55:stä lypsylehmällä tehdystä tutkimuksesta. Change-over -koejärjestelyä käytettiin 41 tutkimuksessa ja jatkuvaa koejärjestelyä 14 tutkimuksessa. Ruokintojen sulavuudesta oli 284 havaintoa. Aineisto oli normaalisti jakautunut, sillä keskiarvot ja mediaanit olivat samansuuruisia. Lehmät olivat lypsäneet keskimäärin 106 päivää. Kaikissa tutkimuksissa säilörehua syötettiin vapaasti. Tutkimukset oli tehty pääasiassa Suomessa. Aineiston kuvaus on esitetty taulukossa 1. Aineisto oli kattava, sillä erot suurimman ja pienimmän havainnon välillä syönnissä, ravinteiden saannissa, ruokintojen koostumuks-

Taulukko 1. Typen hyväksikäyttö -tutkimisessa käytetyn ruokintakoeaineiston kuvaus.

	Hav ¹⁾	Keskiarvo	Hajonta	Minimi	Maksimi	Mediaani
Kuiva-aineen syönti (kg/pv)						
Karkearehu	334	11,3	1,65	4,6	16,1	11,5
Väkirehu	334	8,1	2,02	1,8	18,4	8,4
Väkirehua (g/kg kuiva-ainetta)	334	415	78,1	104	800	416
Kaikki	334	19,5	2,13	12,9	23,6	19,9
Ravintoaineiden saanti						
Raakavalkuainen (g/pv)	334	3116	515,8	1697	5067	3110
OIV ²⁾ (g/pv)	334	1808	262,5	1006	2804	1806
PVT ³⁾ (g/pv)	334	123	273,6	-586	1083	119
ME, taulukko (MJ/pv) ⁵⁾	334	221	27,5	131	298	225
ME, sulavuus (MJ/pv) ⁶⁾	284	212	23,4	128	279	212
Rehuannoksessa (g/kg KA⁷⁾)						
Raakavalkuainen	334	160	18,2	111	223	159
NDF ⁸⁾	323	425	47,7	266	551	421
Tärkkelys	334	147	49,1	8	263	147
OIV ²⁾	334	93	6,2	78	121	92
PVT ³⁾	334	6,5	14,12	-28	52,6	6,4
Sulavuus						
Orgaaninen aine	276	721	34,3	621	810	718
Raakavalkuainen	284	688	42,1	542	782	694
NDF ⁸⁾	270	616	64,6	408	755	618
Ravinteiden hyväksikäyttö						
Maidon N/N saanti	334	0,282	0,0292	0,203	0,391	0,281
ME ⁴⁾ -hyväksikäyttö (taulukko)	334	0,563	0,0407	0,45	0,744	0,565
ME ⁴⁾ -hyväksikäyttö (sulavuus)	284	0,606	0,0473	0,45	0,742	0,609
Tuotantotietoja						
Aikaa poikimisesta, päiviä	334	106	29,6	42	226	103
Maito (kg/pv)	334	27,6	4,1	13	39,2	27,3
Energiakorjattu maito (kg/pv)	334	28,6	4,18	15,6	39,5	29,2
Maidon koostumus (g/kg)						
Valkuainen	334	32,5	1,51	28,8	37,8	32,4
Rasva	334	43,9	4,05	33,6	55	43,7
Tuotos (g/pv)						
Valkuainen	334	889	133,3	463	1319	891
Rasva	334	1199	166,8	700	1652	1216

¹⁾Hav = havaintojen määrä

²⁾OIV = ohutsuoilesta imeytyvä valkuainen

³⁾PVT = pötsin valkuaiastase

⁴⁾ME = muuntokelpoinen energia

⁵⁾ME, taulukko = ME-saanti laskettu rehutaulukoiden (Tuori ym. 2000) mukaan

⁶⁾ME, sulavuus = ME-saanti laskettu=16 x sulava orgaaninen aine (kg)

⁷⁾KA = kuiva-aine, kg

⁸⁾NDF = neutraalidetergenttikuitu

sisä ja sulavuuksissa olivat suuria. Myös maidontuotannossa oli suurta eroa havaintojen välillä. Käytetyssä aineistossa typen hyväksikäyttö maidontuotannossa oli keskimäärin 28,1 % (20,3–39,1 %). Ruokintojen keskimääräinen raakavalkuaispitoisuus oli 16 %, kuiva-aineen syönti 19,5 kg ja väkirehunosuus 41,5 % kuiva-aineesta.

Ohutsuoletta imeytyvä valkuainen (OIV) ja pötsin valkuaisosa (PVT) laskettiin Tuori ym. (2000) mukaan. Typen näennäinen hyväksikäyttö laskettiin maidon typpimäärän ja lehmän syömän typpimäärän osamääränä (maidon N/N-saanti). Aineiston 42 kokeesta ja 284 ruokinnasta, joissa raakavalkuaisen sulavuus oli määritetty, laskettiin typen erityksen jakautuminen maidon, sonnan ja virtsan typpien. Oletuksena oli, että typen pidättymistä ei tapahdu. Virtsassapahtuva N:n erityksen laskettiin seuraavasti: N:n saanti – maidon N-tuotos – sonnan N:n erityksen.

Koska osa typen hyväksikäytössä olevasta vaihtelusta selittyy eroista mm. lypsykauden vaiheesta, eläinten geneettisestä potentiaalista ja ruokintajärjestelmistä, on tämä vaihtelu poistettava ottamalla koetekijä mukaan tilastolliseen malliin tutkittaessa ruokinnallisten tekijöiden vaikutusta. Mallin parametrit on analysoitu SAS-ohjelmiston MIXED-proseduurin regressioanalyysin avulla (Littel ym. 1996) käyttämällä mallia $Y = \text{koe} + A + BX_1 + CX_2 + \dots$ virhetermi. St-Pierre (2001) käsitteli mixed mallin metodologiaa artikkelissaan.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Typen hyväksikäyttöön vaikuttavia tekijöitä

Tässä esitetään tuloksia typen hyväksikäyttöön vaikuttaneista tekijöistä ja tarkastellaan tuloksia tutkimusaineiston perusteella. Tehokas typen hyväksikäyttö ruokinnassa ei vielä tarkoita pientä ympäristökuormitusta tuotettua maitokiloa kohti, sillä ravinteiden hyväksikäytön tehokkuus kasvituotannossa ja sen vaikutukset ympäristökuormitukseen on myös otettava huomioon. Maidontuotannon ympäristökuormitusta tulisikin tarkastella koko tilasysteemin puitteissa.

Tuotantoparametrit

Usein yleinen käsitys on, että typen hyväksikäyttöä voidaan parantaa lisäämällä maidontuotantoon käytettävän energian osuutta kokonaisenergiakulutuksesta eli laimentamalla ylläpitotarvetta (Tamminga 1992). Kun maitotuotos ylittää 7 500 kg/v ja tuotokausia on vähintään kolme, typen hyväksikäytössä on odotettavissa vain hyvin pientä parantumista (Tamminga 1996). Myös Van Bruchem ym. (1999) kyseenalaistivat tuotoksen noususta saatavan

hyödyn, sillä lehmien jalostuksellinen maidontuotantokyvyn paraneminen tuskin vähentää typpiylijäämää, jos korkeatuottoisen lehmän ruokinnassa pitää olla korkea typpipitoisuus. Tässä tutkimuksessa kaikki tuotantoparametrit osoittautuivat koko aineistossa heikoiksi typen hyväksikäytön selittäjiksi (2 % vaihtelusta kokeen sisällä) riippumatta siitä oliko mallissa mukana koetekijää vai ei (Taulukko 2, esimerkkinä maito- ja valkuaistuotokset, koetekijä mukana). Huomioitavaa on se, että kun koetta ei ole mukana mallissa, lisääntyneen tuotoksen vaikutus typen hyväksikäyttöön oli positiivinen, mutta kokeen vaikutuksen ollessa mukana vaikutus oli negatiivinen (Kuva 1). Selityksenä on se, että aineiston eri kokeissa eläinainees ei ole vertailukelpoista johtuen jalostuksellisen tason noususta kokeiden aikana (1979–2000), poikimisesta kuluneesta ajasta, eri poikimakerroista ja erilaisista ruokintastrategioista. Kokeen mukanaolo mallissa ottaa huomioon tämän häiritsevän tekijän, ja siksi sitä on käytetty tilastollisia analyysejä tehdessä. Negatiivista vaikutusta aiheuttaa mm. se, että ruokinnalliset tekijät, jotka lisäävät maidontuotantoa, näyttävät alentavan typen näennäistä hyväksikäyttöä. Tämä johtuu osittain negatiivisista yhdysvaikutuksista sulavuudessa, mitkä johtuvat väkirehuosuuden noususta ja suhteellisen pienistä tuotoksen lisäyksistä (Huhtanen 1998).

Taulukko 2. Tärkeimpiä typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa (g maidon typpeä/kg rehutyppeä) selittäviä tekijöitä.

Tekijä	Hav ¹⁾	Vakio	Regressio ²⁾	Hajonta	Merkitsevyys	R ² Malli	R ² Ko- keen sis. vaihtelu
Maito (kg/pv)	334	302	-0,856	0,6265	0,1730	0,647	0,021
Valkuaistuotos	334	303	-0,0271	0,01705	0,1134	0,648	0,024
Saanti (g/pv)							
NDF ³⁾	323	287	-0,00103	0,001987	0,6038	0,643	-0,006
Raakavalkuainen	334	427	-0,0478	0,00211	<,0001	0,874	0,651
PVT ⁴⁾	334	294	-0,0978	0,00253	<,0001	0,941	0,836
SRV ⁵⁾	284	409	-0,0601	0,00257	<,0001	0,874	0,694
OIV ⁶⁾	334	374	-0,0534	0,00722	<,0001	0,711	0,200
g/kg KA⁷⁾							
Raakavalkuainen	334	507	-1,42	0,039	<,0001	0,936	0,823
SRV ⁵⁾	284	450	-1,54	0,050	<,0001	0,915	0,793
OIV ⁶⁾	334	544	-2,87	0,273	<,0001	0,752	0,314
PVT ⁴⁾	334	294	-1,89	0,049	<,0001	0,940	0,834

¹⁾Hav = havaintojen lukumäärä

²⁾Regressio = regressiokertoimen suuruus

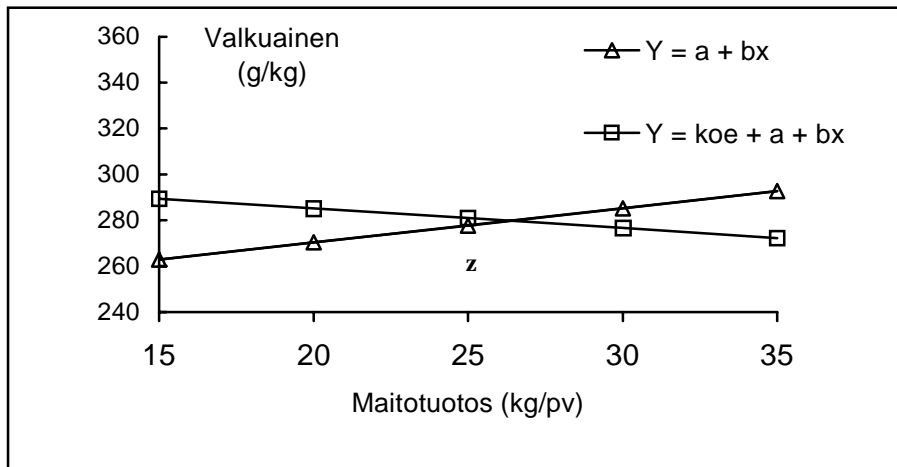
³⁾NDF = neutraalidetergenttikuitu

⁴⁾PVT = pötsin valkuaistase

⁵⁾SRV = sulava raakavalkuainen

⁶⁾OIV = ohutsuolesta imeytyvä valkuainen

⁷⁾KA = kuiva-aine



Kuva 1. Maitotuotoksen ja valkuaisen hyväksikäytön yhteydet kahdella eri mallilla laskettuna.

Ravintoaineiden saanti ja rehuannoksen koostumus

Teoreettisesti säilörehun ollessa karkearehuna ruokinnasta saatavien pötsissä helposti sulavien hiilihydraattien pitäisi parantaa pötsissä nopeasti hajoavan säilörehun typen käyttöä parantamalla typen ja energian synkronisaatiota (Sinclair ym. 1993). Toisaalta Chamberlain ja Choung (1995) mukaan synkronisaatiosta ei olisi odotettavissa hyötyä. Ahvenjärven ym. (2002) tulosten mukaan ohran lisäys säilörehuruokinnassa ei tehostanut pötsimikrobien säilörehun typen käyttöä, koska ohrallisä ei lisännyt mikrobien ammoniakkinottoa. Heidän tutkimuksessaan säilörehun täydentäminen ohralla ei parantanut typen hyväksikäyttöä, vaikka ruokinnan tyypipitoisuus aleni 24 %:sta 22,9 %:iin ja valkuaistuotos nousi 123 g.

Tämän tutkimuksen tulokset eivät tukeneet käsitystä, että parantunut synkronisaatio olisi lisännyt typen hyväksikäyttöä. Tutkimusaineiston perusteella tärkkelys ja solunsisällyshiilihydraatit, sekä kokonaissaantina että osuutena rehuannoksessa selittivät heikosti typen hyväksikäyttöä maidontuotannossa (tärkkelys 9 %, solunsisällyshiilihydraatit 2 % vaihtelusta, tuloksia ei ole esitetty taulukossa). Nämäkin vaikutukset johtuivat korrelaatioista typen saantia kuvaavien tunnuslukujen kanssa. Näitäkin huonompi selittäjä oli NDF-kuitu (Taulukko 2).

Tutkimusaineistossa tyypeä sisältävistä parametreistä raakavalkuaisen, sulavan raakavalkuaisen ja etenkin PVT:n saannit olivat hiilihydraatteja huomattavasti parempia selittäjiä. Muita tyypeä sisältäviä parametrejä heikompi selittäjä oli OIV:n saanti. Castillo ym. (2000) mukaan typen hyväksikäyttö

aleni selvästi typen saannin ylittäessä 400 g/pv. Typen hyväksikäyttö on alentunut, kun ruokinnan raakavalkuaispitoisuutta on nostettu aikaistamalla säilörehun tekoa (Rinne ym. 1999a), lisäämällä N-lannoitusta (Shingfield ym. 2001) tai lisäämällä valkuaisväkirehujen käyttöä (Rinne ym. 1999b). Tässä aineistossa selvästi parhaita typen hyväksikäytön selittäjiä olivat rehuannoksen raakavalkuaisen ja PVT:n pitoisuudet. Kumpikin selitti yli 80 % kokeen sisäisestä vaihtelusta. Esimerkiksi kun rehuannoksen raakavalkuaispitoisuus nousee 1 prosenttiyksikön, laskee typen hyväksikäyttö 1,42 prosenttiyksikköä.

Väkirehun osuus ruokinnassa ja väkirehun valkuaispitoisuus

Väkirehun osuudella oli 104 ruokinnan perusteella vähäinen vaikutus typen hyväksikäyttöön sillä ensimmäisen asteen malli selitti vain 7 % ja toisen asteen malli 20 % kokeen sisäisestä vaihtelusta. Tilanne johtui aineiston rehujen tyypillisistä raakavalkuaispitoisuuksista (väkirehun keskimääräinen raakavalkuaispitoisuus oli 181 g/kg KA ja karkearehujen 147 g/kg KA). Rehujen koostumukset vastasivat hyvin nykyisin yleisesti lypsylehmillä sisäruokintakaudella käytössä olevia ruokintoja. Usein esiintyvä käsitys väkirehun typen hyväksikäyttöä parantavasta vaikutuksesta pohjautuu 1970-luvun ruokintoihin, joissa säilörehun raakavalkuaispitoisuus saattoi olla 5 prosenttiyksikköä korkeampi kuin käytetyn viljapohjaisen väkirehun.

Kun energiäväkirehua korvataan valkuaisrehulla (aineistossa rypsi tai soija), typen hyväksikäytön tehokkuus laski selvästi maitotuotoksen noustessa. Havaittu vaihtelu typen hyväksikäytön tehokkuudessa johtui raakavalkuaispitoisuuksien eroista. Väkirehun valkuaispitoisuuden nosto yhdellä prosenttiyksiköllä heikensi typen hyväksikäyttöä 200 ruokinnan perustella 0,53 prosenttiyksikköä. Väkirehun valkuaispitoisuus selitti kokeen sisäisestä vaihtelusta 82 %. Voimakas negatiivinen yhteys ruokinnan raakavalkuaispitoisuuden ja typen hyväksikäytön välillä osoittaa, että väkirehutason nostaminen voisi parantaa typen hyväksikäyttöä vain, jos ruokinnan raakavalkuaispitoisuus laskee.

Malli, jossa olivat mukana sekä OIV että PVT, selitti N:n hyväksikäytön vaihtelua hieman paremmin kuin vain raakavalkuaispitoisuuden sisältävä malli, mikä viittaa typen hyväksikäytössä oleviin eroihin valkuaislähteiden välillä. Shingfieldin ym. (2003) mukaan valkuaisutuotos lisääntyi enemmän ja typen hyväksikäyttö aleni vähemmän rypsiä sisältävillä ruokinnoilla verrattuna soijaruokintoihin.

Typen saannin jakautuminen maidon, sonnan ja virtsan tyypeen

Maidontuotannossa rehun typen keskimääräinen hyväksikäyttö oli lypsykauden aikana tässä tutkimuksessa noin 28,1 %. Eläimellä tyypeä kuluu perusai-neenvaihdunnan tarpeeseen kudosten uusiutuessa. Rehun tyypestä osa on sulamatonta ja sontaan erittyy myös metabolista (pötsin sulamaton ja pak-susuolella muodostunut mikrobi-N) sekä endogeenistä N:ä (takaisin imey-tymättömät ruoansulatuskanavan solut ja entsyymit). Tyypitappioita muo-dostuu myös pötsistä imeytyvänä ammoniakkinä tilanteessa, jolloin hajoavan N:n saanti ylittää mikrobien valkuaisyynteesiin tarvitseman määrän. Kasvun ja maidontuotannon valkuaisyynteesissä muodostuu N-tappioita, sillä ohut-suolesta imeytyvien välttämättömien aminohappojen suhteet vastaavat har-voin tarvetta, jolloin ylimääräisten aminohappojen tyypellinen osa menetetään virtsaan. Lisäksi aminohappoja voidaan joutua käyttämään glukoosin tuo-tantoon maksassa, jolloin typpi eritetään virtsaan.

Osa tyypitappioista on pakollisia (ylläpito, sonnan metabolinen N, sulamaton rehun N), mutta osaan tappioista voidaan vaikuttaa ruokinnalla. Optimoimalla pötsissä hajoavan N:n ja energian suhde voidaan pötsin ammoniakki-tappiota vähentää. Koska virtsan typpi on sonnan tyypeä helpommin liukenevaa ja muuttuu lannassa ammoniakiksi, typen erityksen jakaminen eri frakti-oihin antaa tarvittavaa lisätietoa ympäristökuormituksesta.

Aineistossa havaittu typen saannin ja sonnan typen erityksen välinen yhteys oli hyvin samankaltainen kuin Castillo ym. (2000) ovat esittäneet. Taulukos-sa 3 on esitetty typen saannin vaikutusta typen erityksen jakautumiseen. Vaikka maitotuotos nousi 4,1 kiloa typen saannin lisääntyessä 200 g, typen hyväksikäyttö aleni 31,4 %:sta 25,3 %:iin. Virtsan typen määrä (g/kg maitoa) nousi 5,5:stä 9,4:ään, jolloin jo 45 % typen saannista erittyi virtsaan. Lisäksi käy ilmi, että typen saannin muutokset eivät suuresti vaikuttaneet maidon ty-

Taulukko 3. Typen (N) saannin vaikutus sen erityksen jakautumiseen mai-toon, sontaan ja virtsaan.

N-saanti g	Maitoa kg	Maitoon %	Sontaan %	Virtsaan %	Virtsan N/ Sonna N	Virtsan N g/maito-kg
400	25,3	31,4	33,8	34,8	1,03	5,50
450	26,3	29,4	32,2	38,5	1,20	6,58
500	27,3	27,7	30,9	41,4	1,34	7,57
550	28,4	26,4	29,9	43,8	1,47	8,49
600	29,4	25,2	29,0	45,8	1,58	9,35

pen ja sonnan typen väliseen suhteeseen, joka oli 0,87–0,93. Tätä tuki myös maidon ja sonnan typen välinen hyvä korrelaatio, 0,72 ja tämän vuoksi son-nassa tapahtuvan typen hävikin vähentäminen ei ole mahdollista. Tamminga

(1992) totesi, että ruokinnan sulavuuden parantuminen vaikutti vain vähän typen hyväksikäyttöasteeseen.

Parhaaksi ennusteyhtälöksi typen erityksen jakautumisen mallintamiseen osoittautui sekä kuiva-aineen saannin että typen saannin tai kuiva-aineen typpipitoisuuden sisältävä yhtälö. Malli ennusti rehun typen todelliseksi sula- vuudeksi 91 % ja metabolisen sekä endogeenisen typen osuudeksi (sulamaton rehu- ja mikrobityppi, entsyymit) sontaan erittyvästä tpeestä noin 70 %. Näihin tappioihin on vaikea vaikuttaa. Mallin avulla tarkasteltiin, oliko kahden eri tilanteen välillä eroa: lisääntyikö typen saanti suuremman kuiva-aineen saannin takia (kuiva-aineessa oli vakio typpipitoisuus) vai typpipitoisuuden suurenemisesta (kuiva-aineen syönti oli vakio) (Taulukko 4). Kyseiset tavat lisätä typen saantia osoittautuivat vaikutuksiltaan täysin erilaisiksi. Kuiva-aineen syönnin noustessa säilyi typen maitoon menevä osa liki samansuuruisena, sonnan typen osuus nousi ja virtsan typen osuus aleni vähän. Typpipitoisuuden nosto alensi selvästi maidon typeksi menevää osuutta ja jonkin verran sontaan menevää osaa typen saannista. Sen sijaan virtsan typen osuus nousi voimakkaasti (yli 80 % saannin lisäyksestä virtsaan) sekä virtsan N:n ja sonnan N:n osamäärä kasvoi 68 %.

Taulukko 4. Kuiva-aineen (KA) saannin ja kuiva-aineen typpipitoisuuden vaikutus typen (N) erityksen jakautumiseen maitoon, sontaan ja virtsaan.

Kuiva-aineen määrä vakio, rehuannoksen valkuaispitoisuus muuttuu

KA ¹⁾ :n saanti kg/pv	RV-pit ²⁾ g/kg	N-pit. g/kg KA ¹⁾	N-saanti g KA ¹⁾	Maitoa kg	Maitoon %	Sontaan %	Virtsaan %	Virtsa N/ Sonta N	Virtsa N g/ maito-kg
20	138	22	440	27,4	31,4	34,3	34,3	1,00	5,51
20	150	24	480	27,8	29,2	32,4	38,4	1,19	6,64
20	163	26	520	28,1	27,4	30,7	41,9	1,36	7,74
20	175	28	560	28,5	25,8	29,4	44,8	1,53	8,82
20	188	30	600	28,8	24,4	28,2	47,4	1,68	9,87

Rehuannoksen valkuaispitoisuus vakio, kuiva-aineen syönti muuttuu

17	163	26	442	24,5	27,0	29,5	43,4	1,47	7,83
18	163	26	468	25,7	27,1	30,0	42,8	1,43	7,80
19	163	26	494	26,9	27,3	30,4	42,3	1,39	7,78
20	163	26	520	28,1	27,4	30,7	41,9	1,36	7,75
21	163	26	546	29,3	27,5	31,1	41,5	1,34	7,73
22	163	26	572	30,5	27,6	31,4	41,1	1,31	7,72

¹⁾KA = kuiva-aine

²⁾RV = raakavaluainen

Sekä PVT:n saanti että pitoisuus rehuannoksessa selittivät hyvin typen erityksen jakautumista (Taulukko 5). Tämän pystyy hyvin selittämään PVT:n määritelmällä, eli se kuvaa sitä osaa tpeestä, jota mikrobit eivät pysty pötsis-

sä hyödyntämään mikrobivalkuaisen tuotantoon, vaan se menetetään ammo-
niakkina, joka eritetään pääasiassa virtsaan.

Taulukossa 6 on esitetty väkirehun valkuaispitoisuuden vaikutusta typen
erityksen jakautumiseen. Kokeet luokiteltiin siten, että kokeen sisällä sama
määrä energiapitoista väkirehua oli osaksi korvattu valkuaisrehuilla. Typen
saannissa oli mukana myös suurentunut karkearehun syönti väkirehun valku-
aispitoisuuden noustessa. Maitoon ja sontaan menevä typen osuus aleni ja
virtsaan menevä osuus nousi korkeamman valkuaispitoisuuden myötä. Esi-
merkiksi väkirehun valkuaispitoisuuden ollessa 185, joka on yleisesti käytös-
sä lypsykauden alku- ja keskivaiheilla, menisi saadusta tpeestä maitoon 27,0,
sontaan 32,7 ja virtsaan 40,4 prosenttia.

Taulukko 5. PVT-saannin ja PVT-pitoisuuden vaikutus typen erityksen ja-
kautumiseen maitoon, sontaan ja virtsaan.

PVT ¹⁾ -saanti, g/pv	N-saanti, g	Maito, kg	Maitoon, %	Sontaan, %	Virtsaan, %	Virtsa N/ Sontaa N	Virtsa N g/maito-kg
-150	440	26,9	30,8	33,3	36,0	1,08	5,88
-75	457	27,1	29,9	32,6	37,6	1,15	6,33
0	474	27,3	29,0	31,9	39,0	1,22	6,78
75	490	27,5	28,2	31,3	40,4	1,29	7,22
150	507	27,7	27,5	30,8	41,7	1,36	7,65
225	524	27,8	26,8	30,2	42,9	1,42	8,08
300	541	28,0	26,2	29,7	44,1	1,48	8,50
375	557	28,2	25,6	29,3	45,1	1,54	8,92
450	574	28,4	25,0	28,8	46,1	1,60	9,33

PVT-pitoisuus, g/kg KA²⁾

-10	433	26,9	31,3	33,7	35,0	1,04	5,63
-5	456	27,1	30,0	33,1	36,9	1,12	6,21
0	474	27,3	29,0	31,9	39,1	1,23	6,78
5	492	27,5	28,2	30,7	41,0	1,34	7,34
10	510	27,8	27,4	29,7	42,9	1,44	7,89
15	529	28,0	26,7	28,7	44,6	1,55	8,43
20	547	28,2	26,0	27,8	46,2	1,66	8,97
25	565	28,4	25,4	26,9	47,7	1,77	9,49

¹⁾PVT = pötsin valkuaispitoisuus

²⁾KA = kuiva-aine

Väkirehun osuuden vaikutus typen erityksen jakautumiseen oli vähäinen
tässä tutkimusaineistossa, jossa väkirehun raakavalkuaispitoisuus oli keski-
määrin 18,1 % ja karkearehun 14,7 % (Taulukko 7). Jos rehujen pitoisuudet
vaihtuvat tästä, muuttuu typen erityksen jakaantuminenkin.

Taulukko 6. Väkirehun valkuaispitoisuuden (g/kg KA) vaikutus typen erityksen jakautumiseen maitoon, sontaan ja virtsaan samalla väkirehumäärällä.

Väkirehun valkuaispitoisuus g/kg KA ¹⁾	N-saanti, g/pv	Maitoa, kg	Maitoon, %	Sontaan, %	Virtsaan, %	Virtsa N/ Sonta N	Virtsa N g/maito-kg
125	431	26,6	30,8	36,0	33,3	0,93	5,40
135	449	26,9	30,0	35,1	34,9	0,99	5,81
145	467	27,3	29,3	34,4	36,3	1,05	6,21
155	484	27,6	28,7	33,9	37,5	1,11	6,58
165	500	27,9	28,1	33,4	38,6	1,16	6,92
175	516	28,1	27,5	33,0	39,5	1,20	7,26
185	532	28,4	27,0	32,7	40,4	1,24	7,57
195	547	28,6	26,5	32,4	41,1	1,27	7,86
205	561	28,8	26,0	32,2	41,7	1,30	8,14
215	575	29,0	25,6	32,1	42,3	1,32	8,41

¹⁾KA= kuiva-aine

Taulukko 7. Rehuannoksen väkirehun osuuden (%) vaikutus typen (N) erityksen jakautumiseen maidossa, sonnassa ja virtsassa väkirehun koostumuksen ollessa vakio.

Väkirehua kuiva-aineesta %	N saanti, g/pv	Maitoa, kg	Maidossa, %	Sonnassa, %	Virtsassa, %	Virtsa N/ Sonta N	Virtsa N g/maito-kg
25	445	24,9	28,1	29,6	42,3	1,43	7,57
30	460	25,6	28,3	30,0	41,7	1,39	7,49
35	477	26,3	28,4	30,2	41,4	1,37	7,50
40	495	27,0	28,3	30,2	41,5	1,37	7,60
45	515	27,7	28,1	30,1	41,8	1,39	7,79
50	536	28,3	27,7	29,8	42,5	1,42	8,05
55	559	28,8	27,2	29,5	43,3	1,47	8,39
60	583	29,3	26,6	29,1	44,3	1,52	8,81

Tulosten soveltaminen käytäntöön

Typen hyväksikäyttöä voidaan ruokinnallisesti parantaa vain, jos pystytään vähentämään typen saantia ilman että tuotos alenee. Koska sonnan typen ja maidon typen määrien suhde on likimain vakio, ruokinnallisilla toimenpiteillä ei ole helppoa vaikuttaa sonnassa erittyvän typen määrään. Virtsassa erittyvän typen määrän rajoittamiseen on sen sijaan hyvät mahdollisuudet, koska rehuannoksen typpipitoisuudella ja sitä kautta tulevalla lisääntyneen typen saannilla on siihen voimakas vaikutus. Typen saantia voidaan käytännössä vähentää pienentämällä karkearehun typen suhdetta energiaan välttämällä liiallista typpilannoitusta ja liian aikaista rehun tekoa ja mahdollisesti korvaamalla osa nurmisäilörehusta vähemmän tyypeä sisältävällä kokoviljasäilörehulla. Jos pystyy tuottamaan säilörehua (onnistuu vain tietyissä sääoloissa), jossa on matala raakavaluaitoisuus (12–13 % kuiva-aineessa) yhdistettynä hyvään sulavuuteen (yli 68 D-arvo) eli jossa OIV:n pitoisuus on

mahdollisimman korkea suhteessa raakavalkuaispitoisuuteen, on typen hyväksikäytön tehostamiseen hyvät edellytykset. Tässä tilanteessa on mahdollista saada myös rehuannokseen matalia PVT-pitoisuuksia. Lisäksi typen saantiin vaikuttavat väkirehun määrän ja väkirehun valkuaispitoisuuden lisäykset pitäisi suhteuttaa maidontuotannon lisäyksiin eli huomioida vähenevä maidon ja maitovalkuaisen tuotoslisäys korkeilla väkirehumäärillä ja valkuaispitoisuuksilla.

Kirjallisuus

- Ahvenjärvi, S., Vanhatalo, A. & Huhtanen, P. 2002. Supplementing barley or rapeseed meal to dairy cows fed grass-red clover silage: I. Rumen degradability and microbial flow. *Journal of Animal Science* 80: 2176–2187.
- Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E. & France, J. 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal Feed Science* 9: 1–32.
- Chamberlain, D.G. & Choung, J-J. 1995. The importance of rate or ruminal fermentation of energy sources in diets for dairy cows. Teoksessa: Garnsworthy, P.C. ym. (toim.). *Recent advances in animal nutrition*. Lontoo: Butterworths. s. 3–27.
- Huhtanen, P. 1998. Supply of nutrients and productive responses in dairy cows given diets based on restrictively fermented grass silage. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 219–250.
- Littel, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W. & Wolfinger, R.D. 1996. SAS® system for mixed models. SAS Institute Inc., Cary, NC. 633 s.
- Rinne, M., Jaakkola, S., Kaustell, K., Heikkilä, T. & Huhtanen, P., 1999a. Silage harvested at different stages of grass growth v. concentrate foods as energy and protein sources in milk production. *Animal Science* 69: 251–263.
- Rinne, M., Jaakkola, S., Varvikko, T. & Huhtanen, P. 1999b. Effects of the type and amount of rapeseed feed on milk production. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A Animal Science* 49: 137–148.
- Sinclair, L.A., Garnsworthy, P.C., Newbold, J.R. & Buttery, P.J. 1993. Effect of synchronisation of the rate of dietary energy and nitrogen release on rumen fermentation and microbial protein synthesis in sheep. *Journal Agricultural Science Cambridge* 120: 251–263.
- Shingfield, K.J., Jaakkola, S. & Huhtanen, P. 2001. Effects of level of nitrogen fertilizer application and various nitrogenous supplements on milk

- production and nitrogen utilization of dairy cows given grass silage-based diets. *Animal Science* 73: 541–554.
- Shingfield, K.J., Vanhatalo, A. & Huhtanen, P. 2003. Comparison of rapeseed and soya-bean protein supplements on the performance of dairy cows fed grass silage-based diets. Hyväksytty julkaistavaksi *Animal Science-lehdessä*.
- St-Pierre, N.R. 2001. Integrating quantitative findings from multiple studies using mixed model methodology. *Journal of Dairy Science* 84: 741–755.
- Tamminga, S. 1992. Nutrition management of dairy cows as a contribution to pollution control. *Journal of Dairy Science* 75: 345–357.
- Tamminga, S. 1996. A review on environmental impacts of nutritional strategies of ruminants. *Journal of Animal Science* 74: 3122–3124.
- Tuori, M., Kaustell, K., Valaja, J., Aimonen, E., Saarisalo, E. & Huhtanen, P. 2000. Rehutaulukot ja ruokintasuositukset. Helsinki: Yliopistopaino. 88 s.
- Van Bruchem, J., Schiere, H. & Van Keulen, H. 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient use of nutrients. *Livestock Production Science* 61: 145–153.

Laitumelta tulevan ravinnekuormituksen vähentäminen

Håkan Jansson ja Hanna-Riikka Tuhkanen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen,
hakan.jansson@mtt.fi

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa selvitettiin laitumien ja erityisesti niillä syntyneiden, paljaaksi kuluneiden alueiden fosforikuormitusta. Tarkoituksena oli löytää keinoja kuormituksen vähentämiseen. Pintamaasta tehty viljavuusanalyysi osoittautui hyväksi menetelmäksi laitumien pistemäisen fosforikuormituksen arviointiin. Jotta arviointi olisi tarkka, näytteitä olisi otettava erikseen alueilta, joiden kasvipeite on kulunut olemattomiin. Kasvipeitteettömiä alueita ovat useimmiten laitumille johtavat väylät, lisäruokintapaikat, lypsyjonotusalueet, kivennäisten syöttöpaikat, juottopaikat ja lehmien suosimat oleskelupaikat. Maatalouden ympäristötuen piiriin olisikin tarkoituksenmukaista sisällyttää tukitoimenpiteitä, jotka tähtäävät laidunalueilta tulevan vesistökuormituksen alentamiseen. Ruokintapaikoilla pintamaan ajoittainen poisto lienee tarpeen vesistökuormituksen vähentämiseksi. Myös lisäruokinta-alueen siivoaminen laidunkauden päätyttyä voi ratkaisevasti parantaa tilannetta.

Avainsanat: ravinteet huuhtoutuminen, fosfori, typpi, kalium, tiivistyminen, laidun, nautakarja

Reducing nutrient load from dairy farm pastures

Håkan Jansson and Hanna-Riikka Tuhkanen

MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland,
hakan.jansson@mtt.fi

Abstract

The uppermost layer (0–2 cm) proved to be a good indicator of the critical source areas of phosphorus load in pastures. For an exact assessment of the environmental impact on pasture areas, it is important to take samples from places where the grass is worn away by the cows. In Finland, these pasture areas with no or scarce vegetation consist of paths, additional or mineral feeding areas, queuing areas and watering areas. An occasional removal of soil from the affected areas may be the only way to reduce the high load. Removing feed residues and dung when the grazing period in Finland ends in autumn would be a good start. It is recommended that Finnish farmers should be granted financial support through the Agri-Environmental Programme, to reduce the high phosphorus load from pastures.

Key words: phosphorus, nitrogen, potassium, leaching, compaction, pasture, cattle, critical source areas

Johdanto

Laiduntaessaan lehmät voivat toteuttaa lajinmukaista käyttäytymistään. Laitumella kulkevat eläimet ylläpitävät ja lisäävät luonnon monimuotoisuutta. Laiduntavat eläimet ovat monille ihmisille näky, joka luo myönteistä kuvaa maataloudesta, sen luomasta maisemasta ja suomalaisen ruuan puhtaudesta (Korpilo 1997). Eläinsuojelumääräysten mukaan lypsylehmien tulee kesäaikana päästä laitumelle tai niille on järjestettävä muu tarkoituksenmukainen tila liikuntaa varten. Tämä määräys astuu voimaan 1.7.2006.

Laidunnettaessa kasvipeitteen kestävyys on monella tavalla koetuksella, ja joiltakin kohdin se häviää täysin. Kasvipeite häviää myös lisäruokintajätteen alta. Rehtijärven valuma-alueen tutkimukset osoittivat, että osittain kasvipeitteisen laitumen (Kuva 1) valumaveden fosforipitoisuus oli kaksikymmenkertainen normaalin pellon valumaveteen verrattuna (Jansson 2000). Suuri maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus heijastuu suoraan valumaveden kasvavana fosforipitoisuutena (Jansson 1998a, Uusitalo & Jansson 2002).



Kuva 1. Rehtijärviprojektin tutkimukset osoittivat, että laidunalue, jossa lisäruokintaa järjestetään, saattaa olla kriittinen kuormitusalue. (Kuva: Michalis Papageorgiou).

Viljavuustutkimuksen yhteydessä Suomen pelloista otetut maanäytteet eivät anna oikeata kuvaa kriittisten kuormituslähteiden merkityksestä, koska maanäytteitä otetaan analyysiin kyntökerrosten koko syvyydestä. Laitumilla fos-

foria kertyy ohueen pintakerrokseen samalla tavoin kuin levitettäessä lantaa tai lannoitteita pellon pintaan (Turtola & Yli-Halla 1999).

Kasvipeitteettömiä alueita ovat useimmiten laitumille johtavat väylät, lisäruokintapaikat, lypsyjonotusalueet, kivennäisten syöttöpaikat, juottopaikat ja lehmien suosimat oleskelupaikat. Näihin vesistöjen kuormitukseen suuresti vaikuttaviin alueisiin ei ole tähän asti kiinnitetty riittävästi huomiota. Karjaloudesta aiheutuvan kuormituksen on toistaiseksi uskottu häviävän samalla, kun lantaloiden suorat päästöt vähenevät lantaloiden kunnostuksen myötä (Rekolainen 1993).

Rehtijärviprojektissa mitattiin liukoisen fosforin eli ortofosfaattifosforin kuormitus erikseen peltoalueilta, joilla ei ollut suurta kuormitusta tuottavia alueita. Tavanomaisesta kasvinviljelystä tuleva kuormitus oli vain noin puolet valuma-alueelta tulevasta kokonaiskuormituksesta (Jansson 1998b). Varsinkin huonosti läpäisevillä alueilla pintamaakerroksen väkevyys on ratkaisevaa, kun valumavesi on pääosin pintavaluntaa. Tilannetta pahentaa se, että jo hyvin vähäinen maan tiivistyminen heikentää nopeasti laidunmaiden kykyä imeä vettä, jolloin pintavaluntaa syntyy helpommin (Pietola ym. 2002). Laidunalueiden ympäristökuormitukseen on viime aikoina kiinnitetty paljon huomiota (Järvenranta ym. 2002, Järvenranta 2002). Peltovuori (2002) esittää syvämuokkausta ratkaisuksi pienentää fosforikuormitusta runsaasti helppoliukoista fosforia sisältävissä maissa.

Aineisto ja menetelmät

Laidunnuksen ympäristökuormituksen selvittämiseksi tutkittiin helppoliukoisen fosforin (P_{AAc}) pitoisuudet pintamaasta (0–2 cm). Kaikkiaan 23 näytettä otettiin hietasavimaalla olevalta lypsylehmien laidunalueelta Vesilahdella ja 18 näytettä hietamaan vasikkalaitumelta Tammelan Mustialassa. Näytteitä otettiin sekä kasvipeitteellisiltä että kasvipeitteettömiltä alueilta. Noin aarin alalta otetut näytteet koostuivat viidestä osanäytteestä.

Pintamaanäytteiden lisäksi Vesilahdella otettiin maaprofiilinäytteitä 2–20, 20–40, 40–60, 60–80 ja 80–100 cm:n kerroksista. Näytteet otettiin kolmesta eri kohdasta laidunta (kustakin kolme osanäytettä). Näytteistä määritettiin maan helppoliukoinen fosfori (P_{AAc}) ja kalium (K) uuttamalla maata happamalla ammoniumasetaattiliuoksella (pH 4.65). Ammoniumtyppi- (NH_4-N) ja nitraattityppi- (NO_3-N) pitoisuudet analysoitiin pakastetuista maanäytteistä käyttäen 2 M KCl-uuttoa (Esala 1992).

Laboratorioon otettiin sadetettavaksi lieriönäytteitä, jotka olivat 15 cm läpimitaltaan ja 40 cm korkeita. Lieriönäytteitä otettiin laitumen kriittisten alueiden lisäksi viljelykäytöltään erityyppisiltä alueilta kuten sokerijuurikaspelolta, ohrapellolta ja hevosten juoksutarhasta. Näytteitä sadetettiin laboratorii-

ossa Turtolan ja Pitkäsén (1997) kuvauksen mukaisesti, mutta sadetusintensiiviteetti oli korkeampi (15 mm/h) ja lieriöiden pintaa ei kallistettu. Näytteitä sadetettiin laboratorioissa viiden tunnin ajan. Sadesimulaattorikokeessa kerättiin erikseen pintavalunta ja maalierion läpi valunut vajovesi. Vesinäytteistä määritettiin ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$), kokonaistyyppi (Kok-N), liukoinen fosfori eli ortofosfaattifosfori ($\text{PO}_4\text{-P}$), kokonaisfosfori (Kok-P) sekä liukoinen kalium (K).

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tutkitut laitumet olivat hyvin erilaisia. Lypsykarjalaitumella pintamaan ravinnepitoisuudet olivat kauttaaltaan huomattavasti korkeammat kuin syvemmissä maakerroksissa. Molemmilta laitumilta löytyi suuria helppoliukoisien fosforin (P_{AAAC}) pitoisuuksia syöttöpaikoilta ja niiltä alueilta, joissa eläimet oleskelivat. Mustialan hieholaitumella P_{AAAC} -pitoisuuden mediaaniarvoksi saatiin 25 mg/l maata. Vesilahden laitumella vastaava mediaaniarvo oli 90 mg/l (Liite 2). Vesilahdella laidunlohko rajoittui järveen, jossa eläimet kävivät juomassa. Ranta oli tallattu, mutta se oli vain paikka paikoin kasvipeitteen (Kuva 2). Kaikkein pienimmät P_{AAAC} -pitoisuudet olivat kuitenkin juuri tällä rantavyöhykkeellä. Tämä on vaikeasti ymmärrettävissä, vaikka epäilemättä jyrkältä rantavyöhykkeeltä erodoitui fosforipitoista maata pois, jolloin tilalle paljastui uutta niukasti fosforia sisältävää maata.



Kuva 2. Vesilahden laidunlohkon laidunnettu ranta-alue. (Kuva: Håkan Jansson).

Mustialan laidunalueelta suurin helppoliukoisien fosforin pitoisuus löytyi kivennäisten syöttöpaikan läheltä (239 mg/l maata), ja Vesilahdella korkein P_{AAAC} -pitoisuus oli edellisvuoden lisäruokintapaikalla (1180 mg/l maata). Mustialan toiseksi ja kolmanneksi korkeimmat P_{AAAC} -pitoisuudet mitattiin lisäruokintapaikalta ja suositulta oleskelupaikalta. Vesilahden toiseksi ja kolmanneksi korkeimmat fosforipitoisuudet olivat edellisvuoden ruokintapaikalla ja navetan jonotusalueella (Liite 2).

Profiilinäytteet

Laidunalueen profiilinäytteistä mitatut epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat osittain suuremmat kuin Uusi-Kämpän (2002) julkaisemat pitoisuudet emolehmien ulkotarhoista (Taulukko 1, Liitteet 4 ja 5), mutta laidunlohkolta mitatut helppoliukoisien fosforin pitoisuudet olivat moninkertaisia verrattuna ulkotarhojen pitoisuuksiin. Kohonneita P_{AAAC} -pitoisuuksia löytyi 80 cm:n syvyyteen asti. Myös maan kaliumpitoisuudet olivat viljavuusanalyysin tulokinnan mukaan muokkauskerroksessa arveluttavan korkeita, ja korkeita kaliumpitoisuuksia oli myös muokkauskerroksen alapuolella. Vesilahden laidunalueelta otetut näytteet osoittivat, että laidunlohko voi olla pahoin kuormittunut myös muokkauskerroksen alapuolelta.

Taulukko 1. Ammonium- (NH_4-N) ja nitraattitypen (NO_3-N), kaliumin (K) ja helppoliukoisien fosforin (P_{AAAC}) pitoisuudet laitumen maaprofiileissa (normaali nurmialue, edellisvuoden ruokintapaikka ja navetan porttialue).

Paikka ja kerros	NH_4-N , mg/l	NO_3-N , mg/l	K, mg/l	P_{AAAC} , mg/l
Nurmi				
0–2 cm	15	92	1180	46
2–20 cm	53	82	1241	37
20–40 cm	14	33	617	28
40–60 cm	1	3	307	20
60–80 cm	0	3	243	8
80–100 cm	0	2	249	2
Vanha ruokintapaikka				
0–2 cm	76	147	3270	673
2–20 cm	6	29	1594	85
20–40 cm	2	7	820	16
40–60 cm	1	4	435	3
60–80 cm	0	5	317	2
80–100 cm	0	7	207	1
Navetan portti				
0–2 cm	69	50	3090	130
2–20 cm	46	10	1545	60
20–40 cm	4	5	1016	28
40–60 cm	1	2	560	13
60–80 cm	0	3	405	3
80–100 cm	0	5	261	1

Sadesimulointi

Vesilahden ja Mustialan laidunnäytteiden sadesimuloinnissa syntyneitä valumavettä verrattiin muihin samaan aikaan sadesimuloinnissa olleisiin näytteisiin (Jansson ym. 2002). Pintavalunasta mitattiin suurien liukoisen fosforin pitoisuuksia silloin, kun pintamaan P_{AAAc} -pitoisuudet olivat suuria. Jos profiilin alaosassakin oli suuria P_{AAAc} -pitoisuuksia, myös vajoveden fosforipitoisuus oli korkea. Pintavalunnan typpipitoisuudet olivat varsin kohtuullisia. Sen sijaan vajovesistä mitattiin suuria nitraattityppipitoisuuksia. Kaikkien sadetuksen aikana kerättyjen vajovesien nitraattityppipitoisuudet (Liite 1) ylittivät EU:n juomavesisuosituksen ylärajan (11,3 mg/l).

Kirjallisuus

- Esala, M. 1992. Split application of nitrogen: effects on the protein in spring wheat and fate of ^{15}N -labelled nitrogen in the soil-plant system. *Annales Agriculturae Fenniae* 30: 219–309.
- Jansson, H. 1998a. Maan helppoliukoinen fosfori valumavesien fosforipitoisuuden säätelijänä. Teoksessa: *Agro-Food '98*, Tampere, 3.–5.2.1998, Tampere-talo. Vantaa: Agro-Food ry, Finfood. s. E54.
- Jansson, H. 1998b. Rehtijärvi. Teoksessa: *Loimijoki-projektin raportti 1991–1997: ympäristöhankkeen eteneminen Loimijokilaakson maataloilla ja jokirannoilla*. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 43–48.
- Jansson, H. 2000. Lypsykarjatilojen ravinnekuormitus kuriin. Koetoiminta ja käytäntö 57(6): 4. Viitattu 1.4.2003. Saatavissa myös internetistä: <http://www.maaseuduntulevaisuus.fi/cgi-bin/weblehti.exe>.
- Jansson, H., Yli-Halla, M. & Tuhkanen, H-R. 2002. Laidunalueiden fosfori ja kalium. Teoksessa: *Hopponen, A. (toim.). Maataloustieteen Päivät 2002. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no. 18. Päivitetty 1.1.2002. Viitattu 28.2.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura/julkaisut/esit/36jansson.pdf>.*
- Järvenranta, K. 2002. Typpi kiertää laitumilla – älä päästä sitä karkuun! *Leipä leveämmäksi* 4: 35–37. Viitattu 29.4.2003. Saatavissa myös internetistä: <http://192.40.78.13/pdf/042002.pdf>.
- Järvenranta, K., Kerkola Y., Kuusela, E., Lampinen, K., Nissinen, O., Partanen, H., Puurunen, T., Sairanen, A., Schildt, K., Turtola, A. & Virkajärvi, P. 2002. *Laiduntaminen kannattaa. Tieto tuottamaan* 99. Jyväskylä: Gummerus. 90 s.
- Korpilo, B. 1997. *Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina*. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 24 s.

- Peltovuori, T. 2002. Phosphorus extractability in surface soil samples as affected by mixing with subsoil. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 371–379.
- Pietola, L., Yli-Halla, M. & Uusi-Kämppe, J. 2002. Laiduntamisen ja suo-
javyöhykkeiden vaikutukset maan imentäkykyyn. Teoksessa: Pietola, L. &
Esala, M. (toim.). *Maa, josta elämme, II. Maaperätieteiden päivien*
laajennetut abstraktit. Helsinki 19.–20.11.2002. *Pro Terra* 15/2002.
Helsinki: Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. s.
75–77. Viitattu: 1.4.2003. Saatavissa myös internetistä:
<http://www.honeybee.helsinki.fi/sms/>.
- Rekolainen, S. 1993. Assessment and mitigation of agricultural water
pollution. Publications of the Water and Environment Research Institute.
No. 12. Helsinki: National Board of Waters and the Environment. 34 s.
- Turtola, E. & Pitkänen, J. 1997. A rainfall simulation study on P losses from a
clay soil under different tillage. *Nordisk jordbruksforskning* 79(3): 51.
- Turtola, E. & Yli-Halla, M. 1999. Fate of phosphorus applied in slurry and
mineral fertilizer: accumulation in soil and release into surface runoff
water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 165–174.
- Uusi-Kämppe, J. 2002. Nitrogen and phosphorus losses from a feedlot for
suckler cows. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 355–369.
- Uusitalo, R. & Jansson, H. 2002. Dissolved reactive phosphorus in runoff
assessed by soil extraction with an acetate buffer. *Agricultural and Food*
Science in Finland 11: 343–353. Viitattu 29.4.2003. Saatavissa myös
internetistä: http://www.mtt.fi/afsf/pdftu/afsf11_343.pdf.

Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus

Jaana Uusi-Kämpä¹⁾, Maarit Puumala²⁾, Arja Nykänen³⁾, Arto Huuskonen⁴⁾, Helvi Heinonen-Tanski⁵⁾ ja Markku-Yli-Halla¹⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, markku.yli-halla@mtt.fi

²⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maatalousteknologian tutkimus (Vakola), Vakolantie 55, 03400 Vihti, maarit.puumala@mtt.fi

³⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, Ekologinen tuotanto, Huttulantie 1, 51900 Juva, arja.nykanen@mtt.fi

⁴⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasema, Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

⁵⁾Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, PL 1627, 70211 Kuopio, heinotan@uku.fi

Tiivistelmä

Ruukissa tutkittiin ulkotarhasta tulevaa vesistökuormitusta. Hehtaarin kokoisessa metsätarhassa kasvatettiin 10 sonnia ympäri vuoden. Juvalla ja Yli-Iissä lehmien ulkoiluttamista varten rakennettiin jaloittelutarha. Juvan jaloittelutarhassa, josta osa oli asfalttipohjaista ja osa kuorikepohjaista tarha-aluetta, ulkoili 100 lehmää. Yli-Iin masuunikuonapohjaisessa tarhassa oli 40 lehmää. Hankkeessa tutkittiin tarhojen rakentamista, käyttökokemuksia ja vesistökuormitusta. Tarhoista tulevien kaasumaisten päästöjen suuruutta selvitettiin kirjallisuudesta.

Ruukin metsätarha muuttui mullokseksi kahdessa vuodessa. Tarhan pintamaahan (0–5 cm) kertyi lannasta helppoliukoista fosforia. Sitä oli keskimäärin 14 mg/l (3,8–32 mg/l). Kuudenkymmenen senttimetrin maakerroksessa oli kahden tarhausvuoden jälkeen 110 kg/ha (30–210 kg/ha) epäorgaanista tyyppiä. Pintavalunnan mukana tarhasta poistui vuosittain 0,5 kg/ha liukoista fosforia, 1,0 kg/ha kokonaisfosforia ja 3,0 kg/ha kokonaistyyppiä. Määrät vastaavat pellolta tulevaa kuormitusta.

Juvan jaloittelutarhoissa kuorikkeen ja maapohjan läpi suotautuneissa vesissä oli vähemmän kokonaistyyppiä (54/150 mg/l) ja -fosforia (4,5/49 mg/l) kuin asfalttitarhasta valuneissa vesissä. Myös lehmät viihtyivät pehmeässä kuoriketarhassa paremmin kuin asfalttitarhassa. Kiinteäpohjaista tarhaa kuitenkin tarvitaan pehmeän pohjan lisäksi sellaisiin paikkoihin, joissa kulutus on kovaa. Niitä tarvitaan myös silloin, kun pehmeäpohjainen tarha on liian märkä eläinten oleskeluun. Nautojen ulkotarhoista ja jaloittelualueilta voi päästä alapuolisiin vesiin ravinteiden lisäksi suhteellisen paljon suolistomikrobeja.

Avainsanat: ulkotarhat, jaloittelutarhat, fosfori, tyyppi, kuormitus, pintavalunta, vesihygienia, mikro-organismit

Construction of feedlots and exercise yards and their environmental loading

Jaana Uusi-Kämppe¹⁾, Maarit Puumala²⁾, Arja Nykänen³⁾, Arto Huuskonen⁴⁾,
Helvi Heinonen-Tanski⁵⁾ and Markku Yli-Halla¹⁾

¹⁾MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, markku.yli-halla@mtt.fi

²⁾MTT Agrifood Research Finland, Agricultural Engineering Research, Vakolantie 55, FIN-03400 Vihti, Finland, maarit.puumala@mtt.fi

³⁾MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, Ecological Production, Huttulantie 1, FIN-51900 Juva, Finland, arja.nykanen@mtt.fi

⁴⁾MTT Agrifood Research Finland, North Ostrobothnia Research Station, Tutkimusasemantie 15, FIN-92400 Ruukki, Finland, arto.huuskonen@mtt.fi

⁵⁾Department of Environmental Sciences, University of Kuopio, PO Box 1627, FIN-70211 Kuopio, Finland, heinotan@uku.fi

Abstract

Ten bulls were raised in a forested feedlot in Ruukki, North Ostrobothnia, and 100 cows were allowed to go out into an exercise yard in Juva, Eastern Finland. The bulls were kept in the feedlot (10 000 m²) all year around for two years. In Juva, the dairy cows exercised daily in the yard, which was divided into two parts. The first part of the yard (500 m²) was made of asphalt, and in the second part (600 m²) the soil was covered with bark. Building materials, practices and loading from the feedlot and exercise yard were studied in the experiment.

After two years, manure increased the concentration of easily soluble P in surface soil (0–5 cm) from 5.0 mg/l to 14 mg/l (3.8–32 mg/l) in Ruukki. After two years of use, the mean amount of inorganic N (NH₄-N + NO₃-N) in a 0.6-metre-deep soil layer was 110 kg/ha (30–210 kg/ha). The amount was highest in the parts of the lot where the bulls spent most of their time. In surface run-off, the annual loads of PO₄-P, total P and total N were 0.5, 1.0 and 3 kg/ha from the lot.

The run-off waters from the bark-covered area of the exercise yard contained noticeably less total N (54/150 mg/l) and total P (4.5/49 mg/l) than waters from asphalt-covered area. The cows spent more time on this soft bark-covered area. Hard asphalt is also needed in places of heavy use and when the bark-covered area is too wet. Feedlots and exercise yards can cause heavy enteromicrobial pollution to surface waters. This microbial load is highest in spring when snow melts, because the faecal load is continuous but the microorganisms survive well in the dark, wet and cold Finnish climate.

Key words: feedlot yards, exercise yards, phosphorus, nitrogen, loading, surface runoff, water hygiene

Johdanto

Ulko- ja jaloittelutarhat jaetaan maapohjaisiin ja kiinteäpohjaisiin tarhoihin. Ulkotarha on aidattu alue, jossa kasvatetaan yleensä lihanautoja ympäri vuoden tai tarhataan emolehmiä talviruokintakaudella. Eläimet syövät ja nukkuvat tarhoissa, joissa on säänsuojat sekä makuu-, ruokinta- ja juomapaikka.

Jaloittelutarha on paikka, jossa eläimet jaloittelevat säännöllisesti joitakin tunteja päivässä tai viikossa. Toisinaan eläimet houkuteltaan ulos tarjoamalla niille tarhassa kuivaa heinää, mutta varsinaiset ruokinta- ja makuupaikat ovat karjasuojassa tai laitumella.

Ulko- ja jaloittelutarhat

Ulkotarhat yleistyvät Suomessa pikku hiljaa. Nautojen ympärivuotinen ulkokasvatus alkoi yleistyä 1990-luvulla Koillismaalla. Nykyään Koillismaalla kasvatetaan vuosittain 400–600 nautaa ympärivuotisesti ulkona. Tarhat on rakennettu aitaamalla laajoja metsälaitumia ja rakentamalla eläimille eläinsuojelulain mukaiset säänsuojat ja makuupaikat (Lehtiniemi ym. 2001). Eläimille ei useimmissa tapauksissa ole järjestetty kiinteää ruokinta- ja juotopaikkaa, vaan sitä siirrellään vuosittain laajan metsälaidunalueen sisällä, jotta alueen mekaaninen kuluminen jäisi vähäiseksi. Kyseessä on hyvin laajaperäinen tuotantotapa, sillä aidattu laidunala voi olla jopa 100 hehtaaria ja laiduntavia eläimiä on vähän. Keskimääräinen metsälaidunala on Koillismaan tiloilla noin 2 ha eläintä kohti (Lehtiniemi ym. 2001). Lihanautojen ja hiehojen ympärivuotista ulkokasvatusta on tutkittu kahdessa MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusaseman ja Oulun Maaseutukeskuksen yhteistyöllä toteutetussa alueellisessa kehittämishankkeessa (Huuskonen ym. 2002, Kauppinen ym. 2002).

Jaloittelutarhojen lukumäärän arvioidaan lisääntyvän muutaman vuoden aikana, kun lypsylehmien ja hiehojen kesäaikainen laiduntaminen tai muu sopeva jaloittelutapa tulee pakolliseksi heinäkuusta 2006 lähtien (VpL 4.4.1996/247, MMMA 7.6.1996/396). Toistaiseksi ei ole ohjetta, mitä laiduntamisen korvaavalla jaloittelulla tarkoitetaan ja pitääkö myös pihattonavetassa olevien lypsylehmien päästä kesäaikana ulos. Luonnonmukaisesti hoidetut eläimet laiduntavat kesällä ja talvella niitä ulkoilutetaan tarhassa (KTTK 2000).

Hallinnolliset ohjeet ja käytännön kokemukset

Koska nautojen ulkokasvatus ja lehmien ulkoiluttaminen tarhassa ovat uusia toimintatapoja, tarhojen rakentamisesta, toimivuudesta ja ympäristöhaitoista

ei ole ollut riittävästi tutkimustietoa. Käytännön kokemusten ja tutkimustiedon puuttumisen takia varsinkin maapohjaisten tarhojen rakennus- ja hoito-ohjeet ovat puutteelliset. Eläinsuojeluasetuksessa (MMMA 7.6.1996/369) on maininta ulkotarhan maapohjasta, aitauksesta, säänsuojasta ja eläinten eristämistä. Asetuksen mukaan ulkotarhan tulee olla eläimille turvallinen, eikä tarhan maapohja saa vahingoittaa tai tarpeettomasti liata eläimiä. Lisäksi tarhan aitauksen tulee olla rakenteiltaan ja materiaaleiltaan tarhattavalle eläinlajille sopiva ja sellainen, että se estää eläintä karkaamasta. Ulkotarhassa eläimillä on oltava riittävä suojelu epäsuotuisia sääoloja vastaan. Säänsuojassa on oltava sopivat makuupaikat kaikille eläimille. Ympärivuotisesti ulkona kasvatettavilla naudoilla on oltava asianmukaiset ruokinta- ja juoma-astiat. Juoma-astioiden tulee olla lämmitettävät, jollei muuten pystytä varmistamaan juomaveden sulana ja sopivan lämpöisenä pysymistä. Ulkotarhassa olevien eläinten eristämistä ja hoitoa varten tulee olla asianmukaiset tilat. (MMMA 7.6.1996/369, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002)

Ympäristöministeriön (1998) antama ohje kotieläintalouden ympäristönsuojelusta jakaa ulko- ja jaloittelutarhat koon mukaan joko suppeisiin (alle 20 m²/täysikasvuinen nauta) tai laajoihin (yli 20 m²/täysikasvuinen nauta). Suppean tarhan on oltava tiivispohjainen ja muotoiltu siten, että likavedet voidaan johtaa keräilykaivoon. Laajat jaloittelualueet voivat puolestaan olla maapohjaisia, mutta kulkuaukkojen edustalla tulee olla joko 50 m²:n suuruisen tiivispohjainen alue tai tiivispohjaisen osuuden tulee olla vähintään 5 m²/nauta. Tiivispohjaisen alueen ylärajana pidetään kuitenkin 300 m². Ohjeessa myös edellytetään tarhan toteuttamista siten, että pintavesien pilaantumisvaara on mahdollisimman vähäinen, eikä pohjavesien pilaantumisvaaraa synny. Talvella eläimiä ei tulisi ulkoiluttaa 20 m lähempänä valtaojaa tai 100 m lähempänä vesistöä eikä lainkaan vesistöön tai valtaojaan viettävillä rinteillä.

MTT/Vakola on selvittänyt koerakennuskohteina olleiden jaloittelutarhojen toimivuutta (Alakomi 1997, Uusi-Kämpä ym. 2000). Alakomin (1997) mukaan maapohjaiset jaloittelutarhat eivät kestä kulutusta, vaan ne tulee pinnoittaa betoni-, maabetoni- tai asfalttipinnoitteella. Tarhan voi myös tehdä hyvin tiivistetyn sorapatjan päälle kuorikkeesta. Alakomin mukaan jaloittelutarhan, joka sijaitsee esim. ruokintakatoksen yhteydessä, tulee olla kivitettu hyvin kulutusta kestäväällä ja helposti puhdistettavalla materiaalilla esim. betonilla tai vastaavalla. Jaloittelutarhojen pohjatyöt tulee tehdä huolellisesti ja jaloittelutarhat on salaoitettava hyvin riippumatta siitä, mikä pintarakenne niissä on. Tarhojen kallistukset on suunniteltava huolella siten, että puhdistusvaiheessakin valumat ohjautuvat lantalaan tai keräilykaivoon. Vastaavanlaisia tuloksia saatiin Etelä-Pohjanmaan esittelyhankkeessa 1996–1998 (Korpela 1999, Laakso ym. 1999). Jos eläimet oleskelevat alueella jatkuvasti, osan pohjasta tulisi olla kuorikepohjaa, jossa eläinten on parempi olla (Korpela 1999).

Tarhojen eläintiheys ja vesistökuormitus

Ympäristötukiehtojen mukaan EU-eläinpalkkioita maksetaan, kun tilan nauetaeläintiheys on enintään 2,3 eläinyksikköä maatalouskäytössä olevaa hehtaaria kohti (Maa- ja metsätalousministeriö 2002a). Laajaperäistämispalkkioon oikeuttava eläintiheys on 1,4–1,8 tai sen alle. Tuotantoeläinten hyvinvoinnin edistämiseen voi saada ympäristötukea, jos tilalla on laidunnettavia eläimiä enintään 2,3 eläinyksikköä maatilalan nurmi- ja muuta laidunhehtaaria kohti (Maa- ja metsätalousministeriö 2000). On huomattava, että tarhassa eläintiheys saattaa nousta jopa 500 eläimeen hehtaarilla, jos eläintä kohden varataan 20 m².

Laitumilla lypsyaseman ja ruokintapaikan läheisyydessä maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus voi olla arveluttavan korkea, jopa useita satoja milligrammoja litrassa maata (Yli-Halla ym. 1998, Jansson ym. 2002), kun suurta karjaa on pidetty samassa paikassa useamman vuoden ajan. Turtolan ja Yli-Hallan (1999) tutkimusten mukaan lannan pintalevityskokeissa fosforin huuhtoutumisriski kasvoi, kun pintamaan fosforipitoisuus nousi. Vastaavasti voi käydä tarha- ja laidunalueilla, joissa pintamaan fosforipitoisuus kasvaa nautojen tarhauksen aikana. Jaloittelutarhoista tulevan pinta- ja salaojavalunnan ravinnepitoisuuksista tehtiin 1990-luvun lopussa esitutkimus, jossa todettiin tarhojen salaojavesissä fosfori- ja typpipitoisuuksien olevan alhaisempia kuin pintavalunnassa (Uusi-Kämpä ym. 2000).

Nautojen ulkokasvatuksesta aiheutuvaa ravinnekuormitusta alettiin tutkia Tohmajärven emolehmänavetalla syksyllä 1997, kun emolehmien metsätarhoista oli havaittu aiheutuvan haittaa ympäristölle (Uusi-Kämpä 2002). Emolehmät kuorivat puita ja tiivistivät maata, mistä seurasi lammikoiden syntyminen painaumiin ja pintavalumia. Ulkokasvatuksen lisäksi myös nautojen jaloitteluun ja ulkoiluun tarkoitettut tarha-alueet kuormittavat ympäristöä.

Tohmajärven metsätarhojen lysimetrivesissä oli liukoista fosforia 0,02–7,02 mg/l, kokonaisfosforia 1,7–28,2 mg/l, ammoniumtyyppiä 123–1121 mg/l ja kokonaistyyppiä 206–1369 mg/l (Uusi-Kämpä 2002). Kiinteäpohjaisen jaloittelutarhan valumavesissä ravinnepitoisuudet ovat suuremmat kuin maapohjaisen tarhan vesissä. Esimerkiksi Minkiön asfalttipohjaisessa jaloittelutarhassa pintavalunnan ravinnepitoisuudet vaihtelivat seuraavasti: liukoista fosforia 1,4–38,2 mg/l, kokonaisfosforia 1,7–120 mg/l ja kokonaistyyppiä 30–350 mg/l (Uusi-Kämpä ym. 2001). Suuri osa tarhaveden kokonaistyypeistä ammoniumtyyppiä. Sen sijaan nitraattityypin pitoisuudet ovat pieniä.

Hygienia

Ulosteperäistä saastumista kuvaavia mikrobeja on runsaasti jaloittelu- ja ulkotarhojen valumavesissä, kun alueella liikkuu paljon eläimiä. Yhdysvalloissa ja Kanadassa intensiivisen nautojen kasvatuksen on todettu aiheuttavan hygieniahaittoja. Esimerkiksi Kennedy ym. (1999) mittasivat Albertan provinssissa Kanadassa suuria enterokokkitiheyksiä ($7,1 \times 10^5$ – $8,6 \times 10^7$ pmy/100 ml) ja fekaalisia koliformitiheyksiä ($6,5 \times 10^6$ – $1,1 \times 10^8$ pmy/100 ml) lihanautojen ulkokasvatusaitausten pintavalunnasta. Valumaveden varastoaltaassa fekaalisten koliformien ($1,6$ – $5,0 \times 10^5$ pmy/100 ml) ja fekaalisten enterokokkien ($1,3 \times 10^5$ – $1,7 \times 10^6$ pmy/100 ml) pitoisuudet olivat pienempiä kuin tarhoista tulevassa pintavalunnassa. Jos vesi on alttiina aurinгонvalolle ja muille mikrobeja tuhoaville tekijöille, osa suolistomikrobeista tuhoutuu. Myös sadevesistä aiheutuva laimeneminen saattaa laskea pitoisuuksia.

Tohmajärvellä metsätarhojen etuosasta kerätyissä lysimetrivesissä oli fekaalisia koliformeja $3,2 \times 10^3$ – $2,1 \times 10^4$ pmy/100 ml, enterokokkeja 6×10^2 – $2,3 \times 10^4$ pmy/100 ja sulfiittia pelkistäviä klostrideja 100–500 mpy/100 ml. Niissä tarhan osissa, joissa eläimet oleskelivät harvemmin, ei löytynyt lainkaan ulostesaastumista kuvaavia mikrobeja, tai pitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin tarhan etuosassa, jossa eläinten ruokinta-, juoma- ja makuupaikat sijaitsivat (Uusi-Kämpä & Heinonen-Tanski 2000).

Jokioisilla kiinteäpohjaisen jaloittelutarhan valumavedestä mitattiin erittäin suuria mikrobipitoisuuksia: fekaalisia koliformeja 7×10^6 pmy/100 ml, enterokokkeja $3,1 \times 10^6$ pmy/100 ml ja sulfiittia pelkistäviä klostrideja $1,1 \times 10^4$ pmy/100 ml (Uusi-Kämpä & Heinonen-Tanski 2000). Jaloittelutarhan pintavalunta puhdistettiin maasuodattimissa, mutta mikrobiitiheydet pysyivät silti suurina.

Jaloittelutarhoista sekä laiduntamisesta aiheutuvia haittoja on raportoitu mm. USAn pohjoisosista (Gary & Adams 1985) ja itärannikolta (Hagedorn ym. 1999) sekä Englannista (Stanley ym. 1998). Ravinteiden ohella myös indikaattorimikrobien on osoitettu kulkeutuvan pohja- ja pintavesiin. Kosteassa ilmastossa tapahtuu vesien saastumista ja pahimmillaan pohjavesistä on voitu osoittaa jopa *Campylobacter jejuni* (Stanley ym. 1998), joka Suomessakin on aiheuttanut talousvesiongelmia.

Aineisto ja menetelmät

Tässä tutkimuksessa selvitettiin ulko- ja jaloittelutarhoista aiheutuvaa ravinkuormitusta vesistöihin. Muutamasta vesinäytteestä tehtiin myös mikrobiologisia määrytyksiä, joilla selvitettiin tarhavesien hygieenistä laatua. Valumavesien fosfori- ja typpipitoisuuksia mitattiin Ruukin ulkotarhasta ja kak-

siosaisesta jaloittelutarhasta Juvalla. Lisäksi mitattiin tarhapohjan fosfori- ja typpipitoisuuksia Ruukin metsätarhasta ja yhdestä keskipohjalaisesta emolehmätarhasta.

Hankkeessa suunniteltiin kaksi jaloittelutarhaa ja suodatinta tarhavesien puhdistamista varten. Juvalle rakennettiin kaksiosainen tarha, jossa osa tarhapohjasta oli asfalttia ja osa kuoriketta. Yli-Iihin rakennettiin masuuni-kuonapohjainen tarha. Alustavia tuloksia tarhavesien puhdistamisesta olkihake-turvesuodattimessa saatiin Juvalta valumakaudella 2002. Yli-Iin tarhasa suodatinkoe jatkuu valumakaudella 2003.

Ruukin metsätarha

MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasemalla Ruukissa tutkittiin sonnien ulkotarhauksesta aiheutuvaa ravinnekuormitusta 1999–2002. Tarha oli rakennettu metsään, jossa puut antoivat sonneille säänsuojaa. Puusto oli männyvaltaista ja seassa oli hieskoivua. Hehtaarin kokoisessa tarhassa kasvatettiin kymmentä sonnia kerrallaan marraskuusta 1999 joulukuuhun 2001. Kokeen aikana kasvatettiin kaksi sonnierää. Ensimmäisessä erässä oli 10 Hereford-rotuista sonnia ja toisessa 10 Ay-sonnia. Tutkimus oli osa suurempaa ”Lihanautojen kasvatus kylmissä tuotantoympäristöissä” -kehittämishanketta, jota on toteutettu yhteistyössä Oulun Maaseutukeskuksen, Kuopion yliopiston ja Pohjois-Savon ammattikorkeakoulun kanssa (Huuskonen & Huttu 2001, Huuskonen ym. 2002, Kauppinen ym. 2002).

Tarhan alareunaan kaivettiin keväällä 2000 oja, johon kerättiin tarhasta tullut pintavalunta. Vesinäytteenotto alkoi huhtikuussa 2000 ja jatkui heinäkuuhun 2002. Ojaan kertyneen veden määrä mitattiin V-mittapadolla. Kevätvalumakaudella näytteet otettiin kolme kertaa päivässä: aamulla, keskipäivällä ja illalla. Muulloin näyte otettiin kerran päivässä viikonmittaisena kokoomänäytteenä. Tarhoista valuneen veden laatua verrattiin tarha-alueen ulkopuolella virtaavaan ojaveteen. Mikrobiologisia analyysejä varten vesinäyte otettiin neljä kertaa syksyllä 2001. Sadanta mitattiin Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasemalla.

Ravinteiden kulkeutumista maassa alaspäin selvitettiin ottamalla 60 cm:n paksuisia maaprofiilinäytteitä 18 eri paikasta tarhaa. Ensimmäiset profiilinäytteet otettiin lokakuussa 1999 ennen sonnien päästämistä tarhaan. Tämän jälkeen otettiin samoista paikoista näytteet kahtena seuraavana keväänä ja syksynä. Näytteet kaivettiin 0–5, 5–30 ja 30–60 cm:n syvyyksistä maakerroksista. Syksyllä 2001 otettiin näytteet myös 50–60 cm:n kerroksesta. Näytteitä ei voitu ottaa syvemältä, koska maaprofiilin kivet haittasivat kairalla tehtävää näytteenottoa.

Metsätarha-alueella tehtiin myös kasvilajikartoituksia. Alueelle perustettiin 12 kappaletta 4 x 4 neliömetrin suuruisia koealoja kasvilajikartoitusta varten. Ennen kasvatuskokeiden alkua (28.10.1999) koealoilta inventoitiin pohjakerroksen (sammalet), kenttäkerroksen (varvut ja heinäkasvit) sekä puuston kasvilajikoostumus, määrä ja kasvukunto. Kasvilaji-inventointi ja kasvukuntomääritykset tehtiin uudelleen vuoden (28.9.2000) ja kahden vuoden kuluttua (17.10.2001) kokeiden aloittamisesta. Lisäksi tehtiin seurantakartoitus 10.10.2002, jolloin tarha-alue oli ollut yhden kasvukauden ajan vapaana eläinten aiheuttamasta laidunpaineesta.

Keskipohjalainen emolehmätarha

Pohjanmaalla 1000 m²:n ulkotarhassa ruokittiin 15–22 emolehmää talvikaudella. Karkealle hietamaalle perustettu tarha on ollut käytössä syksystä 1998. Tarhan pintaosa savettiin 1999. Tarhapohjan partikkelikokojakauma on liitteellä 6. Emojen makuupaikkana oli puinen katos, jossa oli maapohja. Tarha-alueen pintavalunta kerättiin kahteen maapohjaiseen laskeutusaltaaseen. Vesi tyhjennettiin altaista pellolle.

Ulkotarhasta aiheutuvaa ravinnekuormitusta tutkittiin analysoimalla epäorgaanisen tyypin ja helpoliukoisen fosforin pitoisuudet tarhapohjan kolmesta eri maakerroksesta. Tarhan pinnasta poistettiin 20–30 cm:n lanta-maakerros näytteenottoa edeltävänä päivänä. Näytteet otettiin tarhan pintamaasta (0–2,5 cm) ja sen alapuolelta (10–20 cm) sekä pohjamaasta (20–40 cm) syyskuussa 2001.

Juvan jaloittelutarha

Juvalaisella luomutilalla 100 lehmän pihattonavetan yhteyteen rakennettiin kaksiosainen jaloittelutarha vuonna 2000. Tarhan etuosa (500 m²) päällystettiin asfalttibetonilla. Tarhan takaosaan rakennettiin 600 m²:n maapohjainen kuoriketarha (Kuva 1). Kiinteäpohjaisen ja maapohjaisen tarhan välissä on noin 10 cm korkea asfalttipalle estämässä pintavesien valumista asfalttitarhasta kuoriketarhaan. Tarhan ympärille rakennettiin vanhoista puhelinpylväistä ja lankuista 1,3 metriä korkea aita. Sitä korotettiin myöhemmin 1,6 metriin, koska talvella lunta kertyi tarhan pintaan sekä erityisesti aitojen viereen, jolloin muutama lehmä pääsi hyppäämään aidan yli.



Kuva 1. Juvalla rakennetussa tarhassa on pihaton vieressä asfalttia ja jatko-na kuoriketta. (Kuva: Maarit Puumala).

Asfalttipohjainen tarha-alue

Asfalttitarhan pinta on navetan päädyssä noin 10 cm alempana kuin pihaton lattia. Tarhan kaltevuus on 0,5–1,0 % valumavesien keräilykaivoon päin. Navetan keskivaiheilla olevan eläinten kulkuoven edessä tarha kallistuu 7–8 %.

Tarhasta muodostuvat pintavalunnat koottiin kaivoon, josta ne pumpattiin aluksi lietesäiliöön ja vuoden 2001 lokakuusta lähtien olki-hake-turvesuodattimeen. Aluksi kaivo oli tarhan puolella, mutta myöhemmin se aidattiin tarhan ulkopuolelle, jolloin kaivon kanneksi voitiin laittaa suomulevy. Levy estää tehokkaammin roskien menemisen kaivoon kuin ritiläkansi.

Valumavedet pumpattiin kaivosta eteenpäin uppopumpulla ja veden määrä oli tarkoitus laskea käyntiajan laskimen avulla. Pumpun ja laskimen toiminnassa oli kuitenkin niin suuria ongelmia, ettei valunnan määrää ole pystytty laskemaan.

Olki-hake-turvesuodatin (3:2:1 tilavuudesta) valmistui lokakuun 2001 lopussa. Suodattimen koko on 15 m³ (korkeus 1,5 m). Vesi johdetaan rei'itettyä muoviputkea pitkin suodattimen päälle, josta se jakautuu koko suodattimen

pituudelta. Suodattimen pohjalla on salaojaputki, jota pitkin suodattuneet vedet johdetaan mittakaivoon. Veden määrä ja ravinne- ja ulostemikrobi-
toisuudet mitattiin valunnan mukaan, niin että näytteitä saatiin sekä suuren
että pienen valunnan ajalta.

Kuorikepohjainen tarha-alue

Asfalttipohjaisen tarhan taakse perustettiin 600 m²:n maapohjainen kuorike-
tarha. Tarhasta poistettiin pintamaa ja tilalle ajettiin sorapatja sekä kuoriketta.
Tarha salaojitettiin lokakuussa 2000 viiden metrin ojavälillä, niin että sala-
ojaputket tulivat 30 cm:n paksuisen sorakerroksen pohjalle. Putkien väli oli
pieni, koska putkien alle ei haluttu laittaa muovia. Kaikkien tarhasta tulevien
vesien oletettiin menevän salaojiin. Soran päälle laitettiin 25–30 cm:n kerros
kuusen kuoriketta, joka sisälsi pitkiä kuorisuikaleita sekä puunpalasia ja ok-
sia. Kuorike saatiin läheiseltä sahalta.

Salaojavedet johdettiin kaivoon, josta ne pumpattiin lietesäiliöön. Veden
määrä mitattiin ja vedestä otettiin näytteet ravinne- ja mikrobianalysejä
varten. Tarhan alla, noin metrin syvyydessä, oli myös kuivatussalaoja, josta
tuleva vesi analysoitiin aika-ajoin. Tarkoituksena oli selvittää, pääseekö ra-
vinteita maapohjaisesta tarhasta pohjaveteen.

Yli-lin jaloittelutarha

Yli-lihin rakennettiin syksyllä 2001 neljällekymmenelle lypsylehmälle 900
m²:n suuruinen maabetonitarha, jossa soran sijasta runkoaineena on ma-
suunikuona. Pohjarakenne tehtiin masuunihiekasta. Masuunikuonabetonin
kerrospaksuus on noin 10 cm ja masuunihiekan noin 20 cm. Tarha aidattiin
150 cm korkealla aidalla, jonka pystytolppina on käytettyjä teletolppia ja
johtimena käytöstä poistettua puhelinkaapelia (Kuva 2). Tarha viettää noin
yhden prosentin kallistuksella navettarakennuksesta pois päin kulmassa ole-
vaan saostuskaivoon, josta vedet johdetaan edelleen jakokaivon kautta noin
10 m³:n suuruiseen turve-hakesuodattimeen. Suodattimesta vedet johdetaan
matalahkoon pelto-ojaan, jossa on runsaasti kasvillisuutta. Koska tilalla on
ollut käynnissä myös pihaton laajennus, tarhaa ei ole voitu ottaa käyttöön
ennen kuin syyskuussa 2002. Siten tarhasta ei ole saatu käyttökokemuksia
tämän tutkimuksen aikana. Myöskään valumavesiä ei tarhasta ehditty saada
vähäsateisen syksyn takia.

Maabetonitarhan rakennekerrosten kustannusarvio oli 8 €/m². Kaikkiaan
tarhan kustannusarvio oli 11,3 €/m². Suodattimen (10 m³) rakentamiskustan-
nuksiksi arvioitiin 1500 € ilman tutkimuksesta aiheutuvia lisäkustannuksia.

Toteutuneet kustannukset ovat viljelijän kirjanpidon mukaan ma-
suunikuonatarhan osalta 8,32 €/m² sekä suodattimen osalta 1649 €, josta

vaihdettavan suodatinmateriaalin osuus on 212 €. Tarhan pintaa tasoitettiin kesällä 2002 masuunimurskeella, josta aiheutui 0,73 €/m² lisäkustannus. Kustannukset on ilmoitettu arvonnäisäverottomina.

Yli-Iin tarhahanke on toteutettu yhteistyössä Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen kanssa ja se on osa suurempaa Siuruanjoki kuntoon -yhteishanketta (Junttila & Rahkila 2003).



Kuva 2. Yli-Iin jaloittelutarha on rakennettu pihatton viereen. Pohjamateriaalina on käytetty masuunikuonaa maabetonin tapaan ja aitaamiseen käytöstä poistettuja teletolppia sekä puhelinkaapelia. (Kuva: Maarit Puumala).

Vesi- ja maanäytteet

Vesinäytteet kemiallisia analyysyjä varten kerättiin jaloittelu- ja ulkotarhoista 500 ml:n muovipulloihin, jotka pakastettiin heti näytteenoton jälkeen. Maanäytteet kerättiin muovisiin viljavuusnäyterasioihin, jotka pakastettiin samana päivänä. Pakastetut vesi- ja maanäytteet kuljetettiin Jokioisiin MTT:n Ympäristöhallinta-vastuualueen laboratorioon kylmälaukuissa tai pakettiauttoon sijoitetussa pakastarkussa. Yli-Iin tarhan pohjamateriaalina käytetystä masuunikuonasta otettiin näytteet analysoitaviksi MTT:llä. Tarkoituksena oli selvittää, vapautuuko näistä materiaaleista raskasmetalleja.

Terveystarkastaja otti vesinäytteet hygieniamäärityksiä varten Ruukin ulkotarhasta. Mikrobiologiset tutkimukset tehtiin Raahen seudun terveydenhuollon kuntayhtymän elintarvike- ja ympäristölaboratoriossa. Juvalla steriileihin muovipulloihin otetut hygienianäytteet lähetettiin samana päivänä kylmäva-

raajien kanssa kylmälaukuissa määritettäväksi Kuopion yliopiston ympäristötieteiden laitokselle.

Näytteiden analysointi

Vesinäytteistä määritettiin haihdutusjäännös (Hj), liukoinen fosfori eli ortofosfaattifosfori ($\text{PO}_4\text{-P}$), kokonaisfosfori (Kok-P), ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$) ja kokonaistyyppi (Kok-N). Näytteet analysoitiin suomalaisia standardimenetelmiä (SFS 3008, SFS 3025, SFS 3026, SFS 3030, SFS 3031 ja SFS 3032) noudattaen. Haihdutusjäännös, joka oli haihdutettu $105\text{ }^\circ\text{C}$:ssa, määritettiin gravimetrisesti. Ortofosfaattifosforin määrittämisensä varten näytteet suodatettiin kalvolla (Nuclepore® Polycarbonate, huokoskoko $0,2\text{ }\mu\text{m}$). Nitraatti- ja ammoniumtyypen määrittämisissä käytettiin Sartorius nitrate -kalvoja (Sartorius ACN, huokoskoko $0,45\text{ }\mu\text{m}$). Juvan tarhavesistä määritettiin myös kemiallinen hapenkulutus (COD).

Ruukin metsätarhasta otetuista hygienianäytteistä määritettiin fekaaliset koliformiset bakteerit ($44,5^\circ\text{C}/21\text{h}$; SFS 4088), koliformiset bakteerit ($37^\circ\text{C}/24\text{h}$; SFS 3016), fekaaliset streptokokit eli enterokokit ($37^\circ\text{C}/48\text{h}$; SFS 3014) ja sulfiittia pelkistävät klostridit ($37^\circ\text{C}/44\text{h}$; SFS-EN 26461–2). Juvan jaloittelutarhasta otettujen vesinäytteiden hygienianalyysit aloitettiin näytteenotto-päivänä Kuopion yliopiston ympäristötieteiden laitoksella. Näytteistä analysoitiin kokonaiskoliformit, fekaaliset koliformit, enterokokit, sulfiittia pelkistävät klostridit ja kolifaagit. Somaattisten DNA- ja RNA-kolifaagien määrittämiseen käytettiin yksikerrostekniikkaa sekä isäntinä *E. coli* ATCC 13706 ja *E. coli* ATCC 15597 (Grabow & Coubrough 1986 muunnoksella Rajala-Mustonen & Heinonen-Tanski 1992). Analyysimenetelmät on selvitetty tarkemmin julkaisussa (Uusi-Kämpä ym. 2002).

Pakastetuista maanäytteistä määritettiin ammonium- ja nitraattityypen pitoisuudet käyttäen Esalan (1992) kuvaamaa menetelmää. Maanäytteistä määritettiin helppoliukoinen fosfori uutamalla näytteet viljavuusanalyysissä käytetyllä menetelmällä (hapan ammoniumasetatiliuos, pH 4,65, Vuorinen & Mäkitie 1955).

Yli-Iin tarhan pohjan rakennusmateriaalina käytetystä masuunikuonasta ja masuunihiekasta tehtiin kemiallisia määrittämisensä niistä mahdollisesti liukenevien haitallisten aineiden määrien selvittämiseksi. Tarhan rakentamisessa käytetyistä materiaaleista otettiin näytteet, joista uutettiin ravinteita ja raskasmetalleja viljavuusanalyysissä käytetyin menetelmin. Kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg) ja fosfori (P) uutettiin happamalla ammoniumasetatiliuoksella (pH 4,65) ja kadmium (Cd), kromi (Cr), kupari (Cu), rauta (Fe), mangaani (Mn), nikkeli (Ni), lyijy (Pb), sinkki (Zn) ja vanadiini (V) uutettiin happaman ammoniumasetatin ja EDTA:n seoksella. Boori (B) uu-

tettiin kuumalla vedellä. Materiaalien pH määritettiin vesilietoksesta tilavuussuhteella 1:2,5

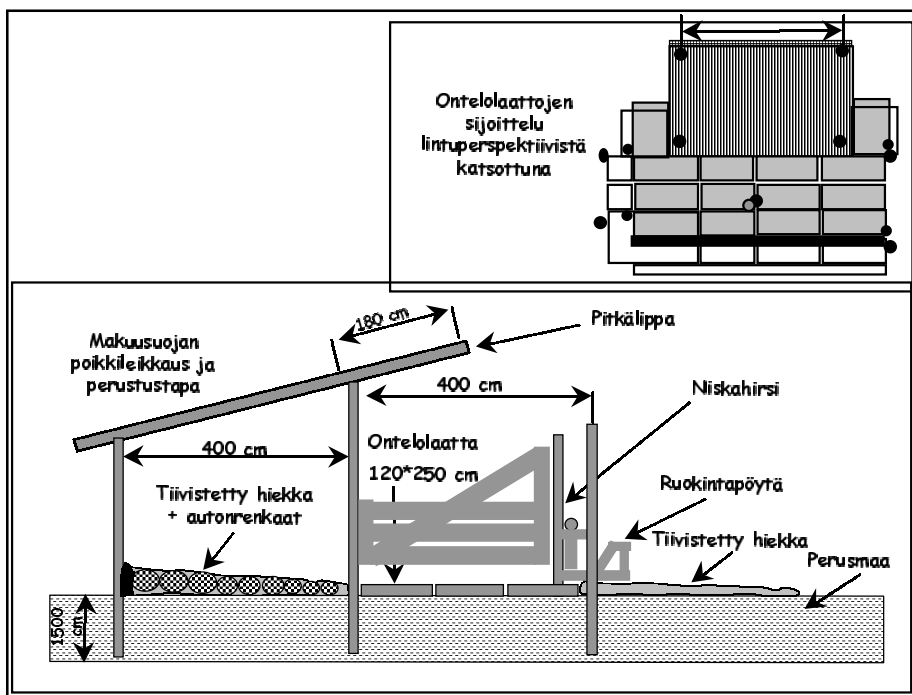
Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tarhojen rakenteet, talous ja käyttökokemukset

Ruukin metsätarha

Tarha-alue aidattiin talvikäyttöön soveltuvalla aitanauhalla. Nauhaan oli sijoitettu johdinpari niin, että aitalanka ei vaatinut toimiakseen maadoitusta. Alueen ympäri kiersi kolme lankaa. Aita oli noin 160 cm korkea. Eläinten säänsuojana oli puusta rakennettu pulpettikattoinen suojarakennus (Kuva 3). Suojarakennuksen etuosassa sijaitsevalla ruokintapöydällä oli syöntitilaa 100 cm eläintä kohti. Rakennuksen takaosaan muotoiltiin hiekasta vinokuivikepohja, jonka päälle syntyvä makuualusta oli kooltaan 3,2 m²/eläin. Makuualustaa käytettiin kestokuivikepohjan tavoin niin, että makuupohjalle varauduttiin päivittäin lisäämään silputtua olkea 2,5–6,0 kg/eläin. Kuivikkeen käyttömäärä riippui eläinten koosta ja sääoloista. Viileällä ja märällä säällä haihtuminen on vähäistä, ja kuivikkeita kuluu runsammin kuin lämpimissä ja kuivissa olosuhteissa. Erittäin kylminä ajanjaksoina on syytä käyttää runsaasti kuivikkeita, sillä kuiva makuualusta parantaa merkittävästi eläinten pakkasenkestävyyttä.

Suojarakennuksen etuosaan rakennettiin ontelolaatoista kiinteä betonipohjainen lantakäytävä, jota tarvittaessa voi siirtää (Kuva 3). Ontelolaattojen saumat tiivistettiin täyttöhiekalla sekä sementin, täyttöhiekan ja veden seoksella. Lantakäytävän eteen oli sijoitettu kattamaton ruokintapöytä. Laatalle kerääntynyt lanta puhdistettiin traktorin etukuormaajalla säännöllisesti 2–3 kertaa viikossa. Makuualustan kestokuivikepohja tyhjennettiin kerran vuodessa samalla kun eläinryhmä vaihtui. Eläinten juomaveden järjestämiseksi tutkimusasemalla kehitettiin metsälaitumille soveltuva juottoautomaatti. Se valmistettiin käytöstä poistetun jääpankkitylitasäiliön rakenteista ja soveltaen uimuritekniikkaa. Siirrettävä 600 litran automaatti oli halpa, lujarakenteinen, toimintavarma ja hygieeninen. Toimiakseen järjestelmä vaati yhden 1,5–3 kW:n valovirralla toimivan lämpövastuksen. Prototyyppi on edelleen tutkimusasemalla koekäytössä, ja kokemukset sen toiminnasta ovat myönteisiä. Juottoautomaatin rakentaminen ja toimintaperiaate on esitelty tarkemmin ”Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotantoympäristöissä” -kehittämishankkeen kotisivuilla (Huuskonen & Huttu 2001).



Kuva 3. Ruukin metsätarhan makuukatos. (Piirros: Sami Huttu).

Ulkotarhan aitatolpat ja kolmiseinäisen katoksen rakentamiseen tarvittu puutavara saatiin pääosin alueelta raivauksen yhteydessä kaadetuista puista. Valaistukseen tarvittava sähkö tuotiin jatkojohdolla. Tarhaan vedettiin myös maanpäällinen vesijohto, jonka käyttö oli mahdollista vain kesäkaudella. Tarhan rakentamiskustannus oli ilman työtä noin 550 € eläinpaikkaa kohti. Tarhakasvatuksen vaihtoehtona toimineen kylmäpihaton eläinpaikan hinta ilman työkustannusta oli kaksi vuotta aiemmin rakennettuna 590 €. Ero metsätarhan ja kylmäpihaton rakentamiskustannusten välillä ei siten muodostunut esimerkkitapauksessa kovinkaan suureksi.

Ulkotarhojen perustamiskustannuksia voidaan alentaa tilakohtaisin ratkaisuin. Kustannukset riippuvat tarhan varustelutasosta sekä sijainnista suhteessa tilan talouskeskukseen. Jos veden ja sähkön saanti alueelle onnistuu ilman merkittäviä rahamenoja ja eläinten säänsuojana voidaan käyttää tilalla jo olemassa olevia rakennuksia, muodostuu suurimmaksi investoinniksi aitaus. Rakennus- ja laiteratkaisujen suunnitteluun on aina paneuduttava huolella. Puutteellisista tai heikosti suunnitelluista ratkaisuista johtuvat tuotantotekniset haitat lisäävät kohtuuttomasti työkustannuksia ja heikentävät rehuhyötysuhdetta.

Kasvillisuuden muutokset ulkokasvatuksen aikana

Ennen kasvatuskokeiden alkua tehdyssä puusto- ja kasvilajikartoituksessa Ruukin tarha-alueen yläosassa todettiin olevan varttunutta ja alaosassa nuorta kasvatusmetsää. Alueen puusto oli mäntyvaltaista, mutta seassa oli myös hieskoivua ja vähän kuusta. Alikasvoksena oli kuusta, haapaa, pihlajaa, raitaa sekä vähän katajaa. Kuusentaimia tarha-alueella oli noin 200 kpl/ha, keskipituudeltaan noin 4 metriä. Lehtipuiden kantovesakkoa, jonka keskipituus oli noin 2 metriä, oli noin 3 000 kpl/ha. Alueelle oli tehty harvennushakkuu, ja puuston tiheys oli normaali. Ajourat olivat jonkin verran heinittyneet. Kenttakerroksen kasvillisuuden muodostivat puolukka, suopursu, variksenmarja, mustikka, vanamo, metsälauha, metsäkastikka, juolukka ja katinlieko. Tarha-alueen pohjakerros oli paksukunttaista, tarhan alaosasta osin rahkoittunutta. Pohjakerroksen kasvillisuutena olivat seinä-, rahka-, kynsi- ja karhunsammal.

Sonnien tarhakasvatuksen vaikutukset alueen kasvilajistoon olivat jo ensimmäisen vuoden aikana varsin suuret. Vuoden kuluttua kasvatuskokeiden aloittamisesta tehdyssä kartoituksessa kaikki isot koivut ja kuuset olivat kuorittuja tyveltä. Männyistä 10–40 % oli tyveltä ympärikuorittuja. Eniten kuorittuja mäntyjä oli ruokintakatoksen lähellä. Kuoritut männyt olivat usein pieniä läpimitaltaan ja ohutkaarnaisia, mutta varsinkin katoksen lähellä myös paksuja puita oli kuorittu. Lisäksi puustolle oli syntynyt juuristovaurioita varsinkin eläinten oleskelupaikoilla. Kuusentaimia oli jäljellä noin 50 kpl/ha, joista kaikki oli vioittuneita. Lehtipuuvesakkoa oli jäljellä 1 000 kpl/ha, ja nekin olivat vioittuneita.

Mekaaninen tallaus ja maan tiivistyminen olivat niin ikään aiheuttaneet suuria muutoksia. Pintakasvillisuutta oli tallottu voimakkaasti varsinkin katoksen lähellä ja eläinten kulkureiteillä. Kasvillisuutta oli säilynyt lähinnä mättäillä sekä tarhan alaosassa kauimpana katoksesta. Sammalten määrä alueella oli vähentynyt merkittävästi, voimakkaimmin makuukatoksen läheisyydessä. Samoin kenttakerroksen kasvillisuus oli kärsinyt eniten katoksen läheisyydessä.

Hieman yli kaksi vuotta kestäneen tarhakasvatuksen kokonaisvaikutukset alueen kasvillisuuteen olivat hyvin suuret. Syksyllä 2001 tehdyssä kartoituksessa todettiin, että tarhan pintakasvillisuus oli tallottu mustalle mullalle lukuun ottamatta aivan puiden tyviä ja tarhan lievästi soistunutta alaosaa, joka oli kauimpana ruokintakatoksesta. Kaikki alikasvosvesakko oli käytännöllisesti katsoen tallottu tai syöty. Kaikki kuuset ja lehtipuut oli kuorittu, osa kuusista oli jo kuollut pystyyn. Pienialaisia kasvillisuuslaikkuja oli säilynyt, mutta niissäkin heinän osuus oli lisääntynyt ja sammaleiden ja varpujen osuus vähentynyt. Katoksen välittömässä läheisyydessä olevista suurista puista noin 70 %:lla oli runkovaurio ja 100 %:lla jonkinasteinen juuri- tai juurenniskavaurio. Kauempana katoksesta olevista puista 50 %:lla oli runko-

vaurio ja noin 90 %:lla juuri- tai juurenniskavaurio. Paksukaarnaisimmat isot männyt olivat säilyneet parhaiten.

Syksyllä 2002 tehdyssä kartoituksessa seurattiin tarha-alueen kykyä palautua eläinten aiheuttamasta mekaanisesta kulutuksesta. Tällöin alue oli ollut yhden kasvukauden ajan vapaana eläinten aiheuttamasta laidunpaineesta. Kartoituksen mukaan mullalle tallottu pintakasvillisuus oli alkanut nopeasti elpyä uusilla, metsäkasvillisuuteen kuulumattomilla lajeilla. Pintakasvillisuuteen oli ilmestynyt rehujen mukana tulleista siemenistä uusia lajeja, joista monet hyötyivät runsaasta typestä. Näitä uusia lajeja olivat mm. jauhosavikka, timotei, matara, pihatähtimö, pihasaunio, pihatatar, nokkonen ja voikukka. Muita lisääntyneitä lajeja olivat maitohorsma, hieskoivun siementaimet, pajunvesat, ahosuolaheinä, nurmikka ja vadelma. Jauhosavikkaa oli varsinkin tallotuimmilla paikoilla katoksen lähellä ja keskiaidan varsilla. Maitohorsma oli lisääntynyt hyvin voimakkaasti. Kauimpana katoksesta vähemmän tallatuilla alueilla metsälauha oli lisääntynyt valon lisääntyttyä. Männyin vuoden vanhoja sirkkataimia oli kohtalaisesti. Kaikki kuoritut kuuset olivat kuolleet ja kuivuneet pystyyn. Yksittäisistä ympärisyödyistä männyistä oli muutama kuollut. Lehtipuista oli vielä elossa kaksi koivua ja kaksi haapaa. Mikäli alueella ei enää pidettäisi eläimiä, siihen nousisi nopeasti vahva hieskoivu-taimikko pystyyn kuolevien ja kituvien mäntyjen alle.

Vaikka Ruukin ulkotarhassa kasvatettiin vain 10 sonnia hehtaarin alalla, niin eläinmäärä pinta-alaa kohden oli kuitenkin niin suuri, että eläimet tuhosivat ruokinnasta huolimatta lähes kaiken pintakasvillisuuden. Puusto saa tällä eläin-pinta-alasuhteella jo muutamassa vuodessa merkittäviä vaurioita, ja varsinkin lehtipuut ja kuuset kuolevat kokonaan. Männyistä kuolevat lähivuosina kaikki ympärikuoritut, ja muut vioitetut saavat lahovaurioita.

Jos laajojen, maapohjaisten metsätarha-alueiden puuston ja kasvilajiston hahmotaan säilyvän elinvoimaisena, eläintiheyden on oltava selvästi Ruukin metsätarhaa pienempi. Tällöin tulee kysymykseen ainoastaan hyvin laajaperäinen kasvatusmalli, jollainen on käytössä osalla Koillismaan karjataloista. Koillismaalla ulkokasvatuksen pääperiaatteena on ollut, että metsälaidunalueita on vähintään yksi hehtaari nautayksikköä kohti (Lehtiniemi ym. 2001).

Lannan typpi- ja fosforimäärät

Sonnien syömän rehumäärän perusteella laskettiin, paljonko typpeä ja fosforia jää ulosteiden mukana tarha-alueelle (Taulukko 1). Eläinten rehun kulutuksen ja rehujen typpi- ja fosforipitoisuuksien perusteella pystyttiin laskemaan eläinten kasvatuskauden aikana syömä typpi- ja fosforimäärä. Rehujen typpipitoisuus määritettiin standardimenetelmin rehuanalyysillä (AOAC 1995), mutta fosforin osalta käytettiin kustannussyistä taulukkoarvoja. Kivennäisrehujen osalta käytettiin valmistajan vakuustodistuksessa ilmoittamaa fosforipitoisuutta.

Laskelmassa ravinteiden hyväksikäyttöasteina käytettiin kirjallisuudesta saatuja lukuja typen ja fosforin hyväksikäytöstä sekä pidättymisestä elimistöön kasvavalla lihanaudalla. Rehutypen hyväksikäyttöaste on naudoilla yleensä 15–25 % (Tamminga 1992). Tässä tutkimuksessa typen laskennallisena hyväksikäyttöasteena käytettiin 16 %, koska sonnien laskennallinen rehutypen hyväksikäyttö oli noin 16 % vastaavilla nurmisäilörehuun ja ohraan perustuvilla ruokinnolla Joki-Tokolan ym. (1995) tutkimuksessa. Fosforin osalta laskelmissa käytettiin kirjallisuuteen perustuvaa tietoa, jonka mukaan fosforia pidättyy kasvavalla naudalla 7,1 grammaa elopainokilon lisäystä kohti (Sibbesen & Rugne-Metzger 1995). Tämän perusteella fosforin hyväksikäyttöasteeksi tulee 25 %. Hyväksikäyttöaste vastaa Sehestedin & Weisbergin (2001) tuloksia, joiden mukaan vähemmän kuin 30 % ruokinnan fosforista tulee hyväksikäytetyksi maidon- ja naudanlihantuotannossa.

Edellä mainittujen hyväksikäyttöasteiden perusteella lasketut, ulosteissa eritetyt kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforimäärät ovat ensimmäisellä eläinryhmällä 642 kg tyyppiä ja 124 kg fosforia kasvatuskauden aikana. Toisen eläinryhmän vastaavat määrät ovat 585 kg tyyppiä ja 118 kg fosforia. Tutkimuksen yhteydessä toteutetun eläinten käyttäytymisseurannan (Tuomisto & Huuskonen 2001) sekä Tohmajärven emolehmänavetalla tehtyjen ulkotarhakokeiden (Kivinen ym. 2001) perusteella voidaan arvioida, että lannasta noin 80 % jää ruokintapaikan läheisyyteen ja on siten kerättävissä talteen. Näin ollen 20 % lannasta levittäytyy hallitsemattomasti tarha-alueen luonnontilaisiin osiin ja jää kuormittamaan ympäristöä. Ruukin tarhan luonnontilaisiin osiin jäi tämän laskelman mukaan 128 kg N ja 19 kg P ensimmäisellä eläinryhmällä ja 117 kg N ja 18 kg P toisella eläinryhmällä.

Taulukko 1. Rehujen syönnin perusteella laskettu typen ja fosforin kuormitus ruokintapaikan ulkopuolella. Ensimmäisessä eläinryhmässä oli 10 Herefordrotuista sonnia ja toisessa ryhmässä 10 Ay-sonnia.

	Eläinryhmä 1	Eläinryhmä 2
	11/1999–10/2000	11/2000–12/2001
Sonnien kasvatusaika		
	kg	kg
Typen saanti rehuista kasvatuskauden aikana	764	697
Typen erittyminen ulosteissa (84 % saannista)	642	585
Typpeä jäänyt tarha-alueelle (20 % eritetystä)	128	117
Fosforin saanti rehuista kasvatuskauden aikana	124	118
Fosforin erittyminen ulosteissa (75 % saannista)	93	89
Fosforia jäänyt tarha-alueelle (20 % eritetystä)	19	18

Juvan jaloittelutarha

Tarhan ympärille oli rakennettu vanhoista sähköpylväistä ja lankuista 120–130 cm korkea aita. Aita oli liian matala, sillä eläimet pystyivät hyppäämään sen yli talvella, kun tarhaan oli kertynyt lunta. Aita korotettiin keväällä 2001 1,6 metrin korkuiseksi.

Kiinteäpohjainen tarha puhdistettiin tarpeen mukaan traktorin etukuormaajan kauhalla. Asfalttitarhan kulmaan kahdelle sivulle oli rakennettu harkoista vajaan metrin korkuinen seinämä, jota vasten lannan kuormaaminen kävi kätevästi. Käytännössä tarha piti talviaikaan puhdistaa kerran viikossa, jotta tarha pysyi siistinä.

Tarhaan muodostuvat vedet valuivat tarhan päädyssä olevaan kaivoon, josta ne pumpattiin uppopumpulla putkea pitkin viereiseen lietteen ilmastussäiliöön. Pumppausputki oli ujutettu suuremman putken sisään, jotta se ei painunut kasaan. Alkuperäisen pehmeän putken tilalle vaihdettiin jäykkä putki, koska pumppauksessa esiintyi ongelmia.

Kustannusarvion mukaan asfalttitarhan kustannukset olivat 18,4 €/m² ilman tutkimuksesta johtuvia lisäkustannuksia. Toteutuneita kustannuksia ei viljelijän kirjanpidon perusteella pystytty luotettavasti laskemaan.

Kuorikkeen todettiin käyttöominaisuuksiensa puolesta olevan sopivaa maapohjaisen jaloittelutarhan pintamateriaaliksi. Kuorike oli tarpeeksi karkeaa, sillä se läpäisi vettä ja kesti lehmien liikkumista. Reilun vuoden käytön aikana kuorike hienontui niin, että sitä ei tarvinnut jälkikompostoida ennen pelolle levittämistä. Tällä hetkellä näyttää siltä, että tällaisella käytöllä (talviulkoilu, kesällä lehmät pääasiassa laitumella) kuorike pitää vaihtaa vuoden välein. Vähäsateisina vuosina, kuten 2002, kuorike kestää kauemmin. Kustannusarvion mukaan kuoriketarhan hinnaksi tuli 8,3 €/m². Toteutuneita kustannuksia ei kuoriketarhankaan osalta pystytty luotettavasti laskemaan.

Juvan jaloittelutarhan käyttökokemukset

Kuorikkeella päällystetty maapohjainen tarha oli pehmeä ja lehmät viihtyivät siinä paremmin kuin kiinteäpohjaisessa tarhassa. Keskimäärin 2/3 lehmistä oli kuoriketarhan puolella, vaikka kiinteäpohjaisessa tarhassa oli kuivaa heinää tarjolla syötäväksi. Pehmeäpohjainen kuoriketarha on hyväksi lehmien sorkkien terveydelle ja sorkat pysyvät puhtaampina kuin asfalttipohjaisessa tarhassa.

Talvella asfalttitarha osoittautui aika ajoin hyvin liukkaaksi, vaikka sitä hiekoitettiin. Erityisesti yli 3 %:n kallistuksella toteutetut alueet olivat ongelmallisia. Oli kuitenkin havaittavissa, että toisena talvena lehmät olivat jo

oppineet kulkemaan liukkaalla pinnalla paremmin. Kuoriketarha ei ollut liukas.

Kevät- ja syysvalumakaudella sekä muulloinkin kuoriketarhan ollessa hyvin märkä, karjaa ei laskettu sinne. Käytännössä tarhojen väliin laitettiin siirrettävä aita, jolloin kaikki lehmät olivat asfaltitarhan puolella. Näin kuoriketarhan pinta pysyy hyvänä pidempään ja kuorikkeen vaihtoväli pitenee.

Tarha-ala, 10 m²:ä lehmää kohden, riittää ryhmäulkoilussa, jolloin puolet lehmistä on yhtä aikaa ulkona. Jos kaikki lehmät ovat ulkona yhtä aikaa, on tarhassa hyvä olla enemmän tilaa, esimerkiksi 20 m² lehmää kohden. Vapaassa ulkoilussa riittää pienempikin ala.

Maan helppoliukoinen fosfori

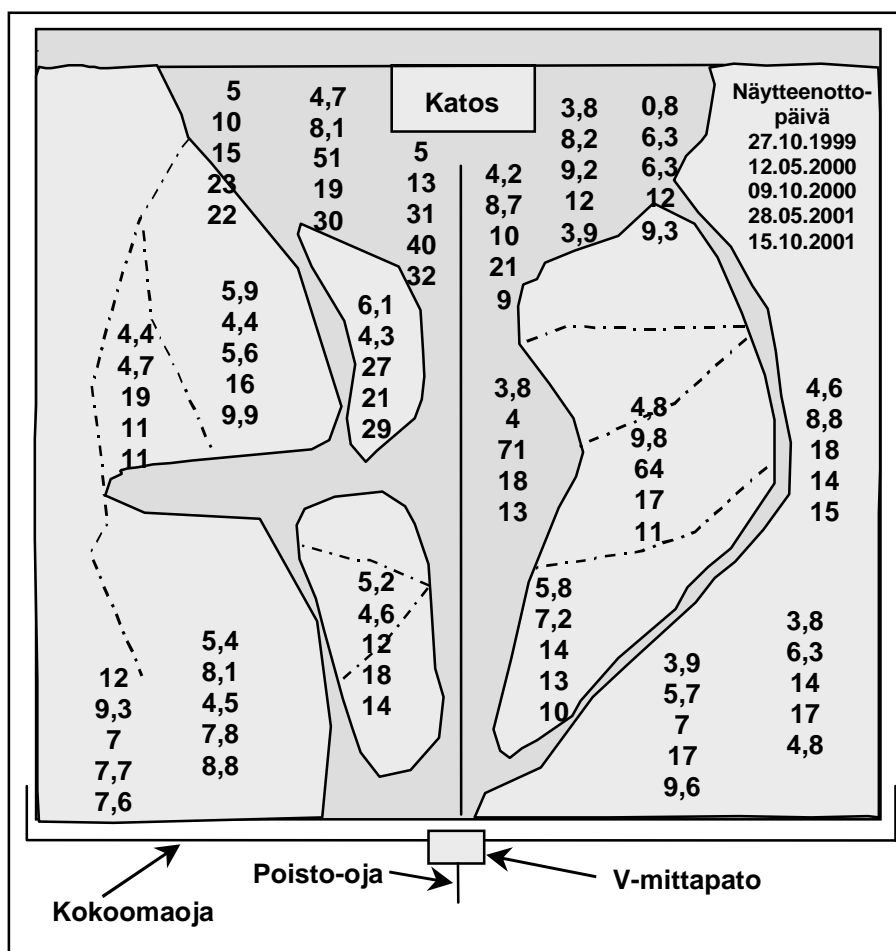
Ruukin metsätarha

Viiden senttimetrin paksuisessa pintamaakerroksessa oli helppoliukoista fosforia (P_{AAAc}) 5,0 mg/l (vaihteluväli 0,8–6,1 mg/l) ennen tarhauksen aloittamista syksyllä 1999 (Kuva 4). Yhdessä näytteenottopisteessä pitoisuudeksi saatiin 12 mg/l. Ensimmäisen talven aikana keskimääräinen P_{AAAc} -pitoisuus kasvoi 7,3:een mg/l vastaten viljelymaassa viljavuusluokkaa välttävä. Vuoden kestäneen tarhauksen jälkeen mitattiin suurimmat helppoliukoisen fosforin pitoisuudet – keskimäärin 21 mg/l (vaihteluväli 4,5–71 mg/l), mitkä pelto- ja metsämaassa vastaavat korkeata viljavuusluokkaa. Seuraavana keväänä keskimääräinen P_{AAAc} -pitoisuus oli 17 mg/l (7,0–40 mg/l). Syksyllä 2001, kahden ulkokasvatusvuoden jälkeen, P_{AAAc} -pitoisuus oli 14 mg/l (0,8–32 mg/l).

Fosforipitoisuus kasvoi niissä tarhan osissa, joissa sonnit enimmäkseen liikuivat. Suurimmat pitoisuudet löytyivät makuukatoksen ympäristöstä sekä tarhan kahteen osaan jakavan aidan vierestä. Ruukin metsätarhoissa P_{AAAc} -pitoisuudet olivat kahden tarhatalven jälkeen samaa suuruusluokkaa kuin Tohmajärven emolehmätarhoissa, 7,3–28 mg/l (Uusi-Kämpä 2002). Emolehmätarhoissa eläintiheys oli 80 ey/ha ja Ruukin metsätarhassa 6 ey/ha. Emoja tarhattiin tarhoissa vain 7–8 kuukautta vuodessa, kun sonnit olivat tarhassa vuoden ympäri. Lisäksi emolehmätarhoista poistettiin maan pintakerros vuosittain pahiten likaantuneilta alueilta. Sonnitarhasta poistettiin lantaa ainoastaan ruokintakatoksen kiinteältä pohjalta.

Pelto- ja metsämaassa pintamaan suuren fosforipitoisuuden on todettu lisäävän pintavalunnan mukana kulkeutuvaa fosforikuormitusta (Turtola & Yli-Halla 1999). Myös ulkotarhan kuormittuneimmissa osissa fosforin huuhtoutuminen voi lisääntyä, kun maan helppoliukoisen fosforin määrä kasvaa. Ruukin tarhassa sonnien ruokinta- ja makuukatoksen oli tarhan yläosassa. Sonnit oleskeliivat 80 % ajastaan katoksessa tai sen läheisyydessä. Täten suurimmat fosfori-

pitoisuudet olivat kauimpana mittapadosta. Osa pintavalunnan maa-ainekseen sitoutuneesta fosforista saattoi sedimentoitua tarhan alaosaan ja osa liukoisesta fosforista sitoutua maahan ennen kuin pintavalunta saavutti mittaojan. Ruokinta- ja maakuukatos pitäisikin sijoittaa tarhassa kuivalle paikalle ja mahdollisimman kauas valtaojasta ja vesistöstä.

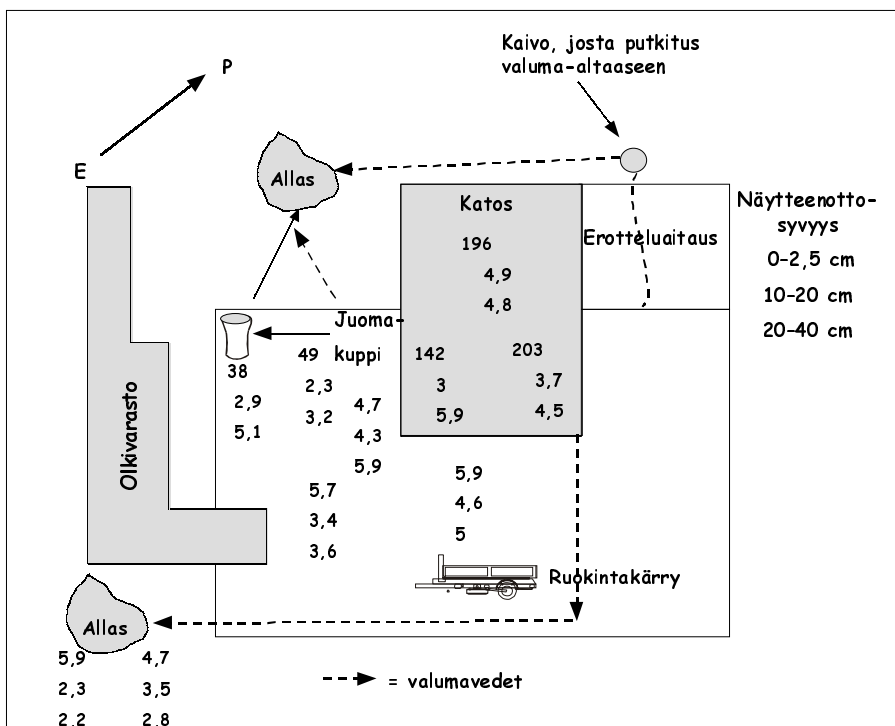


Kuva 4. Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet, mg/l, ulkotarhan 5 cm:n paksuisessa pintamaakerroksessa ennen tarhauksen aloittamista (1999) ja tarhauksen aikana 2000–2001. Sonnit liikkuivat yleensä piirroksen tummennetulla alueella. Sonnien käyttämät polut on merkitty katkoviivoilla.

Pohjanmaan emolehmätarha

Keskipohjanmaalaisesta emolehmätarhasta, jossa emot viettivät talviruokintakauden, mitattiin kolmesta eri maakerroksesta helppoliukoisen fosforin pitoisuudet. Pintamaassa (0–2 cm) P_{AAAC} -pitoisuudet olivat 4,7–200 mg/l eri näytteenottpisteissä (Kuva 5). Makuukatoksessa pintamaan P_{AAAC} -

pitoisuudet (140–200 mg/l) vastaavat peltomaassa viljavuusluokkaa arveluttavan korkea. Vastaavia pitoisuuksia on aikaisemmin mitattu säilörehunurmimaasta, jota on lannoitettu levittämällä suuria määriä lietalantaa pellon pintaan (Uusi-Kämppeä ym. 2002). Myös juomapisteen ympärillä mitattiin suuria P_{AAAc} -pitoisuuksia (38 mg/l ja 49 mg/l), jotka vastaavat viljavuusluokkaa korkea. Muualla tarhassa ja laskeutusaltaiden sisäpuolella olevassa maassa P_{AAAc} -pitoisuudet olivat 4,7–5,9 mg/l vastaten viljavuusluokkaa välttävä.



Kuva 5. Helppoliukoisien fosforin pitoisuudet, mg/l, emolehmetarhan maaprofiileissa.

Alempien näytteenotokerrosten pitoisuudet olivat 2,2–5,9 mg/l kaikissa kymmenessä näytteenotopisteessä. Katoksesta saattaa lähteä liukoista fosforia liikkeelle tulvavesien mukana. Suurimman fosforikuormituksen aiheuttavat juotto- ja ruokintapisteen ympäristöt kevätvalunnan aikana. Sen sijaan laskeutusaltan reunoissa on niukasti huuhtoutuvaa fosforia.

Maan epäorgaaninen typpi

Ruokin metsätarha

Tarhapohjan läpi huuhtoutuvan epäorgaanisen typen määrää arvioitiin analysoimalla kolmen eri maakerroksen ammonium- ja nitraattityppipitoisuudet.

gaanisen typen määrästä (128 kg/ha). Arvio tehtiin sen perusteella, että kasvatuksen aikana sonnien typen saanti rehuista oli 764 kg, rehutypen hyväksikäyttöaste oli 16 % ja sonnit viettivät 20 % tarhassa oloajasta muualla kuin ruokintapaikan läheisyydessä (katso tarkemmin Taulukko 2).

Keväällä 2001 epäorgaanisen typen määrä maassa oli peräti 177 kg/ha (27–526 kg/ha). Syksyllä 2001 epäorgaanisen typen määrä (110 kg/ha) oli pienempi kuin keväällä. Kesällä kasvit ottivat typpeä, typpeä huuhtoutui ja osa tyypestä haihtui ammoniakkinä tai typen oksideina ilmaan. Typen päästöjä ilmaan ei tutkittu.

Tohmajärven emolehmätarhoissa ruokinta- ja makuukatosten vieressä epäorgaanisen typen määrä, 360–410 kg/ha, oli 60 cm:n paksuisessa maakerroksessa suurempi kuin Ruukin metsätarhan kuormittuneimmissa osissa (Uusi-Kämpä 2002). Tohmajärven suuremmat typpimäärät selittyvät suurella eläintihedellä (80 ey/ha). Vähemmän kuormittuneissa tarhan osissa Ruukissa (9–60 kg/ha) ja Tohmajärvellä (46–85 kg/ha) oli lähes yhtä paljon epäorgaanista typpeä. Luonnontilaisessa metsämaassa epäorgaanista typpeä oli Ruukissa ja Tohmajärvellä alle 10 kg/ha.

Maan epäorgaaninen typpi oli pääasiassa lannasta peräisin olevaa ammoniumtyppeä. Ammoniumtyppi sitoutuu yleensä hyvin maahan, joten sen välitön huuhtoutumisriski on pieni. Sen sijaan ammoniumtyypestä nitrifioitunut nitraattityppi huuhtoutuu maassa helposti veden mukana. Vaikka metsämaan hapan pH usein hidastuttaa nitrifikaation käynnistymistä, ammoniumtyypin voidaan olettaa ajan oloon lisäävän huuhtoutuvaa typpimäärää.

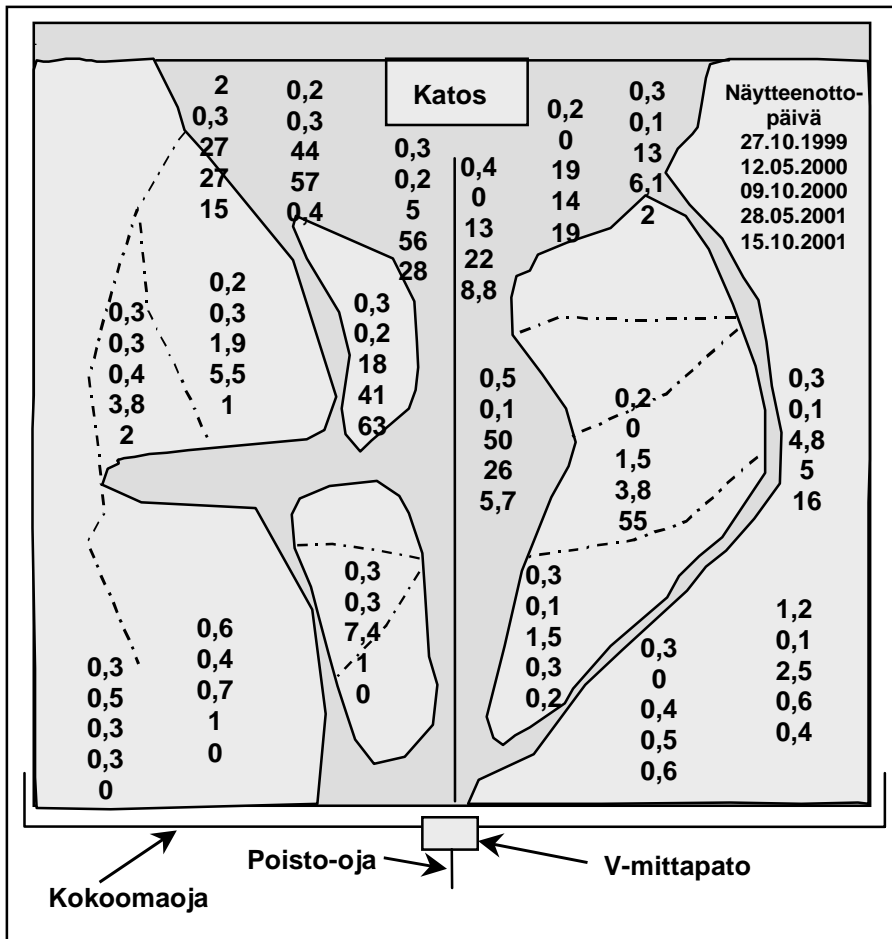
Nitraattityppi

Ennen tarhauksen aloittamista, syksyllä 1999, huuhtoutumiselle herkkää nitraattityppeä oli vain 0–2,0 kg/ha 60 cm:n maakerroksessa (Kuva 7). Vuoden kestäneen tarhauksen jälkeen nitraattityypen määrä alkoi kasvaa tarhan yläosassa, jossa sitä laskettiin maanäytteiden nitraattityppipitoisuuksien perusteella olevan 12–50 kg/ha.

Kevästä 2000 lähtien tarhan ylä- ja keskiosasta, jossa sonnit enimmäkseen liikkuvat, löytyi suurehkoja määriä nitraattityppeä. Keväällä 2001 nitraattityppeä oli tarhan yläosassa keskimäärin 30 kg/ha (vaihteluväli 5–57 kg/ha), keskiosassa 14 kg/ha (3,8–41 kg/ha) ja alaosassa 1 kg/ha (0,3–3,3 kg/ha). Tarhan alaosan jokaisessa näytteenottopisteessä oli paria poikkeusta lukuun ottamatta nitraattityppeä alle kilogramma hehtaarilla. Myös Tohmajärven emolehmätarhoissa 60 cm:n paksuisen maakerroksen nitraattityppimäärät vaihtelivat nolasta 50:een kg/ha (Uusi-Kämpä 2002).

Lokakuussa 2001 mitattiin nitraattityypen määrä myös 50–60 cm:n maakerroksesta. Tarhan yläosassa oli nitraattityppeä noin 5 kg/ha, keskiosassa 2,5

kg/ha ja alaosassa 0,01 kg/ha. Nitraattitypen huuhtoutumisriski oli kasvanut niissä tarhan osissa, joissa sonnit enimmäkseen oleskelivat, mutta tarhan alaosassa huuhtoutumisriskiä ei ollut.



Kuva 7. Nitraattitypen määrät, kg/ha, Ruukin ulkotarhassa 60:cm:n paksuisessa maaprofiilissa ennen tarhauksen aloittamista 1999 ja tarhauksen aikana 2000–2001. Sonnit liikkuvat yleensä piirroksen tummennetulla alueella. Sonnien käyttämät polut on merkitty katkoviivoilla.

Pohjanmaan emolehmetarha

Keskipohjanmaalaisesta emolehmetarhasta, jossa emot viettivät talviruokintakauden, mitattiin kolmesta eri maakerroksesta nitraatti- ja ammoniumtyypen pitoisuudet. Katoksessa pintamaan (0–2 cm) nitraattityppipitoisuus oli 130–300 mg/l. Korkeahkoja nitraattityppipitoisuuksia (4,9 ja 23 mg/l) mitattiin katoksessa myös pintamaakerroksen alapuolelta. Muualla tarhassa NO₃-N-pitoisuudet olivat alle 0,5 mg/l.

Myös emolehmätarhassa maan ammoniumtyyppipitoisuudet olivat nitraattityyppipitoisuuksia suuremmat. Katoksessa pintamaan $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus oli 6,8–35 mg/l. Pintamaakerroksen alapuolella olevasta kerroksesta mitattiin 84–150 mg/l ammoniumtyyppiä. Noin 30–40 cm:n syvyydessä oli ammoniumtyyppiä 48–110 mg/l. Todennäköisesti syvimpien kerrosten ammoniumtyppi oli kertynyt ennen tarhan saveamista maahan, josta se ei ollut vielä kokonaan huuhtoutunut pois.

Juottopaikan vieressä ammoniumtyyppiä oli alimmassa kerroksessa 68 ja 200 mg/l. Juottopaikan ympärillä lehmät olivat sotkeneet maan melko syvältä, joten lantaa oli sekoittunut alempiin kerroksiin. Muulta tarha-alueelta lantaa sisältävä maakerros oli poistettu näytteenottoa edeltävänä päivänä. Näytteenoton yhteydessä poistettiin loput savikerroksesta ja näyte otettiin savikerroksen alta löytyneen kovan maapohjan pinnasta. Pintakerroksessa oli ammoniumtyyppiä 50–100 mg/l ja sen alapuolella 21–87 mg/l. Laskeutusaltaiden reunoissa oli vähän ammoniumtyyppiä: pintamaassa 5,2–8,0 mg/l ja alemmissa maakerroksissa 0,65–2,3 mg/l.

Tarhasta kerättiin valumavesiä kahteen laskeutusaltaaseen, joista vedet kuljetettiin pellolle. Keväällä lumen sulaessa valumavesiä voi kulkeutua myös valtaojiin ja suotautua syvempiin maakerroksiin. Tällöin lannasta peräisin olevia ravinteita ja ulostemikrobeja voi kulkeutua vesistöihin ja kaivoveteen.

Pinta- ja salaojavalunta

Ruukin metsätarhan pintavalunta

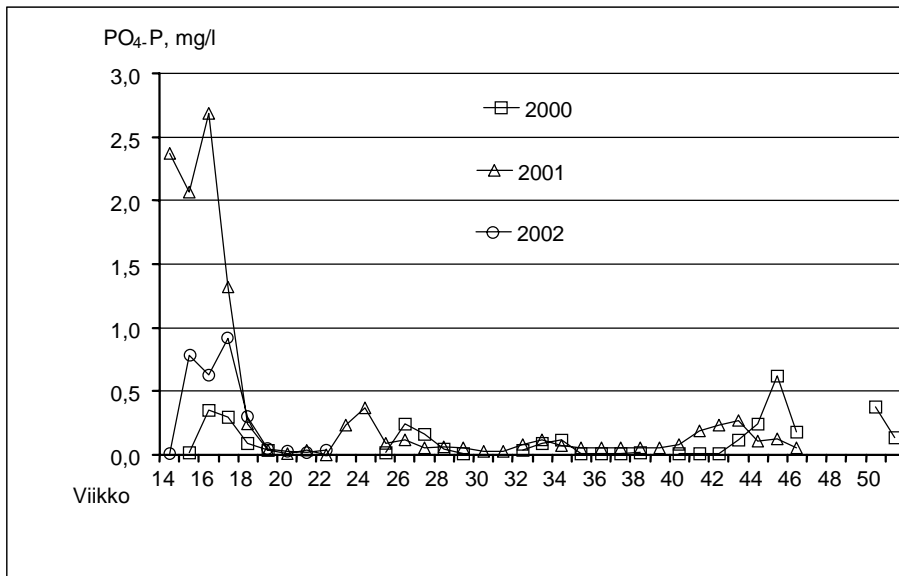
Pintavalunta, joka mitattiin avo-ojasta, oli suurimmillaan huhtikuussa lumien sulaessa. Ensimmäisenä keväänä pintavalunnan määrä oli 90 mm, toisena 30 mm ja kolmantena 60 mm (Taulukko 2). Kesällä valunta oli runsaan haihdunnan ja maan suuren imukyvyn takia vähäisempää kuin keväällä ja syksyllä. Kahtena ensimmäisenä talvena 1999–2000 ja 2000–2001 satoi 300 mm marras-huhtikuun aikana. Talvella 2001–2002 vastaava sademäärä oli alle 200 mm. Lumi sulii huhtikuun puolivälin tienoissa.

Fosforikuormitus

Ensimmäisen koevuoden aikana liukoisen fosforin pitoisuudet olivat yleensä alle 0,5 mg/l ja kokonaisfosforin alle 1,0 mg/l. Kevätvalunnan aikana suurimmat pitoisuudet mitattiin keskipäivällä ja illalla. Aamulla pitoisuudet olivat pienempiä. Sulamisveden mukana tarhasta kulkeutui lannasta liuennutta fosforia.

Toisen tarhaustalven jälkeen liukoisen fosforin pitoisuudet olivat kolminkertaisia verrattuna ensimmäisen talven jälkeisiin PO₄-P-pitoisuuksiin (Kuva 8). PO₄-P-kuormitus kasvoi kevään 2000 määrästä (0,3 kg/ha) seuraavana keväänä 0,5 kg:aan/ha, vaikka valunta oli vain kolmasosa edellisen vuoden valunnasta (Taulukko 2). Keväällä 2002 PO₄-P- ja kokonaisfosforikuormitus olivat yhtä suuria kuin edellisenä keväänä, vaikka sonnien tarhaaminen oli loppunut joulukuussa 2001.

Vuosittainen PO₄-P-kuormitus oli 0,5–0,6 kg/ha ja kokonaisfosforikuormitus 0,8–1,0 kg/ha, mikä vastaa pellolta pintavalunnan mukana tulevaa fosforikuormitusta. Kuormitusluvut sisälsivät sekä sonnien tarhauksesta aiheutuvan kuormituksen että luonnonkuormituksen. Maan läpi suotautuneen liukoisen fosforin määrästä ei ole tietoa. Savimaalla peltoviljelyn kokonaisfosforikuormituksen on mitattu salaojavesissä olevan 0,3–0,9 kg/ha (Turtola & Paajanen 1995).



Kuva 8. Viikoittain mitatut ortofosfaattifosforin pitoisuudet, mg/l, pintavalunnassa 2000–2002.

Vuonna 2001 ulkotarhan kuormitusalueen ulkopuolella olevan metsäojan vedessä oli liukoista fosforia 0–0,082 mg/l, mikä oli keskimäärin 10 % ulkotarhan liukoisen fosforin pitoisuudesta. Vastaava kokonaisfosforipitoisuus oli 0,003–0,435 mg/l, mikä oli keskimäärin 20 % ulkotarhan kokonaisfosforipitoisuudesta.

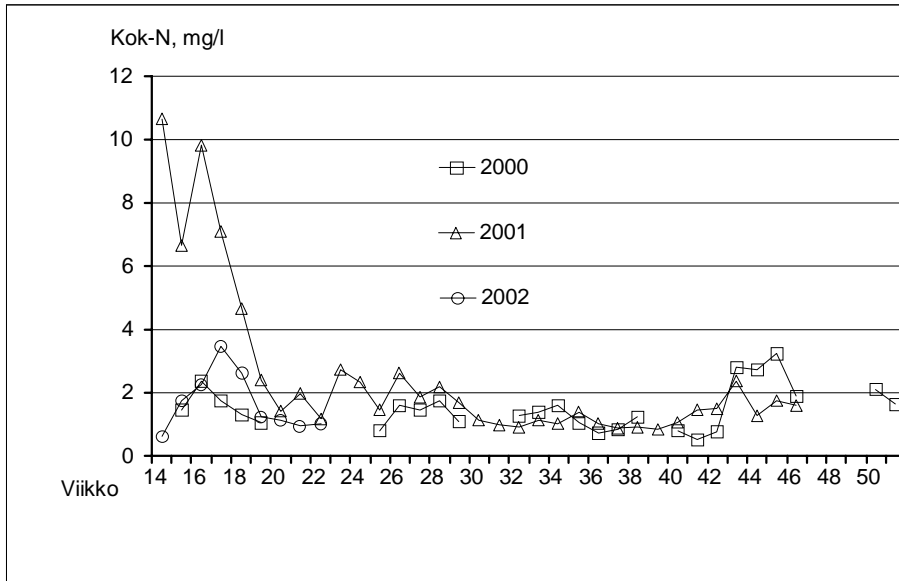
Typpikuormitus

Ammonium- ja kokonaistypen pitoisuudet pintavalunnassa olivat toisen tarhausvuoden keväänä nelin- tai viisinkertaiset ensimmäisenä keväänä saatuihin tuloksiin verrattuna (Kuva 9). Vuonna 2001 ulkotarhan kuormitusalueen ulkopuolella olevassa metsäojassa oli ammoniumtyppeä 0,01–0,16 mg/l, mikä oli keskimäärin 40 % ulkotarhasta tulleiden vesien ammoniumtyppi-pitoisuudesta. Vastaava kokonaistypen pitoisuus oli 0,47–1,41 mg/l, mikä oli 40 % ulkotarhan kokonaistypipitoisuudesta.

Vuosittain hehtaarin kokoiselta tarha-alueelta tuli ojaveteen kokonaistyppeä 3–4 kg, ammoniumtyppeä 1 kg ja nitraattityppeä 0,2 kg. Kokonaistyppi-kuormasta arvioitiin keväällä 20 % (noin 0,6 kg/ha) ja syksyllä 40 % (noin 0,2 kg/ha) olevan luonnon omaa kuormitusta. Luonnontilaiseen metsämaahan verrattuna tarhasta tuleva typpikuormitus oli suuri. Verrattaessa pellon pintavalumiin ainoastaan ammoniumtypen määrä oli tarhavedessä suurempi kuin väkilannoitetun pellon pintavalunnassa. Muutoin tarhasta ojaan tullut typpi-kuormitus oli pienempi kuin pelolta tuleva kuormitus. On kuitenkin muistettava, että pintavalunnan lisäksi typpeä huuhtoutui maassa alaspäin. Huuhtoutuvan typen määrän arvioitiin olevan sama kuin nitraattitypen määrä 60 cm:n paksuisessa maakerroksessa (Kuva 7). Myös maan ammoniumtyppi voi aikaa myöten nitrifioitua nitraattitypeksi ja huuhtoua.

Taulukko 2. Sadanta ja pintavalunta sekä ortofosfaattifosfarin (PO₄-P), kokonaisfosforin (Kok-P), ammoniumtypen (NH₄-N), nitraattitypen (NO₃-N), kokonaistypen (Kok-N) ja haihdutusjäännöksen (Hj) määrät pintavalunnassa vuosina 2000–2002.

Jakso	Sadanta mm	Valunta mm	PO ₄ -P kg	Kok-P kg	NH ₄ -N kg	NO ₃ -N kg	Kok-N kg	Hj kg
14.04.–30.04.2000	20	89	0.27	0.48	0.7	0.03	1.7	133
01.05.–13.08.2000	207	32	0.04	0.11	0.1	0.01	0.4	16
14.08.–24.12.2000	274	50	0.16	0.24	0.4	0.29	1.1	78
yhteensä	501	171	0.47	0.83	1.2	0.32	3.3	226
06.04.–30.04.2001	51	28	0.47	0.67	0.9	0.09	1.9	54
01.05.–31.05.2001	38	7	0.01	0.03	0.1	0.01	0.3	12
01.06.–31.12.2001	458	85	0.16	0.34	0.5	0.1	1.5	144
yhteensä	547	119	0.64	1.05	1.5	0.2	3.7	211
03.04.–30.04.2002	9	60	0.48	0.65	0.9	0.07	1.5	67
01.05.–28.07.2002	152	8	0.01	0.02	0	0.01	0.1	20
yhteensä	161	68	0.49	0.67	0.9	0.08	1.7	87



Kuva 9. Viikoittain mitatut kokonaistypen pitoisuudet, mg/l, pintavalunnassa 2000–2002.

Jaloittelutarhat

Etelä-Savossa, jossa lumet eivät sula keskellä talvea, valunta on suurinta keväällä ja syksyllä. Kiinteäpohjaisessa tarhassa myös kesän ukkossateet aiheuttavat merkittäviä valuntoja. Koska asfalttitarhan pintavaluntaa ei saatu mitattua, sen määrä piti arvioida.

Kuorikepohjaisessa tarhassa kesän kuurosateet eivät yleensä aiheuta paljon valuntaa, sillä haihdunta on pinnasta suurta. Vesi imeytyy pintamateriaaliin ja maahan. Huhti-lokakuussa 2001 mitattiin kuoriketarhasta tulleen veden määräksi vain 1,5 m³, vaikka sadanta oli tuona aikana 390 mm. Etelä-Suomessa ja rannikolla, jossa lumi voi sulaa myös talvella, syntyy kiinteäpohjaisissa tarhoissa pintavaluntaa ympäri vuoden.

Asfalttitarhasta tulleissa vesissä kokonaisfosforista oli liukoisessa muodossa noin puolet ja typestä vajaa puolet (Taulukko 3). Liukoinen tyyppi oli kokonaan ammoniumtyyppiä. Asfalttitarhassa ravinnepitoisuudet vaihtelivat hyvin paljon. Tämä selittyy pintavalunnan määrän vaihtelulla – suuret vesimäärät laimensivat varsinkin typpipitoisuuksia. Vesimäärän lisäksi tarhassa valuntahetkellä ollut lantamäärä vaikutti pintavalunnan ravinnepitoisuuksiin.

Kuorikkeen ja sorakerroksen läpi suotautuneet vedet sisälsivät vähemmän typpiä ja fosforia kuin asfalttitarhasta valuneet vedet (Taulukko 3). Kuoriketarhan vesissä typpi- ja fosforipitoisuudet olivat keskimäärin 10-kertaiset

pellolta tuleviin salaojavesiin verrattuna (Turtola & Paajanen 1995). Fosforista 10 % oli liukoisessa muodossa, ja tyypestä 2/3 oli ammoniumtyyppiä.

Taulukko 3. Asfaltti- ja kuoriketarhasta tulleiden vesien ravinnepitoisuudet (mg/l) 16.4.2001–1.10.2002. Asfalttitarhasta oli 44 näytettä ja kuoriketarhasta 25 näytettä.

Ravinteet ¹⁾ mg/l	Mediaani		Maksimi		Minimi	
	Asfaltti	Kuorike	Asfaltti	Kuorike	Asfaltti	Kuorike
PO ₄ -P	26,6	0,3	50,7	1,8	6,8	0,0
Kok-P	48,9	4,5	113	14,2	15,2	1,0
NO ₃ -N	0,0	0,0	3,3	0,9	0,0	0,0
NH ₄ -N	55,8	30,4	486	41,3	1,9	6,2
Kok-N	149	53,9	907	147	16,2	6,7
COD	3 200	3 200	11 300	4 900	500	1 600
HJ	3 200	2 900	9 800	4 300	700	2 000
pH	7,5	6,0	8,3	8,4	7,0	5,4

¹⁾ Selitteet

PO₄-P=liukoinen fosfori (ortofosfaattifosfori)

Kok-P=kokonaisfosfori

NO₃-N=nitraattityppi

NH₄-N=ammoniumtyppi

Kok-N=kokonaistyyppi

COD=kemiallinen hapenkulutus

HJ=haihdutusjäännös

Kemiallinen hapenkulutus ja kiintoaineksen määrä oli molemmista tarhoista tulleissa vesissä yhtä suurta eli noin 3 000 mg/l. Kuoriketarhasta tulleen veden pH oli keskimäärin yhden pH-yksikön happamampaa kuin asfalttitarhasta tulleen pintavalunnan.

Kummastakaan tarhasta tulevia valumavesiä ei voi päästää puhdistamatta luontoon. Kuorikepohjaisesta tarhasta tulevat vedet voi puhdistaa esim. juurakkopuhdistamossa, mutta asfalttitarhan vedet on puhdistettava puhdistamossa tai johdettava joko lietesäiliöön tai virtsakaivoon.

Valumavesien hygienia

Ruukin metsätarha

Pintavalunnassa näkyi merkkejä ulosteperäisestä saastumisesta, vaikka bakteeripitoisuudet olivat yleensä pienempiä kuin uimaveden raja-arvot (Taulukko 4). Ainoastaan fekaalisten koliformisten bakteerien pitoisuus ylitti kahdessa näytteessä Suomen uimavesille asettaman ehdottoman maksimiraja-arvon. Talousvedelle fekaalisten koliformien (*Escherichia coli*), enterokokkien ja *Clostridium perfringens*in (sulfiittia pelkistävien klostridien) raja-arvot ovat 0 pmy/100 ml (STMA 25.5.2000/461), joten tarhavesi ei täyttänyt talo-

usveden kriteerejä. Tarhasta valunut vesi voi saastuttaa myös läheisiä pintavesiä.

Bakteerinäytteet otettiin neljä kertaa syksyllä 2001. Bakteeritiheydet saattavat joissakin muissa sääolosuhteissa olla korkeammat kuin nyt mitattiin. Bakteeritiheydet olivat pienemmät kuin Tohmajärven emolehmätarhan kuormituneimpien osien lysimetreissä, joissa oli kokonaiskoliformeja 4 800–22 000 pmy/100 ml, fekaalisia koliformeja 3 200–21 000 pmy/100 ml ja enterokokeja 23–23 000 pmy/100 ml (Uusi-Kämpä & Heinonen-Tanski 2000).

Ulostemikrobeja sisältävän veden varastoinnissa ja käsittelyssä on oltava huolellinen. Jos lantaa sisältävällä valumavedellä saastunutta puro- tai joki-vettä käytetään karjan juomavetenä, karjan sairastumisriski suurenee. Nautakarja voi toimia oireettomana tartunnankantajana useille ihmisten suolistopatogeeneille, esim. salmonellalle ja EHECille (Burton & Turner 2003). Näin ollen saastuneet vesistöt lisäävät myös ihmisten sairastumisriskiä, jos vettä käytetään talousveden raakavetenä tai raakana syötävien kasvien hallantorjunnassa tai kasteluvetenä. Tartunnan voi saada myös uimavedestä.

Taulukko 4. Ulostesaastumista kuvaavien mikrobien tiheydet (pmy/100 ml) Ruukin ulkotarhan pintavalunnassa syksyllä 2001.

	Raja-arvo ¹⁾	Näytteenottopäivä			
		08.10.01	16.10.01	30.10.01	05.11.01
Fekaaliset koliformiset bakteerit (44,5 °C/21 h)	< 500	24	640	170	850
Koliformiset bakteerit (37 °C/24 h)	< 10 000	3 200	4 300	2 200	1 200
Fekaaliset streptokokit (37 °C/48 h)	< 200	7	50	8	6
Sulfiittia pelkistävät klostridit (37 °C/44 h)		50	34	54	40

¹⁾ Suomen asettama raja-arvo uima-vesille (STMp 25.4.1996/292, STMp 22.1.1999/41)

Juvan jaloittelualue

Ulostesaastunutta kuvaavien mikrobien määrät olivat kaikissa analysoiduissa näytteissä erittäin korkeita (Taulukko 5). Asfalttitarhasta tulleiden vesien mikrobipitoisuudet vastasivat lietalan tai asumajäteveden mikrobipitoisuuksia. Suodatinkaan ei puhdistanut asfalttitarhan vesistä mikrobeja mainitavasti.

Taulukko 5. Ulostesaastumista kuvaavien mikrobien tiheydet (pmy/100 ml) Juvan asfaltti- ja kuoriketarhasta sekä asfalttitarhan jälkeisestä olki-hake-turvesuodattimesta otetuissa vesinäytteissä. Asfalttitarhasta on otettu 4 näytettä.

	Asfalttitarha	Suodatin	Kuoriketarha
	12.4.01–25.6.02	25.06.02	11.09.01
Fekaaliset koliformiset bakteerit	$4 \times 10^5 - 1 \times 10^8$	1×10^7	1×10^5
Kokonaiskoliformit	$5 \times 10^5 - 7 \times 10^7$	2×10^7	1×10^5
Enterokokit	$1 \times 10^6 - 2 \times 10^7$	1×10^6	2×10^3
Sulfiittia pelkistävät klostridit	$2 \times 10^3 - 2 \times 10^4$	5×10^2	2×10^3
DNA-kolifaagit	$6 \times 10^4 - 9 \times 10^7$	7×10^6	2×10^4
RNA-kolifaagit	$7 \times 10^3 - 3 \times 10^6$	2×10^6	3×10^4

Kuoriketarhasta tulleet valumavedet olivat asfalttitarhan vesiä vähäravinteisempia, mutta ulostesaastumista osoittavien mikrobien tiheydet olivat erittäin suuria. Vesiä ei voinut tästäkään tarhasta päästää suoraan vesistöön. Alapuo-lisiin vesistöihin kuuluviin ojiin, puroihin, jokiin ja muihin pintavesiin olisi voinut joutua niin suuria määriä suolistomikrobeja, että vedet eivät enää olisi täyttäneet EU:n tai Suomen kansallisia uimavesinormeja

Yli-lin jaloittelutarhan pohjamateriaalien kemiallisia ominaisuuksia

Masuunikuonasta ja -hieasta uuttuneita pitoisuuksia verrattiin maasta uuttuneisiin pitoisuuksiin. On kuitenkin todennäköistä, että tarhan pohjamateriaaleina käytetyistä aineksista liukenee valumavesiin paljon vähemmän metalleja, koska valumavedet eivät pääse pohjamateriaalien kanssa yhtä tehokkaaseen kontaktiin kuin uutossa tapahtuu.

Masuunikuonaa käytetään kalkitusaineena. Niinpä tarhan pohjaan käytettyjen materiaalienkin pH oli hyvin korkea, noin 10 (Taulukko 6). Sekä masuunikuonasta että masuunihiekasta liukeni viljavuusanalyysin uutolla erittäin runsaasti kalsiumia (noin 2 %) ja melko paljon magnesiumia. Liuenneen kaliumin määrä on samaa tasoa kuin aitosavimaassa. Runsas kalsiumin ja magnesiumin uuttuminen johtuu osittain siitä, että hapan uuttoliuos (pH 4,65) on liuottanut emäksisiä materiaaleja tehokkaasti. Voidaan arvella, että laboratoriossa uuttuneet ainemäärät ovat suurempia kuin luonnon oloissa näistä materiaaleista liukenee. Fosforia kummastakin materiaalista liukeni erittäin vähän. Näillä materiaaleilla ei näytä olevan sen paremmin lannoitusarvoa kuin vesistökuormitustakaan aiheuttavaa vaikutusta, sillä viljavuustutkimuksen tulkinnan mukaan ne edustaisivat kasvualustana huonoa (masuunihiekka) ja huononlaista (masuunikuona) viljavuusluokkaa.

Raskasmetallipitoisuuksia verrattiin niihin tuloksiin, joita Suomen maape-rästä on samoilla uuttomenetelmillä saatu. Sippolan ja Tareksen (1978) luvut edustivat Oulun läänin viljelymaiden muokkauskerroksessa mitattuja pitoisuuksia; muiden tutkimusten näytteet on kerätty eri puolilta maata (Taulukko 6).

Kadmium on myrkyllisin raskasmetalli. Sitä uuttui tarhan pohjamateriaaleista neljäsosa tai viidesosa siitä, mitä Suomen viljelymaista otetuista näytteistä keskimäärin. Koska viljelymaidemme kadmiumpitoisuudet ovat kansainväli-sissä vertailuissa (Sillanpää & Jansson 1992) osoittautuneet hyvin pieniksi, voidaan masuunikuonan ja masuunihiekan sisältämiä Cd-pitoisuuksia pitää mitättöminä. Pohjamateriaaleista uuttui myös lyijyä, nikkeliä ja sinkkiä pal-jon vähemmän kuin viljelymaistamme keskimäärin. Kuparia masuunikuo-nasta tai masuunihiekasta ei uuttunut lainkaan, ja rautaa liukeni saman verran kuin viljelymaista. Masuunikuonasta liukeni jonkin verran enemmän kromia kuin viljelymaista. Tätä ei voida pitää ongelmana, sillä tarhan pohjamateriaa-lista mahdollisesti liukenevat pienet kromimäärät sitoutuvat tehokkaasti maa-ainekseen (esimerkiksi ojan pohjasedimenttiin). Booripitoisuus oli samaa tasoa kuin viljelymaassa.

Taulukko 6. Tarhan pohjamateriaalina käytetyn terästeollisuudesta saadun masuunikuonan ja masuunihiekan alkuainepitoisuuksia.

Ominaisuus	Masuuni-kuona	Masuuni-hiekka	Sippola & Tares (1978) ¹⁾	Muu vertailu-aineisto
pH(H ₂ O)	9,93	10,41	5,45	
Cd, mg/kg	0,021	0,017		0,114 ²⁾
Cd, mg/kg				0,08 ³⁾
Cr, mg/kg	2,19	0,32	0,38	0,42 ³⁾
Cu, mg/kg	0,00	0,00	4,36	5,6 ³⁾
Fe, mg/kg	667	512	1304	891 ³⁾
Mn, mg/kg	1390	218	95	56 ³⁾
Ni, mg/kg	0,05	0,05	1,0	1,37 ³⁾
Pb, mg/kg	0,26	0,54	0,35	2,26 ³⁾
Zn, mg/kg	0,28	0,20	5,77	4,2 ³⁾
V, mg/kg	29,7	8,52		3,0 ³⁾
B, mg/l	1,20	0,30	0,48	0,66 ³⁾
P, mg/l	3,3	0,68	12,7	15,7 ³⁾
Ca, mg/l	26600	25800	1168	1770 ³⁾
Mg, mg/l	4170	4800	225	232 ³⁾
K, mg/l	720	415	83	152 ³⁾

¹⁾Sippola & Tares 1978, 308 näytettä Oulun läänin alueelta

²⁾Sillanpää & Jansson 1992, 92 näytettä eri puolelta Suomea

³⁾Sippola ym. 2001, 122 näytettä MTT:n tutkimusasemilta

Pohjamateriaaleista liukeni mangaania ja vanadiinia enemmän kuin viljely-maista. Ne ovat peräisin rautamalmeista eikä kumpikaan ole erityisen myr-kyllinen. Mangaani, joka on kasvinravinne, saostuu luonnossa niukkaliukoi-sena hydroksidina, jos sitä vapautuu tarhan pohjamateriaalista. MTK:n Poh-jois-Pohjanmaan tutkimusaseman pellossa, johon on levitetty masuunikuo-

naa, on esiintynyt samaa tasoa olevia vanadiinipitoisuuksia (Sippola ym. 2001).

Jaloittelu- ja ulkotarhojen emissiot

Emissioiden määrittäminen ja mittaaminen jaloittelu- ja ulkotarhoista on tärkeää monesta syystä. Ammoniakkiemissioiden pienentäminen vähentää myös maatalouden kokonaisvaikutusta ympäristöön. Korkeat ilman ammoniakkipitoisuudet voivat johtaa pintamaan ja vesien happamoitumiseen, kasvien vaurioitumiseen ja vähentää ekosysteemien biodiversiteettiä. Lannan ammoniakkiemissiot korreloivat positiivisesti hajuun. Hajuongelma koetaan epämiellyttäväksi ympäristötekijäksi etenkin siellä, missä harjoitetaan intensiivistä kotieläintaloutta. Ammoniakkiemissiota voidaan vähentää esimerkiksi tarhojen hoitoa tehostamalla.

Emissioiden mittausmenetelmät

Jaloittelu- ja ulkotarha-alueiden emissioiden mittaamiseen voidaan periaatteessa käyttää samanlaisia menetelmiä kuin laidunten tai peltoviljelyn lannanlevityksen emissioiden mittauksessa käytetään. Jaloittelutarhoista emissiomittauksia ei ole Suomessa tehty. Lannan levityksestä aiheutuvaa ammoniakkin haihtumista on mitattu mikrometeorologisella kammiomenetelmällä eli ns. JTI-method (Mattila 2001), jota ovat yksityiskohtaisesti kuvanneet Ferm ja Svensson (1992) sekä Svensson (1994).

McGinnin ja Janzenin (1998) mukaan mikroilmastotekniikoita käytetään arvioitaessa peltomittakaavan emissioita, kun taas pienten koalueiden erilaisten käsittelyiden vaikutusten mittaamiseen soveltuvat paremmin kammiota ja massabalanssimenetelmät. Misselbrook ym. (1998) ovat käyttäneet lypsykarjan kokooma-alueiden ammoniakkin (NH_3) haihtumisen mittaamiseen sekä pientä tuulitunnelia että huppua. Konsentraatiotasapainotekniikkaa (JTI-method) on myös käytetty NH_3 -mittauksiin ja kahta eri analyysimenetelmää hyödyntävää suljettujen kammioiden tekniikkaa dityppioksidin (N_2O) ja metaani- (CH_4) mittauksiin (Misselbrook ym. 2001).

Emissioita voidaan arvioida myös erilaisten mallien avulla. Mallien etuna on se, että emissioiden laskeminen on yleensä yksinkertaista. Haittana ovat mallien pohjaksi asetetut oletukset. Esimerkiksi maatilamittakaavan FASSET-mallin haittana on se, että emissiot ovat riippuvaisia lannan ammoniakkipitoisuudesta, eivät lannan kokonaistyyppipitoisuudesta, ja että sekä emissioon määrään että leviämiseen vaikuttaa sää. (Hutchings & Sommer 2001).

Ulkomaisia emissiomittaustuloksia

Ulkomaisesta kirjallisuudesta löytyy paitsi ammoniakkiemissiomittausten tuloksia myös tietoa typpioksidin ja metaanin emissiotasosta. Misselbrookin ym. (1998) mittausten mukaan keskimääräinen vuorokautta kohti laskettu NH_3 -emissio lypsykarjan kokooma-alueelta oli kesä- ja talvimittausjakson aikana $6,4 \text{ g NH}_3\text{-N/lehmä}$. Emissiot olivat huomattavasti suuremmat kesällä ($8,0 \text{ g N/m}^2$ vuorokaudessa) kuin talvella ($1,1 \text{ g N/m}^2$ vuorokaudessa). Myös Keckin (1997) raportoimat lannalla ja virtsalla käsitellyiltä betonipinnoilta tehdyt tuulitunnelimittaukset osoittivat, että ammoniakkiemissiot kasvoivat lämpimämmissä olosuhteissa. Kokooma-alueen betonipinnan puhdistaminen huuhtelemalla osoittautui raappoja tehokkaammaksi emissioiden vähentämismenetelmäksi kokonaispienenemän ollessa 89 ja 49 % vastaavasti, kun puhdistus oli tehty kaksi tuntia lannan ja virtsan levittämisen jälkeen (Misselbrook ym. 1998). Keck (1997) ei tutkimuksissaan löytänyt merkittävää eroa NH_3 -emissioissa, kun tarhaa puhdistettiin päivittäin tai joka kolmas päivä. Misselbrookin ym. (1998) mukaan lypsykarjan kokooma-alueelta mitatut emissiot ovat merkittävä Iso-Britannian maatalouden ammoniakkiemissioiden lähde ja niiden voidaan arvioida olevan 10 % yhden lypsylehmän aiheuttamasta vuosittaisesta emissiosta. Misselbrook ym. (2001) mittasivat ammoniakkin, dityppioksidin (N_2O) ja metaanin (CH_4) emissioita 11 betonipintaista tarhasta. Mitatut keskimääräiset ammoniumtyypen emissiotasot on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Keskimääräiset ammoniumtyypen ($\text{NH}_3\text{-N}$) emissiotasot eri tarhatyypeille (Misselbrook ym. 2001).

Emissiotaso tarhatyypeittäin (ja minimi- sekä maksimikeskiarvot eri tarha-alueilla)	
Tarhatyyppi	mg $\text{NH}_3\text{-N/m}^2\text{h}$
Lypsykarjan kokooma-alue	280 ab ¹⁾ (180–480)
Lypsykarjan jaloittelualue	690 c ¹⁾ (410–1070)
Lihakarjan ulkotarha	220 a ¹⁾ (30–430)
Lampaiden käsittelyalue	440 b ¹⁾ (250–690)
Lihaskojen lastausalue	140 a ¹⁾

¹⁾ Eri kirjaimilla merkityt arvot ovat merkittävästi toisistaan eroavia ($P < 0,05$).

Ammoniakin emissiotasot olivat lypsykarjan ruokinta- ja jaloittelutarhoissa merkittävästi korkeammat kuin muissa tarhatyypeissä kuvastaen lannan ja virtsan poiston epäsäännöllisyyttä ja ylimalkaan eläinten näissä tarhoissa viettämää pidempää aikaa. Erityisesti talvikuukausien aikana eläimet viettivät suurimman osan päivästä tällä alueella. Lihakarjan ulkotarhoissa emissiotasot olivat pienemmät kuin lypsykarjan ruokinta- ja jaloittelutarhoissa, mutta samalla tasolla kuin lypsykarjan kokooma-alueiden emissiot. Tarhassa, jossa 10

eläimellä oli käytössään 225 m² ja myös pääsy laitumelle mittausaikana, oli erityisen matalat emissiotasot. Aineistosta ei voitu osoittaa tilastollisesti merkittävää vuodenajan vaikutusta. Myöskään kaikkien mittauspaikkojen aineistoista tehdyt regressioanalyysit eivät osoita merkittävää riippuvuutta emissiotason ja lämpötilan tai tuulen nopeuden välillä. (Misselbrook ym. 2001).

Misselbrookin ym. (2001) mitaamat dityppioksidin ja metaanin emissiotasot (Taulukko 8) olivat matalampia kuin ammoniakkin. Dityppioksidin korkeimmat emissiotasot mitattiin lypsylehmien ruokinta- ja jaloittelutarhoista ja lampaiden käsittelyalueilta, joskin näihin keskiarvoihin vaikuttivat erityisesti kummankin tyyppin yksittäiset alueet (tarhat 5 ja 10). Muiden alueiden keskimääräiset emissiot olivat samalla tasolla tarhatyypistä riippumatta. Metaanin emissiotasot olivat korkeimmat lihakarjan ulkotarhasta, mutta myös tässä tapauksessa syynä oli yhdestä yksittäisestä kohteesta (tarha 8) mitatut suuremmat emissiot, kun muiden kohteiden emissiot olivat samalla tasolla. Kuten ammoniakkin näidenkin emissioiden kohdalla löytyy vain vähän näyttöä vuodenajan vaikutuksesta niihin, vaikkakin aineistossa oli jonkin verran viitteitä siitä, että N₂O-emissiotasot lypsykarjan kokooma-alueilta olivat korkeampia talvella kuin kesällä. Sekä N₂O:n että CH₄:n osalta todettiin emissiotason nousua päivän kuluessa johtuen lämpötilan noususta. Erityisesti CH₄:n emissiotasoihin vaikutti suuresti se, oliko mittausalueella lantaa vai ei. (Misselbrook ym. 2001).

Taulukko 8. Keskimääräiset mitatut dityppioksidin (N₂O) ja metaanin (CH₄) emissiotasot kullekin tarhalle ja tarhatyypille (Misselbrook ym. 2001).

Tarha	Mittauskerrat	Keskimääräinen N ₂ O-emissiotaso µgN ₂ O-N/m ² h	Keskimääräinen N ₂ O-emissiotaso tarhatyypeittäin µgN ₂ O-N/m ² h	Keskimääräinen CH ₄ -emissiotaso mgCH ₄ /m ² h	Keskimääräinen CH ₄ -emissiotaso tarhatyypeittäin mgCH ₄ /m ² h
1	78	15,0		0,69	
2	78	2,9	7,5 a ¹⁾	0,33	0,43 a ¹⁾
3	192	6,0		0,36	
4	42	12,6	18,6 b ¹⁾	0,41	0,36 a,b ¹⁾
5	12	39,3		0,20	
6	18	4,4		0,13	
7	18	18,4	10,2 a,c ¹⁾	0,63	0,59 a ¹⁾
8	6	3,4		1,77	
9	30	7,3	17,7 b,c ¹⁾	0,03	0,12 b ¹⁾
10	18	35,4		0,26	
11	54	6,1	6,1 a ¹⁾	0,16	0,16 b ¹⁾

¹⁾ Eri kirjaimilla merkityt arvot ovat merkittävästi toisistaan eroavia (P < 0,05).

Juomaveden saatavuus tarhassa

Naudan luonnollinen juomisnopeus vapaasta vesilähteestä on 15–20 litraa minuutissa. Nauta juo vuorokauden aikana neljästä seitsemään kertaan. Jotta tämä lajinmukainen juomiskäyttäytyminen on mahdollista myös jaloittelu- ja ulkotarhoissa, on varmistettava, että vesikalusteet ovat asianmukaisia ja pysyvät talvellakin sulina.

Lypsäville lehmille tulisi veden virtauksen kuppiin olla vähintään 10–12 litraa minuutissa. Tutkimusten mukaan lehmät juovat enemmän veden virtauksen ollessa suuri (12 l/min) kuin pieni (2 l/min). Jos vedentulo on hidasta, naudat voivat jättää juomisen vähälle, mikä vaikuttaa niiden rehun syöntiin ja heikentää siten tuotosta (Virta 2002).

Jaloittelu- ja ulkotarhoihin juomavesi tulee johtaa siten, että putki ei pääse jäätymään. Vaivattomin keino on suojata jäätymisherkät putket sähkövastukseen perustuvalla lämpökaapelilla. Kaapeleita on saatavana kahta tyyppiä: vakiovastus ja itsesäätyvä. Useimmissa tapauksissa itsesäätyvä kaapeli on hyvä vaihtoehto, koska se lämmittää vain sitä kohtaa, missä on lämmitystarvetta. Vakiovastuskaapeli lämmittää vesijohtoa koko asennuspituudelta niin kauan kuin sähkö on kytkettynä. Tällaisten lämpökaapelien sähköteho on noin 10 W/m ja metrihinnat vaihtelevat 13 ja 20 €/n välillä. Saatavana on myös ns. jäätymätöntä vesijohtoa, joka on valmiiksi varustettu itsesäätyvällä lämmityskaapelilla. Tällaisen johdon metrihinta pienimmällä halkaisijalla on noin 25 €.

Markkinoilla on myös juomalaite, jossa routimattomassa syvyydessä sijaitseva palloventtiili tyhjentää nousuputken vedestä eläinten lopetettua juomisen. Näin juomaventtiiliin ja nousuputkeen ei jää vettä, joka voisi jäätyä. Routimaton syvyys tarkoittaa meillä noin 1,3–1,5 metriä. Laitteen hinta on noin 350 €. Halvin tapa suojata vesijohtoa on asentaa se suojauputken sisään siten, ettei vesijohto ota suojukseen kiinni. Kun suojauputki eristetään hyvin, pitää veden sisältämä energia ilmatilan plussan puolella. Jos vesiputki kuitenkin jäätyy, voidaan se sulattaa puhaltamalla suojauputken lämmintä ilmaa.

Tarhoissa tulisi käyttää lämmitettäviä juomakuppeja tai altaita. Näitä on markkinoilla useita eri malleja. Vastusten koot vaihtelevat 80 ja 250 W:n välillä. Alimmaksi toimintalämpötilaksi valmistajat ja maahantuojat antavat mallista ja vastuksen koosta riippuen –10–30 °C. Myös tavallinen juomakuppi voidaan itse muuntaa kylmiin olosuhteisiin soveltuvaksi. Tällöin lämpökaapeli asennetaan kupin alle, eristetään ja suojataan hyvin.

Juomakupit asennetaan yleensä muovi- tai betoniputken päähän 40–45 cm:n korkeudelle tarhan pinnasta. Liitos tiivistetään ja asennusputki eristetään. Laitteiden myyjät toimittavat laitteiden mukana myös asennusohjeen.

Laitevalmistajat suosittelevat, että kutakin juomakuppia kohti olisi 10 eläintä, ja että useamman juomapaikan altaille olisi 20–40 eläintä. Tohmajärven emolehmäkokeessa todettiin, että 14–18 emoa vasikoineen sai riittävästi vettä yhdestä juomakupista (Kivinen ym. 2001). Kun eläimiä oli riittävän paljon, juomakupit eivät jäätyneet vaikeissakaan olosuhteissa. Erään viljelijän ratkaisu juomakuppien sulana pitämiseen on ollut porsailla käytettävän lämpölamppu asentaminen 20–25 cm juomakupin yläpuolelle. Kovilla pakkasilla lamppu on ollut päällä vuorokauden ympäri, muutoin tarpeen mukaan. Lamppu on roiskeveesisuojattu, ja sen hinta on 25–30 €.

Yhteenveto

Ulkotarhat

Jatkossa olisi tutkittava laajoilta, ympärivuotisessa käytössä olevilta metsälaitumilta (1–5 ha/nauta) tulevaa ympäristökuormitusta. Olisi selvitettävä, kuinka paljon laajat, ympärivuoden käytössä olevat laidunalueet kuormittavat ympäristöä pieniin maapohjaisiin tarhoihin verrattuna. Tutkimuksen pohjalta tulisi luoda rakentamis-, käyttö- ja hoito-ohjeet laajoille metsälaidunalueille ja niillä vaadittaville rakennusratkaisuille.

Tällä hetkellä laajojen, ympärivuotisessa käytössä olevien metsälaidunten osalta ei ole olemassa käytännössä minkäänlaista ohjeistusta. Eläinsuojelulaki (VpL 4.4.1996/247), eläinsuojeluasetus (MMMA 7.6.1996/396) ja maa- ja metsätalousministeriön päätös koskien nautojen pidolle asetettavia eläinsuojeluvaatimuksia (MMMp 23.5.1997/14/EEO/97, MMMA 3.6.2002/ 6/EEO/2002) määrittävät sen minimitason, joka ympärivuotisten metsälaidunten on täytettävä, jotta edellytykset nautojen pidolle ovat olemassa.

Ympäristöministeriön (1998) antama ohjeistus suppeista ja laajoista jaloittelun alueista ei sovellu lähtökohdaksi metsätarhoille, sillä tämän tutkimushankkeen perusteella voidaan todeta, että Ruukissa käytetty 10 sonnia / metsähehtaari on liian suuri eläintiheys nautojen ympärivuotiseen ulkokasvatukseen. Laajojen jaloittelutarhojen eläintiheydellä (yli 20 m² / täysikasvuinen nautaeläin) laskien Ruukin yhden hehtaarin kokoisessa metsätarhassa olisi voitu kasvattaa 600 sonnia, kun lasketaan yhden 6–18 kuukauden ikäisen sonnin vastaavan 0,6 eläinyksikköä.

Ympäri- ja ulkokasvatusta harjoittavien maatalojen periaatteen mukaan eläinsuojan pitää olla vähintään yhtä suuri kuin eläinsuojelulainsäädännössä vaadittu ryhmäkarsinatila ja laidunala vähintään yksi hehtaari nautayksikköä kohti, mikä lienee varsin lähellä oikeaa. Lisäksi on huomioitava, että suojarakennuksen makuualueella on käytettävä niin paljon kuivikkeita, että kertyvä lanta ja virtsa imeytyvät kuivikkeisiin eivätkä maaperään. Ruokintalaitteiden

tulee ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa olla sellaisia, joista eläimet eivät pysty repimään rehua maahan eivätkä likaamaan rehua ulosteillaan. Rehua ei saa syöttää suoraan maasta, sillä silloin riski erilaisten tautien leviämislle on erittäin suuri. Ympärivuotista ulkokasvatusta harjoittavat tilat käyttävät yleensä siirreltäviä ruokinta- ja juomapaikkoja. Vaihtamalla paikkaa 1–2 kertaa vuodessa voidaan rajoittaa ruokintapaikan ympäristön kuormittumista. Jos ruokinta tapahtuu jatkuvasti samalla paikalla, tulee ruokintapaikka rakentaa maa- ja metsätalousministeriön (2002b) pysyvistä ruokintapaikoista antaman ohjeen mukaan.

Jaloittelualueet ja valumavesien käsittely

Juvan kiinteäpohjaisesta tarhasta tullut pintavalunta sisälsi niin paljon ravinteita, ettei sitä missään tapauksessa voinut päästää luontoon. Myöskään tilalla käytetty olki-hake-turvesuodatin ei pystynyt riittävästi puhdistamaan pintavaluntaa. Käsiteltävän valumaveden tasainen jakautuminen koko suodattimen pinta-alalle parantaisi todennäköisesti suodattimen tehoa. Tämänkään jälkeen vedet tuskin olisivat suoraan vesistöön johdettavissa, vaan vaatisivat jonkinlaisen maaperä- tai kosteikkokäsittelyn.

Varmatoimisin ratkaisu käsitellä tarhan valumavesiä on johtaa ne panospuhdistamoon tai biosuodattimeen. Panospuhdistamon hankintahinta on 8400–13500 € ja käyttökustannukset 170–500 €/vuosi. Biosuodattimen hankintahinta on puolestaan 8000–11500 € ja käyttökustannukset 170–340 € vuodessa. Molempien etuna on se, että myös muut maatilan jätevedet, kuten maituhuone- ja asumajätevedet, voidaan käsitellä samalla laitteistolla.

Tarhasta tulevat valumavedet voi myös kerätä liete- tai virtsasäiliöön ja levittää pellolle. Toisaalta valumavedet sisältävät vähän ravinteita, mutta vesimäärät ovat kohtuullisen suuria. Juvan asfalttitarhasta tulleen pintavalunnan keskimääräisillä ravinnepitoisuuksilla ja levitysmäärällä 50 m³/ha peltohehtaarelle tulisi kokonaisfosforia 2,5 kg/ha ja kokonaistyppeä 7,5 kg/ha.

Kiinteäpohjaisesta tarhasta tulee paljon vettä. Etelä-Savossa sataa huhti-lokakuussa keskimäärin 420 mm. Asfalttilta haihdunta ei ehdi kesäaikaan olla kovin suurta, koska vedet valuvat heti kaivoon. Juvan 500 m²:n suuruisesta asfalttitarhasta muodostuisi 10–20 % haihdunnalla huhti-lokakuussa noin 200 m³ pintavaluntaa.

Tarhan kattaminen poistaa vesienkäsittelyongelmat. Rakentaminen on kuitenkin kallista, ratkaisusta riippuen kattorakennelman hinnaksi tulee 40–60 €/m². Osa ulkoiluttamisen perimmäisestä ajatuksesta myös katoaa, jos lehmät eivät saa auringonvaloa ulkoillessaan. Tarhan voi kattaa myös osittain.

Myös kuoriketarhasta tulleet salaojavedet sisälsivät enemmän ravinteita kuin pellolta valuvat salaojavedet. Kuoriketarhasta tulevat vedet olisi hyvä puhdistaa esim. suodattimessa ja sen jälkeen ne voi päästää luontoon ravinnepitoisuuksiensa puolesta. Ulostesaastumista kuvaavien mikrobien tiheydet eivät kuitenkaan pienentyneet suodattimessa.

Kuorikkeen vaihtaminen on yksi lisätyövaihe, jota kiinteäpohjaisilla tarhoilla ei ole. Kuoriketarhaa ei kuitenkaan tarvitse puhdistaa säännöllisesti kuten kiinteäpohjaista tarhaa. Kuoriketta voidaan myös käyttää maanparannusaineena. Kuorikkeen sisältämät ravinnemäärät riippuvat hyvin paljon tarhan käytöstä eli kuinka kauan lehmät tarhassa oleskelevat. Kuoriketta poistetaan tarhasta noin 20 cm, jolloin 600 m²:n tarhasta syntyy 120 m³ massaa.

Juvalla toteutettu ratkaisu, jossa navetan vieressä on kiinteäpohjainen tarha ja sen takana vaihtopohjainen tarha, on osoittautunut toimivaksi ratkaisuksi. Lehmille on tarjolla pehmeäpohjaista tarhaa kovalattiaisen navetan vastapainoksi. Lehmien sorkkaterveys on hyvä ja sorkat pysyvät puhtaampina. Keväällä ja syksyllä kuoriketarha voi pehmetä liikaa, jolloin tarhan kunnan kannalta on hyvä, jos lehmiä voidaan ulkoiluttaa ainoastaan kiinteäpohjaisessa tarhassa.

Tarhauksesta syntyy lisätyötä ja -kustannuksia. Kun tilalla suunnitellaan omaa tarharatkaisua, on mietittävä, mitä työtä halutaan tehdä ja mistä mak saa. On ratkaistava, kuljetetaanko pellolle vettä vai kuoriketta, katetaanko tarha vai puhdistetaanko vesiä ja kuinka paljon arvostetaan lehmien ulkoilua auringossa ja pehmeällä alustalla. Asiaan vaikuttavat mm. pellon etäisyys ja tarhan koko.

Emissiomittaukset

Ammoniakkiemissiot näyttävät olevan tarhojen merkittävin ilmapäästö mahdollisen hajuhaitan lisäksi. Ammoniakkiemissioita on tutkittu pääosin betonipinnoilta. Asfaltti- ja muiden kiinteäpintaisten tarhojen emissioiden voidaan olettaa olevan samalla tasolla. Hiekka- ja kuorikepohjaisten tarhojen emissioita ei ole tutkittu. Niistä tulevien emissioiden voi olettaa olevan hyvinkin erilaisia erityisesti dityppioksidin ja metaanin osalta, koska huokoisessa materiaalissa tapahtuu erilaisia reaktiota kuin kiinteällä pohjalla. Jatkohankkeissa tulee selvittää ulkomaisten tutkimustulosten paikkansapitävyys meidän oloissamme sekä meillä käytössä olevien erilaisten pohjaratkaisujen emissiot. Koska tarhojen puhdistusmenetelmällä ja -tiheydellä näyttää olevan vaikutusta emissioiden määrään, tulisi niiden vaikutusta selvittää tarkemmin erityisesti huomioiden myös talviaikainen ulkoilutus.

Kirjallisuus

- Alakomi, T. 1997. Havaintoja kylmäpihattojen lannankäsittelystä. VAKOLAn rakennusratkaisuja 5/1997. Vihti: Maatalouden tutkimuskeskus. 16 s.
- AOAC 1995. Official methods of analysis. 16th Ed. Arlington, VA: Association of Analytical Chemists. 354 s.
- Burton, C.H. & Turner, C. (toim.). 2003. Manure Management. Treatment strategies for sustainable agriculture. 2nd Ed. Silsoe, UK: Silsoe Research Institute. In Press.
- Esala, M. 1992. Split application of nitrogen: effects on the protein in spring wheat and fate of ¹⁵N-labelled nitrogen in the soil-plant system. *Annales Agriculturae Fenniae* 30: 219–309.
- Ferm, M. & Svensson, L. 1992. A new approach to estimate ammonia emissions in Sweden. Teoksessa: Klaassen, G. (toim.). Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Proceedings of IIASA-workshop, Laxenburg, Austria, 4–6 February 1991. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis. s. 109–125.
- Gary, H.L. & Adams, J.C. 1985. Indicator bacteria in water and stream sediments near the Snowy Range in southern Wyoming. *Water, Air and Soil Pollution* 25: 133–144.
- Grabow, W.O.K. & Coubrough, P. 1986. Practical direct plaque assay method for coliphages in 100 ml samples of drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 52: 430–433.
- Hagedorn, C. Robinson, S.L., Filtz, J.R., Grubbs, S.M., Angier, T.A. & Reneau, R.B.Jr. 1999. Determining sources of fecal pollution in a rural Virginia watershed with antibiotic resistance patterns in fecal streptococci. *Applied and Environmental Microbiology* 65: 5522–5531.
- Hutchings N.J. & Sommer S.G. 2001. Integrating emissions at the farm scale. Teoksessa: Proceeding of the UN/ECE ammonia expert group, Berne, 18.–20. September 2000. Environmental documentation No. 133, Air. Berne: The Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL). s. 139–140.
- Huuskonen, A. & Huttu, S. (toim.) 2001. Lihanautojen kasvatusta eri tuotantoympäristöissä. Ruukki: MTT. (Verkkodokumentti). Päivitetty: 11.11.2001. Viitattu: 16.4.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/atu/ppo/kylmakasvatus/>.
- Huuskonen, A., Joki-Tokola, E. & Huttu, S. 2002. Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotantoympäristöissä. Teoksessa: Rinne, M. (toim.).

- Maataloustieteenpäivät 2002: Kotieläintiede. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 977. Helsinki: Maaseutukeskusten Liitto. s. 36–39.
- Jansson, H., Yli-Halla, M. & Tuhkanen, H.-R. 2002. Laidunalueiden fosfori ja kalium. Teoksessa: Hopponen, A. (toim.). Maataloustieteen päivät 2002. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no 18. Päivitetty: 1.1.2002. Viitattu: 3.3.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura/julkaisut/esit/36jansson.pdf>. ISBN 951-9041-46-X.
- Joki-Tokola, E., Aronen, I. & Vehkaoja, H. 1995. Rehunurmen typpilannoituksen ja säilörehun korjuuajankohdan sekä väkirehutäydennyksen vaikutukset säilörehun hyväksikäyttöön naudalla. B. Ruukin kenttätutkimus. Teoksessa: Säilörehun laadun ja väkirehutäydennyksen vaikutukset naudanlihatuotantoon. Tiedote 12/95. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 59–70.
- Junttila, K. & Rahkila, R. 2003. Siuruanjoki kuntoon -yhteishanke. Maatalouden vesiensuojelu. Olulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. (Verkkodokumentti). Päivitetty 18.3.2003. Viitattu 1.4.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.ymparisto.fi/hoito/euhanke/ppo/siuruanj/Maatalou.htm>.
- Kauppinen, R., Huuskonen, A., Tuomisto, L., Järvikylä, S., Joki-Tokola, E., Lindeberg, H., Sepponen, J. & Mononen, J. 2002. Lihanautojen hyvinvointi eri kasvatusympäristöissä – tuloksia kasvatuskokeesta kylmäpihatossa, ulkotarhassa ja lämpimässä parsinavetassa. Teoksessa: Rinne, M. (toim.). Maataloustieteen päivät 2002: Kotieläintiede. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 977. Helsinki: Maaseutukeskusten Liitto. s. 11–14.
- Keck, M., 1997. Ammonia emission and odour thresholds of cattle houses with exercise yards. Teoksessa: Voermans, J. & Montoney, G.-J. (toim.). Ammonia and odour emissions from animal production facilities. Rosmalen, Vinkeloord, The Netherlands: NVTL. s. 349–354.
- Kennedy, B., Coleman, R.N., Gillund, G.M., Kotelko, B., Kotelko, M., MacAlpine, N. & Penney, P. 1999. Feedlot runoff: Volume 1: Quantity and quality of rainfall and snowmelt runoff from pens. CAESA Research Project RES-109-94. Alberta, Canada: CAESA. Environmentally Sustainable Agriculture Agreement. 180 s.
- Kivinen, T., Puumala, M. & Sarin, H. 2001. Tohmajärven emolehmänavetan ulkokasvatustarhat. Teoksessa: Manninen, M. (toim.). Hyvinvoivat naudat puhtaassa ympäristössä. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Maatilatalouden kehittämisrahasto. s. 11–23.
- Korpela, T. 1999. Jaloittelutarhojen rakentaminen on ajankohtaista. Maito ja Me 2: 15–17.

- KTTK 2000. Luonnonmukaisen tuotannon ohjeet – eläintuotanto: sovelletaan 24.8.2000 lähtien. KTTK:n julkaisu. B2 Luomutuotanto nro 4/2000. Loimaa: Kasvintuotannon tarkastuskeskus. 52 s. Päivitetty: 11/2002. Viitattu 3.3.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.kttk.fi>
- Laakso, J., Korpela, T. & Hämäläinen, J. 1999. Nautojen jaloittelualueet ja ruokintakatokset. Seinäjoki: Etelä-Pohjanmaan Maaseutokeskus, Keski-Pohjanmaan Maaseutokeskus. 32 s. Viitattu 22.4.2003. Saatavissa internetistä: www.maaseutokeskus.fi/ep/jaloittelualueet.htm
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutokeskus. 16 s. ISBN 951-8948-14-3.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2000. Ympäristötukiopas. Maatalouden ympäristötuki v. 2000–2006. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 27 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2002a. Hakuopas 2002. Peltokasvien tuki, Maatalouden ympäristötuki, Luonnonhaittakorvaus, Kansalliset tuet. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 138 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2002b. Kotieläinten ympäristöhuolto. Maa- ja metsätalousministeriön rakentamismääräykset ja –ohjeet. MMM-RMO-C4. Liite 12 MMM:n asetukseen tuettavaa rakentamista koskevista rakentamismääräyksistä ja suosituksista (100/01). 8 s. Päivitetty: 21.1.2003. Viitattu: 1.4.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/pdf/normit/8673-01100fil12.pdf>
- Mattila, P. 2001. Ammonia volatilization from pig slurry applied to spring wheat with different techniques. Teoksessa: Rom, H.B. & Sorensen, C.G. (toim.). Sustainable handling and utilization of livestock manure from animals to plants: Proceedings, NJF-Seminar no. 320, Denmark 16–19 January 2001. DIAS Report, Animal Husbandry 21. Tjelle: Danish Institute of Agricultural Sciences, Research Centre of Foulum. s. 82–88.
- McGinn, S.M. & Janzen, H.H. 1998. Ammonia sources in agriculture and their measurement. Canadian Journal of Soil Science 78: 139–148.
- Misselbrook, T.H., Pain, B.F. & Headon, D.M. 1998. Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. Journal of Agricultural Engineering Research 71: 127–135.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Chadwick, D.R., Ellis, S. & Pain, B.F. 2001. Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. Atmospheric Environment 35: 5331–5338.
- MMMA 7.6.1996/396. Eläinsuojeluasetus. Annettu Helsingissä 7.6.1996. Suomen Säädöskokoelma 396/1996: 1019–1028.

- MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002. Maa- ja metsätalousministeriön asetus Nautojen pidolle asetettavista eläinsuojeluvaatimuksista annetun maa- ja metsätalousministeriön päätöksen muuttaminen. Annettu Helsingissä 3.6.2002. Päivitetty: 6/2002. Viitattu: 2.3.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/f/f20m1fi.pdf>
- MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997. Maa- ja metsätalousministeriön päätös F20 Nautojen pidolle annettavat eläinsuojeluvaatimukset. Annettu Helsingissä 23.5.1997. Päivitetty: 6/1997. Viitattu: 2.3.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/F/f20.html>
- Rajala-Mustonen, R. & Heinonen-Tanski, H. 1992. A cheaper method for detection of coliphages in 100 ml water samples. Teoksessa: Sixth international symposium on microbial ecology, ISME-6, Barcelona, 6–11.9.1992. s. 202.
- SFS 3008. 1990. Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määräyty. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 3 s.
- SFS 3014. 1984. Veden fekaalisten streptokokkien lukumäärän määräyty pesäkemenetelmällä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 7 s.
- SFS 3016. 1984. Veden koliformisten bakteerien kokonaismäärän määräyty kalvosuodatusmenetelmällä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 3 s.
- SFS 3025. 1986. Veden fosfaatin määräyty. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 10 s.
- SFS 3026. 1986. Veden kokonaisfosforin määräyty. Hajotus peroksidisulfaattilla. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 11 s.
- SFS 3030. 1990. Veden nitriitti- ja nitraattitypen summan määräyty. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 5 s.
- SFS 3031. 1990. Veden typen määräyty. Peroksidisulfaattihapetus. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 3032. 1976. Veden ammoniumtypen määräyty. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 4088. 1988. Veden lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien lukumäärän määräyty kalvosuodatusmenetelmällä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 4 s.
- SFS-EN 26461-2. 1993. Veden laatu. Sulfiittia pelkistävien anaerobien (klostridit) itiöiden osoitus ja lukumäärän määräyty. Osa 2: Kalvosuodatusmenetelmä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 8 s.
- Sehested, J. & Weisberg, M. 2001. Availability of dietary phosphorus in cattle. Teoksessa: 52nd Annual meeting of the European Association for

- Animal Production (EAAP). Book of Abstracts No. 7. Budapest, 26.–29.8.2001. Budapest: European Association for Animal Production. s. 121 (abstrakti).
- Sibbesen, E. & Rugne-Metzger, A. 1995. Phosphorus balance in European agriculture - Status and policy options. Teoksessa: SCOPE 54 - Phosphorus in the global environment - Transfers, cycles and management. Pariisi: John Wiley & Sons Ltd. Päivitetty: 12.7.2001. Viitattu: 2.3.2003. Saatavissa internetistä:
<http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope54/4sibbesen.htm>
- Sillanpää, M. & Jansson, H. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. FAO Soils Bulletin 65. Rome: FAO. 195 s. ISBN 92-5-103238-6.
- Sippola, J., Kivistö, P. & Mäkelä-Kurtto, R. 2001. Tutkimusasemien viljelymaiden ravine- ja raskasmetallipitoisuuksien seuranta. Muutokset aikavälillä 1992–1997. MTT:n julkaisuja. Sarja B. Jokioinen: MTT. 13 s. ISBN 951-729-626-6.
- Sippola, J. & Tares, T. 1978. The soluble content of mineral elements in cultivated Finnish soils. Acta Agriculturae Scandinavica Supplement 20: 11–25.
- Stanley, K., Cunningham, R. & Jones, K. 1998. Isolation of *Campylobacter jejuni* from groundwater. Journal of Applied Microbiology 85: 187–191.
- STMA 19.5.2000/461. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 25.5.2000. Suomen Säädoskokoelma 461/2000: 1111–1123.
- STMp 25.4.1996/292. Sosiaali- ja terveysministeriön päätös yleisten uimarantojen veden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 25.4.1996. Suomen Säädoskokoelma 292/1996: 807–810.
- STMp 22.1.1999/41. Sosiaali- ja terveysministeriön päätös yleisten uimarantojen veden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista annetun sosiaali- ja terveysministeriön päätöksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 22.1.1999. Suomen Säädoskokoelma 41/1999: 186.
- Svensson, L. 1994. A new dynamic chamber technique for measuring ammonia emissions from land-spread manure and fertilizers. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Sciences 44: 35–46.
- Tamminga, S. 1992. Nutrition management of dairy cows as a contribution to pollution control. Journal of Dairy Science 75: 345–357.
- Tuomisto, L. & Huuskonen, A. 2001. Hereford-rotuisten lihanautojen käyttäytyminen erilaisissa tuotanto-olosuhteissa. Teoksessa: Huuskonen, A. (toim.). Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotanto-olosuhteissa. MTT:n

- Alueellinen yksikkö, Hankeraportti 2/2001. MTT: Alueellinen yksikkö. s. 46–57.
- Turtola, E. & Paajanen, A. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management* 28: 295–310.
- Turtola, E. & Yli-Halla, M. 1999. Fate of phosphorus applied in slurry and mineral fertilizer: accumulation in soil and release into surface runoff water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 165–174.
- Uusi-Kämpä, J. 2002. Nitrogen and phosphorus losses from a feedlot for suckler cows. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 355–369.
- Uusi-Kämpä, J., Grék, K. & Jansson, H. 2001. Ulkotarhojen vesistökuormitus. Teoksessa: Manninen, M. (toim.). Hyvinvoivat naudat puhtaassa ympäristössä. Loppuraportti. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Maatilatalouden kehittämisrahasto. s. 67–79.
- Uusi-Kämpä, J. & Heinonen-Tanski, H. 2000. Ulostemikrobit jaloittelualan ja ulkotarhan valumavesissä. Teoksessa: Pietola, L. (toim.). Maaperätieteet ihmiskunnan palveluksessa, Maaperätieteiden päivän laajennetut abstraktit. *Pro Terra* 4/2000. Helsinki: Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. s. 123–125. ISBN 951-45-9622-6.
- Uusi-Kämpä, J., Heinonen-Tanski, H. & Mattila, P. 2002. Ravinne- ja mikrobikuormitus nurmelle leviteystä lietelannasta. Teoksessa: Mattila, P. (toim.). Lietelannan käyttö nurmikierrossa. Maa- ja elintarviketalous 15. Jokioinen: MTT. (Verkkodokumentti). Päivitetty 3.1.2003. Viitattu 3.3.2003 Ilmestynyt myös painettuna samannimisessä teoksessa. s. 45–80. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met15.pdf>
- Uusi-Kämpä, J., Manninen, M., Nykänen, A., Puumala, M., Sarin, H. & Tolvanen, T. 2000. Jaloittelualueet ja ulkotarhat – kotieläinten hyvinvointia vai ympäristön uhka? Teoksessa: Rinne, M. (toim.). Maataloustieteenpäivät 2000: Kotieläintiede Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 952. Helsinki: Maaseutukeskusten Liitto. s. 58–64.
- Virta, P. 2002. Lehmä juo jopa 20 litraa minuutissa. *Terve eläin -liite*. s. 6–7. *Maatilan Pellervo* 5M/2002.
- VpL 4.4.1996/247. Eläinsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.4.1996. Suomen Säädöskokoelma 247/1996: 721–733.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications* 63: 1–14.
- Yli-Halla, M., Seppänen, A. & Uusi-Kämpä, J. 1998. Karjan ruokintapaikoilta tuleva fosforikuormitus. Teoksessa: Ahlfors, K. (toim.). Kotieläintieteen

päivät 1998. Maaseutukeskusten Liiton julkaisu 924. Helsinki: Maaseutukeskusten Liitto. s: 311–313.

Ympäristöministeriö 1998. Ohje kotieläintalouden ympäristönsuojelusta 30.9.1998. Helsinki: Ympäristöministeriö. 27 s. Päivitetty 6.5.2002. Viitattu 7.1.2003. Saatavissa internetistä:
<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/maaseutu/kotiel.pdf>

Tarhasta tulevien valumavesien puhdistaminen suodattamalla

Maarit Puumala¹⁾, Merja Paasonen¹⁾ ja Arja Nykänen²⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maatalousteknologian tutkimus (Vakola), Vakolantie 55, 03400 Vihti, maarit.puumala@mtt.fi, merja.paasonen@mtt.fi

²⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristötutkimus, Ekologinen tuotanto, Huttulantie 1, 51900 Juva, arja.nykanen@mtt.fi

Tiivistelmä

Maalis-huhtikuussa 2001 MTT maatalousteknologian tutkimuksen laboratoriossa tehtiin koe, jolla selvitettiin erilaisten materiaalien soveltuvuutta fosforin, typen, kiintoaineksen ja happea kuluttavien orgaanisten aineiden poistoon tarhasta tulevista valumavesistä. Testattavina oli suodatinmateriaaleja, joita maataloilla on helposti saatavilla. Ne voidaan levittää käytön jälkeen pellolle ja näin palauttaa materiaaliin pidättyneet ravinteet takaisin kiertoon. Kesällä 2000 tehtyjen esikokeiden perusteella suodattimissa käytettiin seoksina olkea, turvetta ja haketta. Suodattimiin lisätty neste vastasi pitoisuuksiltaan kiinteäpohjaisen tarhan valumavettä.

Olki-turvesuodattimilla poistettiin eniten happea kuluttavia orgaanisia aineita ja kiintoainetta. Olki-hakesuodattimet olivat sen sijaan tehokkaampia fosforin poistossa. Typpiyhdisteiden poistossa ei suodattimien välillä ollut suuria eroja. Suodattimilla poistettiin 93 % happea kuluttavasta orgaanisesta aineesta. Kokonaistypen määrä väheni suodatuksessa 43–61 %. Kokonaisfosforin vähenemä jäi kaikilla suodattimilla alle 40 %:iin ja liukoisen fosforin vähenemä oli kaikilla suodattimilla vaatimaton.

Kahdelle tilalle rakennettiin kokeiden perusteella koesuodattimet, jotka olivat huomattavasti laboratorioskokeen suodattimia paksumpia. Rakentamisen viivästymisen ja kuivan kesän 2002 takia vain toisesta suodattimesta saatiin mitattua puhdistustulos. Alustavat tulokset eivät olleet rohkaisevia. Suodatin pidatti ravinteita mittauskauden alussa ja lopussa, mutta keskikesällä poistuvassa vedessä oli enemmän ravinteita kuin sisään tullessa. Käsiteltävän valumaveden tasainen jakautuminen koko suodattimen pinta-alalle parantaisi todennäköisesti suodattimen tehoa. Tämänkään jälkeen vedet tuskin olisivat suoraan maastoon johdettavissa, vaan vaatisivat jonkinlaisen maaperä- tai kosteikkokäsittelyn.

Avainsanat: valumavesi, valunta, ympäristönsuojelu, vesiensuojelu, suodatus, suodattimet, fosfori, typpi, kiintoaines, orgaaniset yhdisteet, olki, turve, hake

Purification of run-off waters from exercise yards by means of filtration

Maarit Puumala¹⁾, Merja Paasonen¹⁾ and Arja Nykänen²⁾

¹⁾MTT Agrifood Research Finland, Agricultural Engineering, Vakolantie 55, FIN-03400 Vihti, Finland, maarit.puumala@mtt.fi, merja.paasonen@mtt.fi

²⁾MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, Ecological Production, Huttulantie 1, FIN-51900 Juva, Finland, arja.nykanen@mtt.fi

Abstract

It is important to design carefully the collection and treatment of run-off waters from exercise yards and feedlots. According to the guidelines, waters must be collected in a storage basin and applied on the field. As herds grow, the area needed for feedlots also increases, together with the volumes for run-off water basin.

In 2001, a laboratory test involving different materials suitable for run-off water treatment was carried out. The materials were chosen on the basis of availability on farms and the possibility of applying the used materials on the field. On the basis of pre-tests, the materials chosen for the filters were straw, peat and woodchips. The wastewater used in the test had a contaminant concentration similar to run-off waters from a concrete-covered yard.

Mixtures of straw and peat were efficient in reducing the COD concentrations from the wastewaters, just as mixtures of straw and woodchips were efficient in reducing P concentrations. There were large differences between the mixtures with regard to reducing nitrogen compounds. COD concentration was reduced on average by about 93%, total N by 43–61%, and total P by less than 40%. The reduction of PO₄-P was modest with all mixtures.

On the basis of these laboratory tests, two full-scale filters were constructed. Because of delays in the work and the extremely dry summer in 2002, only a few samples were collected, and only from one of the filters. The results were not reassuring. At the beginning and end of the measurement period, the filter reduced the nutrient concentration of the run-off waters. But at midsummer, the concentrations in the outflow were larger than in the inflow. The filter may have a better effect on the run-off water if the water is applied more evenly on the surface of the filter. Even then, the effluents should be treated in soil infiltration or a wetland system before they are released into waterways.

Key words: run-off water treatment, filtration, nitrogen, phosphorus, peat, straw, woodchips, organic compounds, total solids, environment protection

Johdanto

Valtioneuvosto on hyväksynyt vuoteen 2005 ulottuvan vesiensuojelun tavoiteohjelman (Ympäristöministeriö 1998). Maataloudessa on tavoitteena vähentää vesistöihin joutuvan fosfori- ja typpikuormituksen määrää 50 % vuosien 1990–1993 arvioidusta keskimääräisestä tasosta. Tarha-alueilta kertyvät valumavedet tulee tämän päätöksen mukaisesti kerätä ja käsitellä siten, että ravinteiden joutumista vesistöön rajoitetaan parasta käytettävissä olevaa tekniikkaa käyttäen. Myös maatalouden ympäristötuen perustuki- ja erityistukiehdot tähtäävät vesistökuormitusta vähentäviin toimenpiteisiin maataloilla.

Maa- ja metsätalousministeriö (2002) on antanut kotieläinrakennusten ympäristöhuolto-ohjeet. Tiivispohjaisesta tarhasta sontaa ja virtsaa sisältävät vedet on johdettava keräilykaivoon, jonka tilavuus on vähintään 0,2 m³/m² kattamattomalla alueella. Keräilykaivo on tyhjennettävä säännöllisesti ja vedet levitettävä pellolle.

Valumavesien asianmukainen keräily ja käsittely ovat jaloittelu- ja ulkotarhojen toteutuksen suuria haasteita. Karjakoon kasvaessa tarhat laajenevat ja siten myös tarvittava vesien varastointitila kasvaa, mikä aiheuttaa huomattavia lisäinvestointi- ja työkustannuksia tiloille. On löydettävä vaihtoehtoisia tapoja käsitellä tarhojen valumavesiä.

Maalis-huhtikuun 2001 aikana tehtiin MTT maatalousteknologian tutkimuksen laboratoriossa kokeita, joilla selvitettiin erilaisten materiaalien soveltuvuutta ravinteiden poistoon valumavesistä. Tarkoituksena oli testata sellaisia suodatinmateriaaleja, joita maataloilla on helposti saatavilla. Tavoitteena oli myös kehittää suodatin, jonka rakentaminen on maataloilla yksinkertaista. Käytön jälkeen voidaan suodatinmateriaali levittää pellolle ja näin palauttaa suodattimeen pidäytyneet ravinteet takaisin kiertoön. Kesän 2000 esikokeiden perustella suodattimissa päädyttiin käyttämään olkea, turvetta ja haketta.

Koejärjestelyt

Suodatuskoe tehtiin laboratoriossa, jossa ilman lämpötila ja suhteellinen kosteus pyrittiin pitämään vakiona. Lämpötila oli kokeen aikana 16,4–16,6 °C ja ilman suhteellinen kosteus 65–77,5 %. Ilman suhteellinen kosteus laboratoriossa kasvoi kokeen edetessä.

Suodattimet rakennettiin maanrakennuskankaalla pohjustettuihin saaveihin. Nämä laitettiin jalustalle pingotettujen verkkojen päälle. Jokaisen suodattimen alla oli 65 litran saavi, johon suodattuva neste kerättiin. Koejärjestely on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Laboratoriokokeen koejärjestely. (Kuva: Merja Paasonen).

Suodattimia rakennettiin kolmena kerranteena yhteensä 12 kappaletta. Suodatuskerroksen paksuus oli noin 30 cm. Kuudessa suodattimessa oli pohjalla kerros pitkää ohran olkea, keskellä kerros turvetta ja pinnalla kerros pitkää ohran olkea. Kunkin materiaalikerroksen paksuus oli noin 10 cm. Kuudessa muussa suodattimessa oli pohjalla noin 20 cm:n kerros pitkää ohran olkea ja pinnassa noin 10 cm:n kerros leppähaketta. Suodatinmateriaaleja oli liotettu yhden vuorokauden ajan ennen suodattimien rakentamista. Kokeen alussa valutettiin ylimääräinen vesi pois suodattimista.

Suodattimiin lisättiin lietelaimennosta 8.3.–12.4.2001 välisenä aikana kaikkina arkipäivinä. Lisäysoäpäivä oli yhteensä 22. Koejakson aikana lisättiin kuhunkin suodattimeen yhteensä 149 litraa lietelaimennosta. Edellisestä laskettu suodatinneliölle lisätyn lietelaimennoksen määrä oli siten 0,11 m³ ja suodatinkuutiolle vastaavasti 4 m³.

Suodatuskokeessa käytettiin lehmän lietelannasta valmistettua lietelaimennosta. Lietettä laimennettiin kylmällä vedellä siten, että lietelaimennoksen kokonaistyyppipitoisuus oli noin 300 mg/l. Laimennossuhdetta laskettaessa lietteen kokonaistyyppipitoisuutena käytettiin 3300 mg/l, joka on naudan lietelannan keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus (Alainen 1997).

Näytteenotto ja analyysit

Suodattimien läpi valuneen nesteen tilavuus mitattiin kaikkina niinä päivinä, jolloin lietelaimennosta lisättiin suodattimiin. Poikkeus tästä käytännöstä tehtiin kuitenkin aloituspäivänä, jonka aikana läpi suodattunut neste oli mukana vasta seuraavan päivän mittauksissa.

Suodattimien läpi valunutta nestettä otettiin tilavuusmittausten yhteydessä näytteeksi jokaisesta suodattimesta noin 200 ml. Näytteet kerättiin siten, että samaan näytepulloon otettiin suodattunutta nestettä 2–3 päivältä. Kokoomanäytteitä yhtä suodatinta kohti otettiin joka viikko kaksi.

Näytteet tutkittiin MTT:n Ympäristönhallinta-vastuualueen laboratoriossa. Suodos- ja lietelaimennosnäytteiden analysoinnissa käytettiin samoja menetelmiä nitraattitypen ($\text{NO}_3\text{-N}$), ammoniumtypen ($\text{NH}_4\text{-N}$), kokonaistypen, liukoisen fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) ja kokonaisfosforin määrittämisessä, kuin on aikaisemmin esitetty tässä julkaisussa (Uusi-Kämpä ym. 2003). Haihdutusjäännös kuvasi tässä tutkimuksessa kiintoainesta. Kemiallinen hapenkulutus (COD) määritettiin standardin SFS 5504:n mukaisesti.

Suodattimien toiminta

Lietelaimennoksen suodattuminen

Laskeutetun ja kiintoainepitoisen lietelaimennoksen suodattumisen eroja tutkittiin eri suodatinmateriaaleista. Lietelaimennosten suodattumisessa oli selkeä ero. Suodattuminen toimi hyvin suodattimilla, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta. Näissä suodattimissa oli läpi valuneen nesteen määrä koko kokeen ajan lähes sama. Lisätty lietelaimennos imeytyi hyvin suodattimien pintakerroksen läpi, eikä sitä ollut suodattimien pinnalla uuden lisäykerran yhteydessä.

Lietelaimennoksen suodattuminen oli olki-turvesuodattimien läpi nopeampaa kuin olki-hakesuodattimien läpi. Esikokeiden tulosten mukaan oli olki- ja turvesuodattimien suodatusnopeus huonompi kuin hakesuodattimien. Suodattumiseen saattoi vaikuttaa se, että olki-turvesuodattimissa oli kymmenen sentin kerroksin olkea ja turvetta. Olki-hakesuodattimissa oli erikseen pohjalla olkikerros ja sen päällä hakekerros. Tällöin pohjalla oleva yhtenäinen paksumpi olkikerros todennäköisesti hidasti suodattumista. Olki-hakesuodattimissa, joihin lisättiin kiintoainepitoista lietelaimennosta, hake pidatti pintaan myös enemmän kiintoainetta kuin olki. Tällä oli merkittävä vaikutus suodattumisen hidastumiseen.

Silmämääräiset havainnot

Olki-turvesuodattimien pinnalla kasvoi toisen koeviikon aikana vaaleaa homekasvustoa. Suodattimista, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta, home jäi pintaan pidättyneen kiintoaineen alle. Suodattimissa, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta, vaalea home oli ajoittain hyvin voimakasta. Kolmannella koeviikolla kasvoi suodattimien pinnalla myös kellertäviä palloomaisia läikkiä.

Olki-hakesuodattimiin, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta, kasvoi pinnalle vaaleaa hometta neljännellä koeviikolla. Viikon loppupuolella oli suodattimien pinnassa myös keltaista limamaista kasvustoa. Olki-turvesuodattimissa kasvoi kellertävän kasvuston lisäksi muutamia sieniä. Sienet lisääntyivät vähitellen ja niiden määrä oli suurin kolmannen koeviikon lopussa ja neljännän alussa (Kuva 2). Kokeen viimeisellä, viidennellä koeviikolla, suodattimien pinnalla oli vain vähän kasvustoa. Olki-turvesuodattimissa oli kellertavia pyöreitä läikkiä ja muutamia sieniä. Olki-hakesuodattimissa oli vaaleaa ja keltaista limamaista kasvustoa.

Olki-hakesuodattimien, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta, pinnalle ei kokeen missään vaiheessa muodostunut hometta. Suodattimien pinnalle kertynyt kiintoaine ja sen läpi imeytymätön lietelaimennos estivät hometeen kasvua. Olki-turvesuodattimien pinnalle, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta, ei myöskään toisen koeviikon jälkeen tullut enää homekasvustoa.



Kuva 2. Olki-turvesuodattimien pinnalla kasvoi koejakson loppupuolella runsaasti sieniä. (Kuva: Merja Paasonen).

Suodatinmateriaali painui kasaan suodattimissa, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta. Olki-turvesuodattimet alenivat noin 4,5 cm ja olki-hakesuodattimet 2,5 cm. Molemmissa suodattimissa suodatinmateriaali oli kokonaan vettynyttä. Olki-hakesuodattimissa kasvoi hakkeen seassa valkoista homekasvustoa, jota oli kasvanut myös pinnalla.

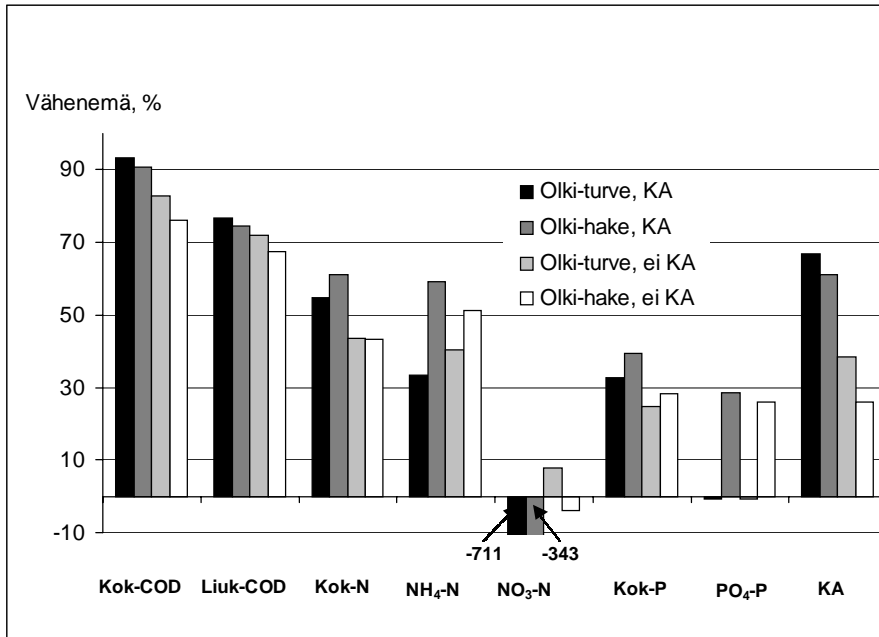
Laskeuttamattoman lietelaimennoksen kiintoaine kertyi paksuksi kerrokseksi suodattimien pintaan. Olki-turvesuodattimissa oli kerroksen paksuus 6–7 cm ja olki-hake-suodattimissa 6–8 cm. Olki-turvesuodattimissa päällimmäinen olkikerros oli kauttaaltaan sonnassa, mutta turpeen alla oleva olki oli puhtaan näköistä ja osittain kuivaa. Olki-hakesuodattimissa oli sekä olki- että hakekerros kokonaan sonnassa.

Suodattimien puhdistustehokkuus

Kemiallisen hapenkulutuksen (COD) vähenemä oli paras olki-turvesuodattimilla, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta. Suodattimilla pystyttiin poistamaan 93 % lisätyn lietelaimennoksen happea kuluttavasta orgaanisesta aineesta. Vaikka vähenemä olki-turvesuodattimilla oli hyvä, oli suodattuneen nesteen COD silti korkea. Keskimääräiset pitoisuudet olivat 1379–2241 mg/l. Huonoimmaksi vähenemä jäi suodattimilla, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta. Olki-turvesuodattimilla vähenemä oli 83 % ja olki-hakesuodattimilla 76 % (Kuva 3). Keskimääräiset kemiallisen hapenkulutukset olivat olki-turvesuodattimien suodoksissa 1478–2594 mg/l ja olki-hakesuodattimilla 2079–4753 mg/l.

Liukoisen COD:n vähenemä vaihteli suuresti. Alussa liukoisen COD:n määrä oli lähes kaikkien suodattimien suodoksissa korkeampi kuin lisätyssä lietelaimennoksessa. Ainoastaan olki-turvesuodattimissa, joihin lisättiin kiintoainepitoista lietelaimennosta, liukoinen COD väheni koko tutkimuksen ajan. Suodattimet, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta, poistivat tehokkaimmin liukoista COD:tä. Olki-turvesuodattimilla kokonaisvähenemä oli 77 % ja olki-hakesuodattimilla 75 %. Suodokseen jäävän liukoisen COD:n keskimääräinen pitoisuus vaihteli olki-turvesuodattimien suodoksissa välillä 584–1652 mg/l ja olki-hakesuodattimilla 641–3093 mg/l. Olki-turve- ja olki-hakesuodattimet, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta, poistivat liukoisesta COD:stä noin 70 % ja keskimääräiset pitoisuudet suodoksissa olivat 504–2557 mg/l (Kuva 3).

Lisätyn lietelaimennoksen kokonaistypen määrä väheni suodatuksessa 43–61 %. Paras puhdistustulos saavutettiin suodattimilla, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta. Olki-turvesuodattimilla vähenemä oli 55 % ja olki-hakesuodattimilla 61 % (Kuva 3). Kokonaistyyppipitoisuudet olivat näiden suodattimien suodoksissa keskimäärin 71–221 mg/l. Suodattimilla, joihin lisättiin laskeutettua lietelaimennosta, olivat suodosten keskimääräiset kokonaistyyppipitoisuudet 102–230 mg/l.



Kuva 3. Kemiallisen hapenkulutuksen (COD) (kokonais- (Kok) ja liukoinen (Liuk)), kokonaistypen (Kok-N), ammoniumtyypen (NH₄-N), nitraattityypen (NO₃-N), kokonaisfosforin (Kok-P), liukoisen fosforin (PO₄-P) ja kiintoaineksen (KA) pitoisuuksien vähenemä eri suodattimilla. Suodattimiin on lisätty sekä kiintoainepitoista lietelaimennosta (KA) että laskeutettua lietelaimennosta (ei KA).

Ammoniumtyypen pitoisuus pieneni kaikilla suodattimilla alussa yli 50 %. Olki-hakesuodattimien puhdistuskyky oli koko kokeen ajan melko tasainen. Olki-turvesuodattimilla puhdistus oli alussa hyvä, mutta huonontui kokeen lopussa. Tähän vaikutti todennäköisesti olki-turvesuodattimien pH:n muutos happamasta neutraaliksi. Olki-turvesuodattimien suodoksen pH oli kokeen lopussa noin kahdeksan. Hapan turve pystyy sitomaan paremmin ammoniakkia kuin neutraali (Kemppainen 1985). Tämä ei kuitenkaan selitä sitä, että olki-turvesuodattimissa, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta, oli viimeisessä suodosnäytteessä korkeampi ammoniumtyypipitoisuus kuin lisätyssä lietelaimennoksessa. Syynä tähän saattoi olla se, että suodattimeen oli pidättynyt ammoniumtyyppiä ja se suodattui vasta suuremman valuman yhteydessä pois suodattimesta.

Ammoniumtyypipitoisuudet olivat olki-hakesuodattimien suodoksessa keskimäärin 60–101 mg/l ja olki-turvesuodattimien suodoksessa 27–145 mg/l. Laskeutetun lietelaimennoksen ammoniumtyypipitoisuus väheni olki-hakesuodattimilla 51 % ja olki-turvesuodattimilla 40 %. Kiintoainepitoisen lietelaimennoksen puhdistuksessa päästiin olki-hakesuodattimilla 59 %:iin ja olki-turvesuodattimilla 34 %:iin (Kuva 3). Tutkimuksessa ei mitattu suodatimesta tai suodoksesta haihtuvan ammoniumtyypen pitoisuutta.

Nitraattitypen pitoisuus vaihteli sekä lietalaimennoksissa että suodoksissa. Suodattimiin lisätyssä kiintoaineellisessa lietalaimennoksessa oli nitraattityppeä vain kokeen lopussa (2.–5.4.). Laskeutetussa lietalaimennoksessa oli nitraattityppeä vaihtelevasti. Pitoisuudet olivat kuitenkin hyvin pieniä. 22.–30.3. välisenä aikana lisätyn laskeutetun lietalaimennoksen nitraattityppipitoisuus oli alle määritysrajan.

Vaikka lisätyssä lietalaimennoksessa nitraattitypen pitoisuus oli alle määritysrajan, osassa suodostäytteitä oli vähäisiä määriä nitraattityppeä. Tällöin nitraattityppeä oli saattanut liueta suodokseen suodatinmateriaaleista. Tätä käsitystä puoltaa se, että ensimmäisten suodostäytteiden pitoisuudet olivat suurempia tai yhtä suuria kuin lisätyn lietalaimennoksen pitoisuudet. Nitraattityppipitoisuuden nousu kokeen loppuvaiheen suodostäytteissä voi viitata myös siihen, että suodattimissa oli tapahtunut nitrifikaatiota.

Olki-turvesuodattimet, joihin oli lisätty laskeutettua lietalaimennosta, poistivat nitraattityppeä tehokkaimmin. Kokonaisvähenemä oli 8 %, ja keskimääräinen $\text{NO}_3\text{-N}$ pitoisuus oli 0–0,26 mg/l. Muiden suodattimien suodoksen nitraattityppipitoisuus oli suurempi kuin niihin lisätyssä lietalaimennoksessa (Kuva 3). Suodosten keskimääräiset pitoisuudet olivat 0–0,24 mg/l.

Kokonaisfosforin vähenemä oli kaikilla suodattimilla alle 40 %. Olki-turveja olki-hakesuodattimet, joihin oli lisätty kiintoaineellista lietalaimennosta, pidättivät tehokkaimmin fosforia. Olki-hakesuodattimilla vähenemä oli 39 % ja olki-turvesuodattimilla 33 % (Kuva 3). Kokeen lopussa kaikkien suodattimien puhdistusteho huononi. Suodoksessa oli enemmän fosforia kuin suodattimiin lisätyssä kiintoainepitoisessa lietalaimennoksessa. Keskimääräiset fosforipitoisuudet olivat olki-hakesuodattimien suodoksissa 50–71 mg/l ja olki-turvesuodattimien suodoksissa 34–67 mg/l. Laskeutetun lietalaimennoksen suodoksen pitoisuudet olivat olki-hakesuodattimissa 44–62 mg/l ja olki-turvesuodattimissa 35–52 mg/l. Huonoon fosforin poistokykyyn vaikuttivat käytetyt suodatinmateriaalit. Maatumaton turve, karkearakeiset ja paljon orgaanista ainesta sekä vähän metallioksideja sisältävät maat soveltuvat huonosti fosforin sitomiseen. Maasuodatuskokeissa on todettu, että fosforin pidättymiseen vaikuttavat mm. maan raekoko ja maalaji. Hienojakoinen maaines soveltuu parhaiten fosforin sitomiseen jätevesistä. (Laukkanen 1999).

Liukoisen fosforin puhdistuskyky oli kaikilla olki-turvesuodattimilla huono. Lähes puolessa näytteitä (44 %) suodoksen liukoisen fosforin pitoisuus oli suurempi kuin suodattimiin lisätyssä lietalaimennoksessa. Keskimääräiset pitoisuudet suodatuksen jälkeen olivat 29–49 mg/l. Olki-hakesuodattimilla, joihin lisättiin kiintoainepitoista lietalaimennosta, päästiin parhaaseen kokonaisvähenemään (29 %). Tästä huolimatta myös näiden suodattimien viimeisessä suodostäytteessä oli liukoisen fosforin pitoisuus suurempi kuin niihin lisätyssä lietalaimennoksessa. Keskimääräiset pitoisuudet suodatuksen jälkeen olivat 29–57 mg/l. Olki-hakesuodattimilla, joihin lisättiin laskeutettua

lietelaimennosta, oli suodoksen liukaisen fosforin pitoisuus ensimmäisessä suodosnäytteessä suurempi kuin lisätyssä lietelaimennoksessa. Muissa suodosnäytteissä liukaisen fosforin pitoisuus oli vähentynyt lietelaimennoksen suodattuessa. Kokonaisvähenemä ko. suodattimilla oli 26 % ja keskimääräiset pitoisuudet suodatuksen jälkeen olivat 24–47 mg/l (Kuva 3).

Kiintoaineesta poistui yli 60 % olki-turve- ja olki-hakesuodattimilla, joihin lisättiin kiintoaineellista lietelaimennosta. Kiintoaineen poistokyky pysyi näillä suodattimilla lähes samana koko kokeen ajan. Olki-turvesuodattimien suodoksessa oli kiintoainetta keskimäärin 1,8–2,3 g/l ja hake-olkisuodattimien 2,4–4,1 g/l. Laskeutetusta lietelaimennoksesta kiintoaineen kokonaisvähenemä oli olki-turvesuodattimilla 38 % ja olki-hakesuodattimilla 26 % (Kuva 3). Keskimääräiset pitoisuudet näiden suodattimien suodoksissa olivat 1,9–3,7 g/l. Kiintoaineen tehokkaampaan vähenemiseen kiintoaineellisesta lietelaimennoksesta vaikutti kiintoaineen kertyminen suodattimien pinnalle. Pinnalle kertynyt kiintoaine muodosti tiheän massan, joka tehosti kiintoaineen poistoa lietelaimennoksesta.

Olki-turvesuodattimien suodosten pH oli hapan ($\text{pH} < 6$) ensimmäisissä kokoomänäytteissä. Suodokset muuttuivat kuitenkin nopeasti neutraaleiksi. Toisessa kokoomänäytteessä oli olki-turvesuodattimien suodos neutraalia. Olki-hakesuodattimien suodosten pH oli heti alussa neutraali. Kokeen lopussa oli kaikkien suodattimien suodosten pH noin kahdeksan ja pH nousi suodoksissa hieman korkeammaksi kuin se oli suodattimiin lisätyissä lietelaimennoksissa.

Juvan olki-hake-turvesuodatin

Juvalla asfalttitarhapintaisen lehmien jaloittelutarhan pintavalunta johdettiin olki-hake-turvesuodattimeen. Ensimmäisessä suodattuneessa näytteessä vedet olivat puhdistuneet kaikkien mitattujen suureiden osalta (Taulukko 1). Toukokuusta elokuuhun vedet sisälsivät enemmän ravinteita suodatuksen jälkeen kuin sitä ennen. Syksyllä suodattimesta tulleet vedet ovat olleet puhtaampia kuin ennen suodatusta ravinteiden ja kiintoaineen suhteen. Näyttäisi siltä, että suodatin pystyy puhdistamaan vain tiettyyn pitoisuuteen saakka sisään tulevan veden ravinnepitoisuuksista riippumatta. Vesien pH on laskenut 0,3–0,6 yksikköä suodattuessaan, joten jonkinlaista kemiallista tai biologista toimintaa tai molempia suodattimessa on tapahtunut. Tästä kertoo myös se, että suodattimen sisältö lämpeni eli rupesi kompostoitumaan.

On mahdollista, että suodatin on alkanut toimia paremmin syksyllä, koska suodattimessa on tapahtunut kompostoitumista ja biologiset prosessit ovat vilkastuneet. Kesä ja syksy olivat hyvin vähäsateisia, jolloin kuivuus on voinut häiritä suodattimien toimintaa. Suodattimesta tulleet vedet olivat edelleen niin ravinteikkaita, ettei niitä voinut päästää luontoon ilman lisäpuhdistusta.

Taulukko 1. Asfaltitarhan ja sen jälkeisen suodattimen kaivoista otettujen vesinäytteiden ravinnepitoisuudet (mg/l) neljässä näytteessä vuonna 2002.

Ravinteet ¹⁾	22.04.		15.06.		02.08.		01.10.	
	Tarha	Suodatin	Tarha	Suodatin	Tarha	Suodatin	Tarha	Suodatin
PO ₄ -P	12,4	8,1	35,7	34,6	41,3	26,2	9,42	23,6
Kok.-P	51,1	11,7	40,8	43,8	59,0	31,5	48,0	32,1
NH ₄ -N	387	28,6	24,2	36,5	59,5	12,4	296	27,3
NO ₃ -N	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kok.-N	658	50,0	76,1	123	118	45,0	586	59,8
COD	10 280	1 430	2 520	4 340	3 960	2 160	5 090	2 320
Hj	9 800	1 500	2 700	4 100	3 200	2 300	6 100	2 900
pH	7,9	7,4	7,5	7,2	7,4	7,6	8,8	8,2

¹⁾ Selitteet

PO₄-P = liukoinen fosfori

Kok-P = kokonaisfosfori

NH₄-N = ammoniumtyppi

NO₃-N = nitraattityppi

Kok-N = kokonaistyyppi

COD = kemiallinen hapenkulutus

Hj = haihdutusjäännös

Johtopäätökset

Laboratoriokokeen johtopäätökset

Laboratoriomittakaavan tulokset suodatettujen lietelaimennosten ravinnepitoisuuksista eivät välttämättä vastaa käytännön tilannetta. Tarha-alueen pohjaratkaisu, eläintiheys ja eläinten talleaminen alueella vaikuttavat muodostuvien valumavesien laatuun. Lisäksi sateet, ilman lämpötila ja tuulisuus vaikuttavat jaloittelutarhassa syntyvän valumaveden määrään ja sen ravinnepitoisuuteen. Erot voivat olla eri vuosien välillä huomattavia. Kuormituksen rytmin tunteminen on oleellinen osa valumavesien käsittelyn suunnittelua.

Tutkimustulosten perusteella testatun paksuiset suodattimet eivät poista ravinteita sontaa ja virtsaa sisältävistä valumavesistä riittävästi. Suodatettuja valumavesiä ei voida näin ollen laskea suoraan vesistöön. Suodatusmenetelmän etuna oli kuitenkin se, että useimpien ravinteiden pitoisuudet vähenivät merkittävästi. Tämä helpottaa suodoksen jatkokäsittelyä. Runsaasti ravinteita sisältävän suodattamattoman valumaveden käsittelyyn on vaikea löytää toimivaa ratkaisua. Suodatetun valumaveden ravinnepitoisuudet ovat sellaisella tasolla, että niitä on mahdollista jatkokäsitellä esim. maasuodattimessa, pienpuhdistamossa, juurakkopuhdistamossa tai kosteikossa.

Olki-turve- ja olki-hakesuodattimien ravinteiden poistokyvyssä oli jonkin verran eroa. Olki-turvesuodattimilla poistettiin eniten happea kuluttavia or-

gaanisia aineita ja kiintoainetta. Olki-hakesuodattimet olivat sen sijaan tehokkaampia fosforin poistossa. Typpiyhdisteiden poistossa ei suodattimien välillä ollut suuria eroja. Parempaan puhdistustulokseen päästiin, kun valumavedet johdettiin kiintoainepitoisina suodattimelle. Koejakso kuitenkin osoitti, että kiintoaine tukkii suodattimen ja suodattuminen häiriintyy. Tästä syystä valumavedet on johdettava suodattimelle saostuskaivon tai laskeutusaltaan kautta.

Suodattimien puhdistuskykyä voi parantaa käyttämällä riittävän paksuja suodatinmateriaalikerroksia. Vaihtoehtona on laskeutettujen valumavesien johtaminen ensin olki-turvesuodattimelle ja sen jälkeen olki-hakesuodattimelle. Näin eri suodatinmateriaalien ravinteiden poistokyky saadaan hyödynnettyä.

Käytäntöön soveltamisen johtopäätökset

Käytännön ongelmana suodattimien käytössä on valumavesien johtaminen tasaisesti koko suodatinalalle. Vain tällöin koko suodatinmateriaalin puhdistuskapasiteetti saadaan käyttöön. Samanaikaisesti on estettävä suoran sadeveden ja muualta tulevien ohivirtausten pääsy suodattimeen, koska yksistään tarhasta tulevan valumaveden määrä on huomattavan suuri. Toinen ongelma on suodatinmateriaalien vaihtovälin toteaminen. Silmämääräisesti on mahdollon arvioida, milloin suodatin ei enää riittävästi pidätä ravinteita. Tämä seikka puoltaa suodosvesien jatkokäsittelyn tarvetta.

Koesuodattimessa valumavesien jako suodattimen pintaan ei toiminut toivotulla tavalla. Jos vedet olisi saatu jakautumaan koko suodattimen pinnan alueelle, olisi suodatin ilmeisesti toiminut paremmin. Kovin pitkään suodatin ei todennäköisesti kuitenkaan olisi pysynyt toimintakykyisenä runsaasti ravinteita sisältäviä vesiä suodatettaessa.

Suodattimen rakentamisessa voidaan mitoitusperusteena käyttää Puumalan ja Sarinin (2000) tekemiä laskelmia jaloittelutarhaan kertyvän lietteen määrästä. Helpoiten suodattimen rakentaminen onnistuu, kun käytetään valmiita olkipaaleja ja lasketaan muiden suodatinmateriaalien tarve niiden paksuuden suhteen. Suodattimen paksuuden lisäksi tulee ratkaista myös, millainen on tehokkaasti toimivan suodattimen pinta-ala suhteessa ulko- tai jaloittelutarha-alueen pinta-alaan.

Kirjallisuus

Alainen, T. 1997. Uutta tietoa lannasta. Luomulehti 8: 16–17.

Kempainen, E., 1985. Kuivikkeiden ammoniakkin sitomiskyky. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 9/85. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 17–25.

Laukkanen, K. 1999. Karjatilojen jätevesien käsittely maa- ja kivivillasuodattimessa. Suomen ympäristö 366. Kuopio: Pohjois-Savon ympäristökeskus. 124 s.

Maa- ja metsätalousministeriö 2002. Kotieläinten ympäristöhuolto. Maa- ja metsätalousministeriön rakentamismääräykset ja -ohjeet. MMM-RMO-C4. Liite 12 MMM:n asetukseen tuettavaa rakentamista koskevista rakentamismääräyksistä ja suosituksista (100/01). 8 s. Päivitetty 21.1.2003. Viitattu 3.2.2003. Saatavissa internetistä:
<http://www.finlex.fi/pdf/normit/8673-01100fil12.pdf>

Puumala, M. & Sarin, H. 2000. Naudat tarhaan, mutta minne pistetään valumavedet? Koetoiminta ja käytäntö 57(6): 4.

SFS 5504. 1988. Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD Cr) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaatilla. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 4 s.

Uusi-Kämpä, J., Puumala, M., Nykänen, A., Huuskonen, A., Heinonen-Tanski, H. & Yli-Halla, M. 2003. Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus. Teoksessa: Uusi-Kämpä, J., Yli-Halla, M. & Grék, K. (toim.). Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. Maa- ja elintarviketalous. Jokioinen: MTT. Käsikirjoitus.

Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. Helsinki: Suomen ympäristökeskus

Maito huonejätevesien puhdistus kemiallisesti saostamalla ja imeyttämällä pajukenttään

Aaro Närvänen ja Håkan Jansson

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen,
aaro.narvanen@mtt.fi, hakan.jansson@mtt.fi

Tiivistelmä

Lähtökohtana oli kehittää tehokkaasti ravinteita ja happea kuluttavaa kuormitusta poistava puhdistusmenetelmä maito huone- ja asumajätevesille. Menetelmän haluttiin olevan edullinen toteuttaa ja perustuvan jäteveden kemialliseen saostukseen ja maaperäkäsittelyyn pajukentässä. Veden puhdistamiseen testattiin ferrisulfaattisaostusta ja pajupuhdistamo. Ferrisulfaattisaostuksella ja selkeytyksellä jäteveden kokonaisfosforipitoisuus väheni 75 %. Liukoinen fosfori väheni puolestaan 97 %, mutta aika-ajoin rautafosfaattisakkaa karkasi poistuvaan veteen, mikä alensi kokonaisfosforin poistumaa. Käynnistysvaiheen jälkeen kemiallisen saostuksen ja suodatuksen avulla fosforipitoisuus väheni puolen vuoden jakson aikana parhaimmillaan 86 %. Koko kahden vuoden tutkimuksen aikana fosforipoistuma oli 59 %.

Kemiallisella saostuksella saadaan maito huonejäteveden korkea fosforipitoisuus laskemaan talousjätevesien pitoisuustasolle. Tällöin jäteveden lisäkäsittely esimerkiksi pajupuhdistamon avulla voidaan mitoittaa 50–80 % pienemmäksi kuin ilman saostusta, koska pajukenttä on mitoitettava siihen tulevan vuotuisen fosforimäärän mukaan. Kemiallisen saostuksen ja pajupuhdistamon yhdistelmällä jäteveden kokonaisfosforikuormitus väheni 97 %, kokonaistyypikuormitus 77 % ja happea kuluttava kuormitus 92 %.

Kemiallisen saostuksen ja selkeytyksen avulla toteutettu käsittely osoittautui toimivaksi ratkaisuksi maito huonejätevesien puhdistuksessa, mutta ei yleensä riittä ainoaksi puhdistusmenetelmäksi. Kemiallinen saostus ja suodatus olkisanhanpurukerroksen läpi vaatii vielä suodattimen mitoituksen ja rakenteiden osalta jatkokehittelyä. Pajupuhdistamo soveltuu hyvin kemiallisesti esipuhdistetun jäteveden jatkokäsittelymenetelmäksi.

Avainsanat: fosfori, typpi, maito huoneet, jätevesi, puhdistus, jätevedenkäsittely, suodatus, ferrisulfaatti, saostus

Ferric sulphate and willows in the treatment of wastewater from milking rooms

Aaro Närvänen and Håkan Jansson

MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland,
aaro.narvanen@mtt.fi, hakan.jansson@mtt.fi

Abstract

A low-cost method for treatment of wastewater from milk rooms and households was developed. The wastewater was first treated chemically and then biologically in a willow field.

Using ferric sulphate precipitation, clarification and sludge withdrawal by pumping, it was possible to reduce the total phosphorus content by 75%. The reduction in dissolved reactive phosphorus was as high as 97%, but occasionally it was observed that some precipitated matter was not removed.

Using chemical precipitation and filtering, the average removal of phosphorus was 59% during the test period of December 2000 to June 2002. During summer 2001, the removal rate was as high as 86%.

Using chemical treatment, the high phosphorus in milk room wastewater can be reduced to a "normal" level and the after-treatment unit can be made 50–80% smaller.

Using a combination of chemical and willow field treatment, it was possible to reduce the total phosphorus in wastewater by 97%; the reduction in total nitrogen was 77% and the figure for COD was 92%.

Key words: phosphorus, nitrogen, milking parlour, wastewater treatment, filtration, ferric sulphate, precipitation

Johdanto

Maitojuonejätevesien keskimääräinen fosforipitoisuus, 70 mg/l, on noin kolminkertainen verrattuna haja-asutuksen asumajätevesien pitoisuuteen ja noin 200-kertainen peltoalueilta tulevien vesien fosforipitoisuuteen verrattuna (Rekolainen 1989). Valtaosa fosforista on yleensä peräisin lypsykoneen pesuaineista. Näin ollen maitojuonevesien puhdistuksessa fosforin poistamisella on suuri merkitys. Toisaalta maidon orgaaninen aines kuluttaa hajotesaan erittäin runsaasti happea. Maidon biologinen hapenkulutus eli BHK7-pitoisuus on noin 120 000 mg/l (Kallio & Santala 2002). Pienetkin puhdistamoon tulevat poikkeukselliset maitomäärät saattavat aiheuttaa hapettomuudesta johtuvan toimintahäiriön esimerkiksi maasuodattimessa. Maidon rasva ja valkuaisaineet eivät juurikaan vähene sakokaivokäsittelyllä ja ne saattavat aiheuttaa maasuodattimen tukkeutumisen, elleivät ne ehdi hajota biologisesti. Desinfiointiaineiden käyttö ja pH:n vaihtelu ovat myös maitojuonejätevesien biologisen puhdistuksen ongelmia.

Maitojuonejätevesien käsittelyvaihtoehdot ovat: 1) talteenotto, 2) maaperäkäsittely, 3) kemiallinen saostus, 4) aktiivilietepanospuhdistus, 5) kiviainesuodatus tai 6) johtaminen kunnalliseen viemäriverkkoon.

Syksystä 1998 lähtien MTT/Luonnonvarojen tutkimus (nykyisin MTT/ Ympäristöntutkimus) on Kemira Agro Oy:n ja Kemira Chemicals Oy:n kanssa yhteistyössä selvittänyt kemiallisen saostuksen soveltumista maitojuonejätevesien puhdistukseen. Koska MTT:n Rehtijärven navetalla 1999 tehdyn lyhyen koeajon tulokset (Närvänen 2000) olivat erittäin lupaavia, päätettiin puhdistamon kehittämistä jatkaa. Tässä tutkimuksessa menetelmän toimivuutta käytännössä testattiin kahden koepuhdistamon avulla.

Kemialliset koepuhdistamot rakennettiin syksyllä 2000. Ensimmäinen puhdistamo tehtiin MTT:n Rehtijärven navetalle ja toinen yksityiselle maitotilalle Vesilahdelle. Vesilahdelle rakennettiin pajupuhdistamo kemiallisen saostuksen ja suodatuksen lisäksi touko-kesäkuussa 2001. Rehtijärvelle rakennettavasta jatkokäsittelystä tehdään päätös kevään 2003 aikana. Samassa yhteydessä on tarkoitus päättää navetan piha-alueella olevien kuormituspaikkojen valumavesien käsittelystä.

Aineisto ja menetelmät

Saostus ferrisulfaatilla

Menetelmä perustuu jäteveden kemialliseen saostukseen ferrisulfaatilla (Kemwater PIX-115) ja sakan erottamiseen joko selkeyttämällä tai suodattamalla olki- ja hiekkakerroksen läpi (Pat. FI 4759. 2000). Rautasulfaatti saostaa jätevedestä mm. pesuaineiden fosfaatit ja maidon valkuaisen. Tämän kemiallisen käsittelyn avulla saadaan jäteveden tukkivaa ominaisuutta vähennetyksi niin, että vesi voidaan helpommin ja riskittömämmin jatkokäsitellä esimerkiksi maasuodattimessa tai pajupuhdistamossa.

Maitotiloilla, joissa virtsa- tai lietelantasäiliöön jää vuosittain muutamia kymmeniä kuutioita tyhjää tilaa, saostettu liete voidaan pumpata sako-kaivosta päivittäin talteen. Niillä tiloilla, joilla vapaata säiliötilaa ei ole, saostettu liete voidaan suodattaa olki-hiekkasuodattimella ja sekoittaa kuivikelantaan. Näin talteen otetut ravinteet tulevat hyödynnetyiksi lannan mukana viljelyssä.

Pajupuhdistamo

Maito huonejätevesien sisältämän suuren fosforimäärän vuoksi pajupuhdistamo jouduttaisiin usein mitoittamaan niin suureksi, ettei veden jakaminen tasaisesti koko kentän alueelle olisi mahdollista, ja kuivina aikoina kasvua rajoittaisi veden vähyys. Toisaalta maito huonejäteveden alhainen typpipitoisuus tulisi rajoittamaan pajujen kasvua. Ottamalla käsittelyyn mukaan myös asumajätevedet ja vähentämällä fosforin määrää kemiallisen saostuksen avulla, saadaan typen ja fosforin suhde korjatuksi biologiselle kasvulle sopivaksi.

Tutkimuskohteet

MTT:n Rehtijärven navetta Jokioisilla

Parsinavetta:

Lehmiä 65, hiehoja 24–34, vasikoita 20–40

8 lypsy-yksikköä, 2 tilatankkia

Pesuaineet:

Super Oiva	fosfaatteja	15–30 %
Jama	”	0 %
Kope	”	> 30 %
Tisko	”	15–30 %

Lypsykoneen ja tilatankkien pesuaineista jäteveteen joutuva annosteluohjeen mukaan laskettu fosforimäärä on noin 10 kg vuodessa. Lisäksi tulevat käsitiskauksessa, pyykinpesussa yms. käytetyt pesuaineet, joiden fosforimäärä lienee yhtä suuri.

Jätevedet sisältävät putkistojen ja tankkien pesusta tulevan maidon ja pesuaineiden lisäksi lattioiden pesusta ja jalkineiden pesualtaista tulevia lanta- ja desinfiointiainevettä sekä sosiaalitulojen saniteettivedet.

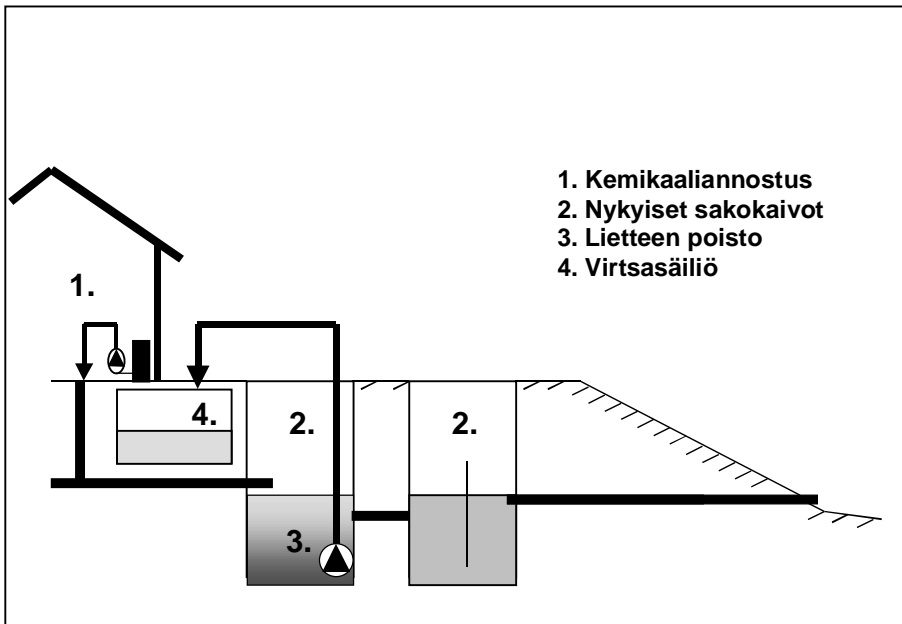
Viemäröinti: 2 sakokaivoa, vesitilavuus noin 1 m³/kaivo, viipymä noin 1 vrk/kaivo, sakokaivoista putki rinteeseen 20 metrin etäisyydelle Syrjäntynöjasta.

Syksyllä 2000 asennettiin maituhuoneen vierellä olevaan kompressorihuoneeseen kemikaalin annostelupumppu, joka annostelee rautasulfaattia viemäriin kellokytkimen ohjaamana aamulla ja illalla lypsykoneen pesujen aikana. Kemikaalin sekoittuminen veteen tapahtuu viemärissä ja sakokaivossa, johon vesi putoaa putkesta muutamia kymmeniä senttimetrejä vedenpinnan yläpuolelta.

Lietteenpoistoa varten rakennettiin sakokaivosta lantalaan putkilinja PVC-putkesta, jonka halkaisija on 50 mm. Sakokaivoon asennettiin uppopumppu, joka toimii kello-ohjauksella kerran vuorokaudessa (Kuva 1).

Sakokaivot tyhjennettiin ja kemikaaliannostelu aloitettiin 19.12.2000. Kemikaalia annosteltiin 1,9 litraa tunnin aikana aamulla ja illalla eli 3,8 l/vrk. Kemikaaliannostus pienennettiin keväällä 2001 noin kahdeksi litraksi vuorokaudessa, koska hukkamaidon talteenoton vuoksi jätevesikuormitus pieneni merkittävästi.

Lietteen poisto aloitettiin 22.12.2000. Tarkoituksena oli poistaa 40 litraa lietettä kaksi kertaa päivässä, mutta kellokytkimen ohjelmointi epäonnistui ja pumppu kävi paljon harvemmin. Ohjelmointi muutettiin helmikuun alussa siten, että pumppu käy kerran vuorokaudessa 3 minuuttia eli pumppaa 50–80 litraa lietettä vuorokaudessa.



Kuva 1. Maitohuonejäteveden saostus Rehtijärvellä. (Kuva: Aaro Närvänen).

Näytteet on otettu siten, että saostuskemikaali on jätetty ajoittain tarkoituksella annostelematta saostamattoman vesinäytteen saamiseksi. Koska kemikaali annostellaan putkistoon, ei saostamatonta ja saostettua näytettä voida ottaa näytepareina.

Yksityinen maitotila Vesilahdella

Parsinavetta:

Lehmiä 30, nuorta karjaa n. 45

Kaksi sakokaivoa sekä navetan että asuinrakennuksen jätevesille

Jätevesi on väritöntä ja melko kirkasta

Pesuaine:

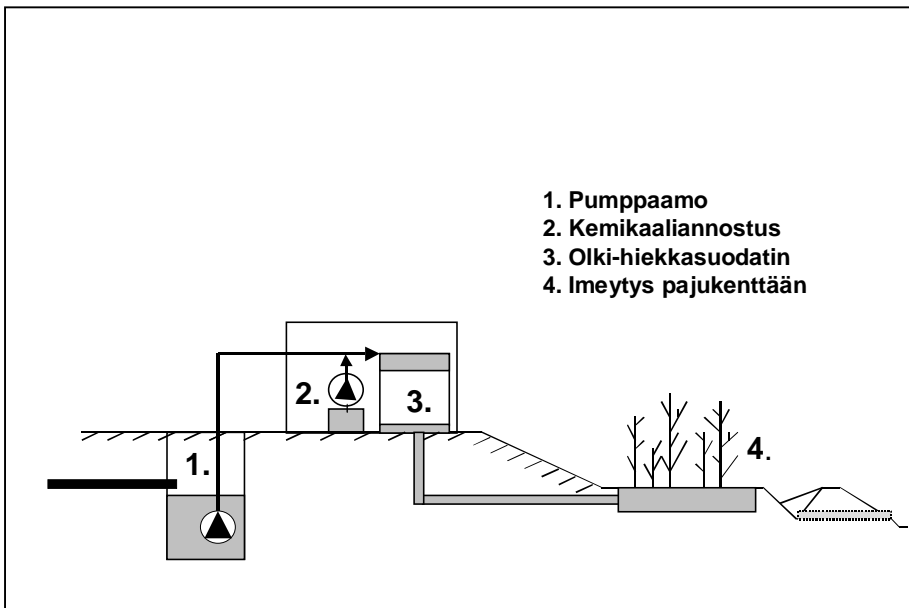
Alfa-Laval 1, käyttö: 120 kg/v, sisältää fosfaatteja yli 30 %.

Pesuaineesta joutuu jäteveeten noin 12 kg fosforia vuodessa. Lisäksi asuma-jäteveden sisältämä laskennallinen fosforimäärä sakokaivojen jälkeen on noin 1,5 kg vuodessa (0,5 kg/asukas).

Saostus ja suodatus

Syksyllä 2000 aloitettiin Vesilahden puhdistamon rakentaminen yhdistämällä asunnon sakokaivosta ja maituhuoneen sakokaivosta tuleva viemärointi yhteiselle pumppukaivolle. Filmivanerista rakennettiin kemikaaliannoste-
luosalla varustettu olki-hiekkasuodattimen protoversio (Kuva 2).

Pumppukaivosta jätevesi pumpataan kohokytkimellä varustetulla uppopum-
pulla flokkaussäiliöön, johon rautasulfaatti syötetään annostelupumpulla.
Aluksi kemikaaliannosteluna oli yksi litra jätevesikuutiota kohti. Annostusta
on muuteltu välillä 0,5–1,5 l/m³. Flokkaussäiliöstä saostettu vesi johdetaan
olki-hiekkasuodattimen läpi pajukenttään, joka rakennettiin keväällä 2001.



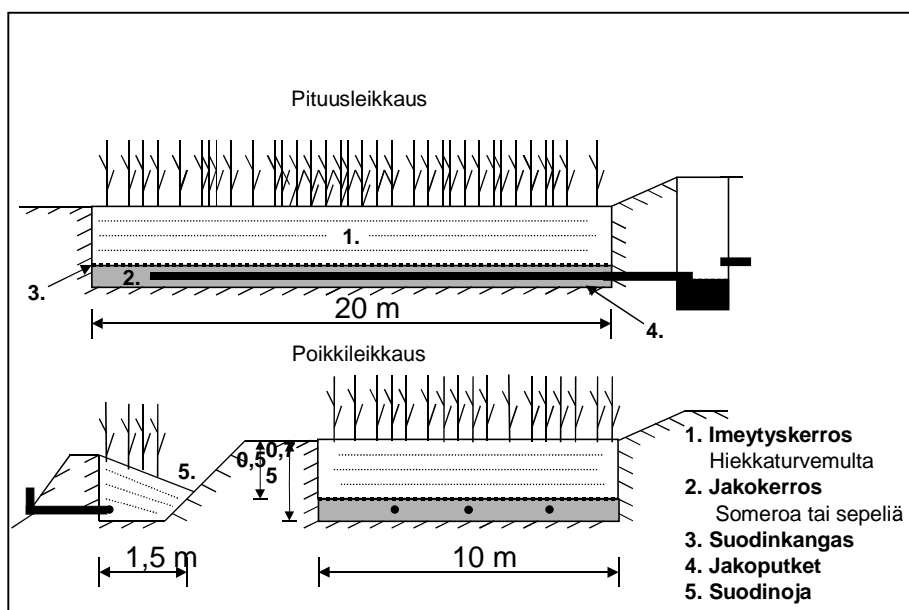
Kuva 2. Maituhuone- ja asumajätevesien puhdistus Vesilahdella. (Kuva: Aaro NÄRVÄNEN).

Aluksi kokeiltiin suodatuksessa oljen ja hiekan seosta. Koska hienojakoista sakkaa kulkeutui runsaasti suodattimen läpi, vettä alettiin suodattaa ensin olkikerroksen ja sitten hienojakoisen hiekkakerroksen läpi. Hiekkakerroksen vaihtaminen oli työlästä ja suodin tukkeutui noin kolmen viikon välein, joten ylemmässä suodinkerroksessa kokeiltiin oljen ja sahanpurun seosta. Tämä osoittautui melko helposti vaihdettavaksi ja kuitenkin kohtuullisen hyvin kiintoainetta poistavaksi ratkaisuksi.

Tammikuussa 2001 asennettiin suodattimen alaosaan suodatinkangas, jolla kerättiin olki-hiekkakerroksen läpi kulkeutuvaa sakkaa sen määrän ja laadun selvittämiseksi.

Pajukenttä

Mitoiltaan 10 m x 20 m:n kokoinen pajukenttä (Kuva 3) rakennettiin kuorimalla noin 20 cm:n kerros pintamaata kentän reunoille patopenkereeksi. Kentän savipohja tasattiin vaakasuoraksi ja siihen levitettiin noin 15 cm:n kerros 16–30 mm:n sepeliä. Sepelikerroksen sisään asennettiin altaan pituus-suuntainen jakoputkisto ja päälle suodatinkangas. Suodatinkankaan päälle levitettiin 20 cm:n kerros salaojasoraa ja sen päälle 20 cm:n kerros hienoa hiekkaa. Hiekkakerroksen sisään asennettiin poistoputkiksi kolme poikittaista salaojaputkea (halkaisija 60 mm). Kentän pintaan levitettiin noin 10 cm:ä turvemultaa johon sekoitettiin 400 kg maanparannuskalkkia. Kenttään istutettiin vedessä juurrutettuja koripajupistokkaita: yhdestä kahteen pistokasta neliometriä kohti.



Kuva 3. Vesilahden pajukentän pituus- ja poikkileikkauspiirroksset. (Kuva:Aaro Närvänen).

Tulokset ja tulosten tarkastelu

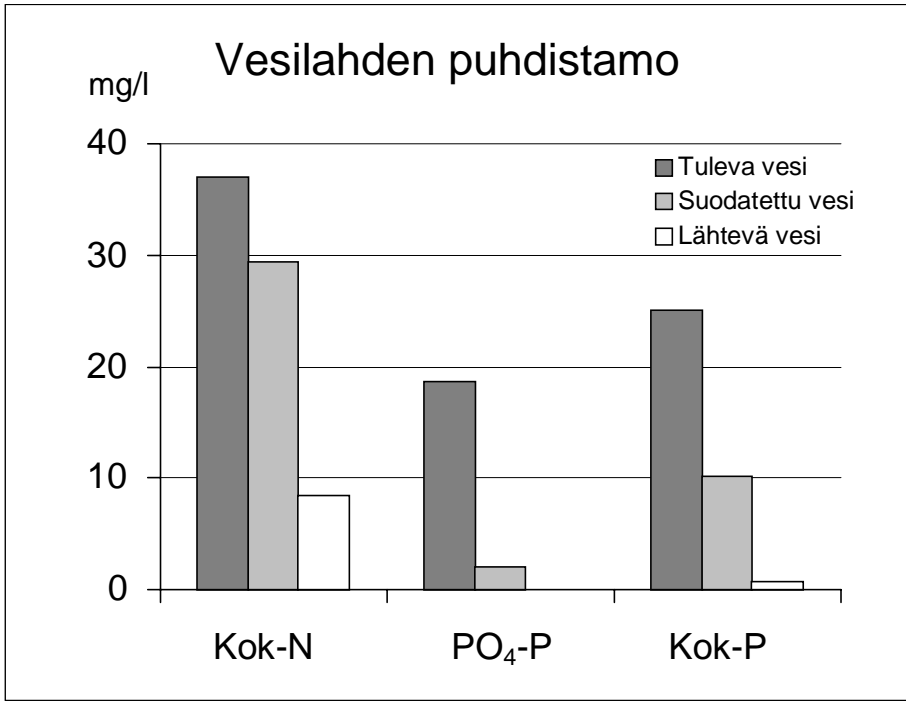
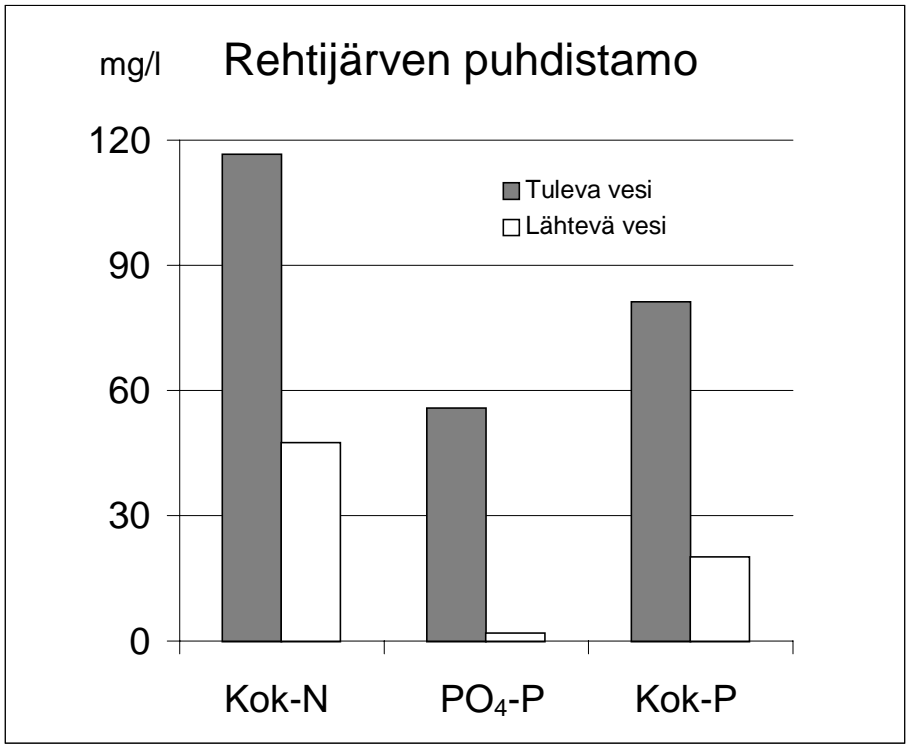
Puhdistusteho

Ferrisulfaattisaostuksen ja selkeytyksen avulla saatiin Rehtijärven navetalla kokonaisfosforipitoisuus alenemaan 75 %. Lietteen poisto myös jälkimmäisestä sakokaivosta parantaisi tulosta jonkin verran. Liukoinen fosfori väheni 97 %, mutta aika-ajoin sakkaa karkasi poistuvaan veteen.

Kemiallisen saostuksen ja suodatuksen avulla saatu fosforipitoisuuden alenema Vesilahdella oli puolen vuoden jaksolla (kesä 2001) parhaimmillaan 86 %. Koko tutkimuksen aikana fosforipoistuma oli 59 %. Pajupuhdistamon avulla myös typpi vähenee tehokkaasti. Kokonaistypen pitoisuus aleni 77 %. Ensimmäisen vuoden seurantajakson aikana pajukentän massat sitoivat vielä tehokkaasti ravinteita, mutta toisaalta pajukasvuston ottama ravinnemäärä oli vielä vähäistä. Tarvitaan monien vuosien seuranta, jotta tiedetään mihin suuntaan toimintateho kehittyy pajukentän vanhetessa. Vesilahden puhdistamon tulosten osalta on muistettava, että mittaukset tehtiin kemialliseen saostukseen tulevasta vedestä ja sen jälkeisistä vaiheista. Siten ennen kemiallista osaa olevaa sakokaivojen poistamaa kuormitusta ei ole mitattu. Esitetyt puhdistustehot kuvaavat puhdistamon avulla saatua puhdistustulosta (Taulukot 1 ja 2 ja Kuva 4.). Kokonaispuhdistustulos on vielä jonkin verran parempi, koska navetan ja etenkin asunnon sakokaivot poistavat kiintoainekuormitusta. Alustavia tuloksia kokeista ovat julkaisseet Närvänen ym. (2002ab).

Taulukko 1. Puhdistustehot kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Cr}), kokonaistypen (kok-N), liukoisen fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) ja kokonaisfosforin (kok-P) osalta Rehtijärven ja Vesilahden puhdistamoissa.

	COD_{Cr} %	Kok-N %	$\text{PO}_4\text{-P}$ %	Kok-P %
Rehtijärven puhdistamo				
	72	59	97	75
Vesilahden puhdistamo				
Kemiallinen osa	14	21	89	59
Kokonaisteho	92	77	99,7	97



Kuva 4. Jäteveden ravinnepitoisuudet eri puhdistusvaiheissa.

Taulukko 2. Kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Cr}), pH:n, ammoniumtyypen (NH₄-N), nitraattityypen (NO₃-N), kokonaistypen (kok-N), liukoisen fosforin (PO₄-P) ja kokonaisfosforin (kok-P) pitoisuudet tulevassa, suodatetussa ja lähtevässä vedessä Rehtijärven ja Vesilahden puhdistamoissa.

	COD _{Cr} mg/l	pH	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Kok-N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Kok-P mg/l
Vesilahden puhdistamo							
<i>Tulevan veden</i> keskiarvo (n=22)	490	7,0	22,2	0,71	37,0	18,7	25,1
<i>Suodatetun veden</i> keskiarvo (n=22)	419	6,8	19,5	1,24	29,4	1,99	10,2
<i>Lähtevän veden</i> keskiarvo (n=4)	41	7,6	7,08	0,39	8,4	0,06	0,67
Rehtijärven puhdistamo							
<i>Tulevan veden</i> keskiarvo (n=7)	6090	5,1	38,6	0,21	117	56,0	81,3
<i>Lähtevän veden</i> keskiarvo (n=18)	1700	4,4	22,0	0,31	47,6	1,79	200

n=näytteiden lukumäärä

Sakan määrä ja laatu

Rehtijärven sakokaivosta virtsasäiliöön pumpattava lietemäärä oli noin 80 litraa vuorokaudessa. Vesilahden puhdistamossa sakkaa kertyi suodattimeen 60–100 litraa kuukaudessa (Taulukko 3).

Taulukko 3. Maitohuonejäteveden suodatuksessa poistetun lietteen ominaisuuksia.

Näyte	Päivä- määrä	Vesipitoisuus %	Hehikutushäviö %	Kokonaisfosfori mg/g
olkikerros	09.05.2001	83,2	51,9	31,8
sorakerros	09.05.2001	83,0	36,7	23,0
purukerros	27.08.2001	89,8	43,3	49,5
sorakerros	27.08.2001	72,8	15,5	20,0

Häiriöt Rehtijärvellä

Kanisterin vaihdot aiheuttivat keskeytyksiä annostelussa annostelupumpun ”ilmavaivojen” takia. Ratkaisu: kemikaali annostellaan nestekontista.

Kumpanakin talvena lieteputki jäätynyt kovien pakkasten aikana. Ratkaisu: lietepumpun käyntiaikaa on lisätty, jotta putki valuu paremmin tyhjäksi.

Antibioottimaitoa tuli talvella 2001 aika-ajoin paljon – jopa kuuden lehmän samanaikaisen lääkityksen takia. Kaikkea maitoa ei voitu käyttää vasikoiden ruokintaan, joten osa antibioottimaidosta joutui pesuvesien mukaan. Kerran tammikuussa tilatankin venttiili unohtui auki lypsyn alussa, jolloin maitoa joutui viemäriin. Tilatankin jäähdytyskoneen rikkoutumisen takia helmikuussa 2001 maitoa pääsi happanemaan 200 l:n erä. Ratkaisu: hukkamaito kerätään tynnyriin ja juotetaan vasikoille tai kaadetaan virtsasäiliöön.

Häiriöt Vesilahdella

Jäätymisen estämiseksi kemikaalitalaan asennettiin 11.1.2001 pakkasvahti, koska poikkeuksellisen suuren annostelun oletettiin johtuvan painekeytkimen jääytymisestä. Myöhemmin suuren annostelumäärän syyksi selvisi kuitenkin puunpalan kulkeutuminen painekeytkimeen. Kaivoon asennettiin seulaverkko, ettei roskia pääsisi jatkossa pumppuun.

Flokkaussäiliö oli aluksi 15 l:n kokoinen. Koska osa saostumisesta tapahtui vasta suodattimen jälkeen ja sakka oli erittäin hienojakoista, asennettiin 30.1.2001 flokkaussäiliöksi 200 l:n tynnyri.

Annostelun säädössä on ollut vaikeuksia löytää sopiva taso, koska veden laatu ja määrä vaihtelevat paljon ja aluksi annostelu tapahtui vesimäärän mukaan. Kello-ohjauksella toimiva annostelu on osoittautunut paremmaksi, koska vuorokautinen fosforimäärä ei vaihtele niin paljoa kuin vesimäärä. Annostelu muutettiin tapahtuvaksi kolme kertaa vuorokaudessa (aamulla, keskipäivällä ja illalla) yhteensä noin litra vuorokaudessa.

Tulosten tarkastelu

Vaikka puhdistustulokset Rehtijärven navetalla olivat huonommat kuin vuoden 1999 esikokeissa, eivät tulokset ole huonoja ottaen huomioon veden laadun vaihtelut ja lukuisat häiriöt ensimmäisen puolen vuoden aikana. Liuenneen fosforin väheneminen yli 90 % osoittaa, että kemikaaliannostus 2 l/vrk on riittävä.

Lietteenpoistomäärän säätäminen oikealle tasolle vie aikaa ja vaatii säännöllistä tarkkailua, jos halutaan pitää virtsasäiliöön joutuvan sakan määrä mahdollisimman pienenä. Pumpaamalla lietettä sakokaivosta pois noin 10 % jäteveden kokonaistilavuudesta toiminta on varmempaa, mutta aika-ajoin liete on melko laihaa.

Vesilahdella jätevedessä ei ole maitoa juuri lainkaan, joten kemiallinen sakka on lähinnä pesuaineen fosfaateista saostunutta hienojakoista lietettä. Talvella vesien ollessa kylmiä flokkautuminen on hidasta. Jätevesi jäähtyy vähemmän ilmojen lämmentyä ja suodatus erottaa paremmin kiintoaineksen. Tavoitteena oli, että suodattimen olki- ja hiekkakerros tarvitsisi vaihtaa korkeintaan puolen vuoden välein. Alkukuukausien koejakson perusteella olkisuodattimeksi riittää 1,5 m²:n kokoinen ja 30 cm:n paksuinen kerros, joka pitää vaihtaa vain 1–2 kertaa vuodessa ellei viemäriin joudu poikkeuksellisia maitoerä. Sen sijaan hiekkasuodattimeen kertyy sakkaa niin runsaasti, että 1,5 m²:n kokoisesta suodattimesta joudutaan sakkaa ja hiekkaa poistamaan jopa 2–3 viikon välein. Kun hiekan tilalla oli suodatinkangas, sille kertyi sakeata sakkaa noin 20 litraa kuukaudessa.

Oljen ja sahanpurun seos poisti sakkaa tehokkaasti ja se oli helpohko vaihtaa. Olkien päällä olevan sahanpurukerroksen kuoriminen pois ja purun lisäys kerran viikossa riitti pitämään suodattimen läpäisevänä. Koko olkipurukerros (80–100 l) joudutaan vaihtamaan kerran kuukaudessa.

Sakan tehokas erottaminen joko suodattamalla tai selkeyttämällä on välttämätöntä, jotta pajukenttä ei tukkeutuisi. Satojen litrojen sakkamäärä vuodessa täyttäisi nopeasti kentän huokostilan pysyvästi.

Yhteenveto

Kemiallinen saostus rautasulfaattilla ja saostuvan lietteen erotus joko selkeyttämällä tai suodattamalla vähentää merkittävästi maito- ja asumajätevesien epäpuhtauksia. Tämän käsittelyn jälkeen tarvittava lisäkäsittely voidaan mitoittaa 50–80 % pienemmäksi kuin ilman kemiallista käsittelyä jouduttaisiin tekemään.

Maito- ja pesuaineviesien laatu vaihtelee paljon eri tapauksissa riippuen käytettävästä pesuaineesta, pesuohjelmasta sekä viemäriin joutuvasta maito- ja vesimäärästä. Lisäksi jäteveden laatu vaihtelee lypsykoneen pesuvaiheiden aikana. Aluksi tulee maitopitoinen esihuuhteluvesi, sitten pesuainetta sisältävä vesi ja lopuksi melko puhtaita huuhteluvesiä. Kuormitus- ja pH-vaihtelun tasaamiseksi tarvitaan yleensä vähintään vuorokauden jätevesitilavuuden suuruinen puskurisäiliö.

Puhdistamoa valittaessa tulee aina selvittää jäteveden laatu ja määrä, ennen kuin ammattitaitoinen suunnittelija arvioi puhdistamotyyppin soveltuvuuden ja mitoituksen.

Kirjallisuus

Kallio, J. & Santala, E. 2002. Maito huoneen jätevesien käsittely. Ympäristöopas 91. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 84 s. Viitattu 29.4.2003. Saatavissa myös internetistä <http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/yo91/yo91.pdf>

Närvänen, A. 2000. Kemiallinen saostus puhdistaa maito huoneiden jätevesiä. Koetoiminta ja käytäntö 57(6): 3.

Närvänen, A., Jansson, H. & Yli-Halla, M. 2002a. Treatment of wastewater from milk rooms with ferric sulphate. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Large rivers 13(3–4): 333–339.

Närvänen, A., Uusi-Kämppe, J., Jansson, H. & Yli-Halla, M. 2002b. Maito huonejätevesien puhdistus ferrisulfaatilla. Teoksessa: Hopponen, A. (toim.). Maataloustieteen Päivät 2002. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no 18. Helsinki: Suomen Maataloustieteellinen seura. s. 149.

Pat. FI 4759. 2000. Jätevesien puhdistuslaitteiston suodatin lypsykarjatilolle. Kemira Agro Oy. (Närvänen A.) 19.12.2000. 11 s.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19: 95–107.

Ruokinta ja lannan fosforimäärä

Hanna-Riikka Tuhkanen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristötutkimus, 31600 Jokioinen

Tiivistelmä

Kun lypsykarjan koko kasvaa, monilla tiloilla on vaikeuksia käyttää kasvava lantamäärä viljelykasvien lannoitteeksi ympäristötukiehtojen mukaisesti. Tässä selvityksessä tarkasteltiin maatiloilta ja ruokintakokeista saatujen ruokinta- ja tuotostietojen perusteella, miten ruokinta ja tilan eläinmäärä vaikuttavat peltohehtaaria kohti levitettäväksi tulevan fosforin määrään.

Maatiloilta kerättyjen tietojen perusteella todettiin, että rehujen sisältämästä fosforista noin 30 % poistuu tilalta maidon ja lihan mukana lopun joutuessa eläinten ulosteisiin. Noin 1,1–1,2 nautayksikön tuottama lanta sisältää saman verran kasveille käyttökelpoista fosforia kuin ympäristötuen perustason mukaan viljoille saa levittää.

Ruokintaa optimoimalla voidaan jonkin verran vähentää tuotosta kohden lantaan joutuvan fosforin määrää. Kun tuotostaso nousee ruokinnan voimape- räisyyttä lisättäessä, lehmän ulosteiden sisältämä fosforin määrä pyrkii hie- man nousemaan. Eläinmäärän kasvu peltoalan pysyessä ennallaan kohottaa kuitenkin paljon selvemmin lannassa hehtaaria kohti levitettävän fosforin määrää. Tämänkin selvityksen mukaan riittävän suuri peltoala karjan kokoon nähden on se avaintekijä, jolla peltoihin levitettävän fosforin määrä voidaan pitää ympäristötuen ehtojen mukaisissa rajoissa.

Lannan fosforipitoisuudesta olevaa tietoa voitaisiin täsmentää laskemalla elämille rehuissa tarjotun sekä maidon ja lihan mukana pois tilalta lähtevän fosforin erotus. Tieto olisi avuksi lannoituksen suunnittelussa. Tällaisten laskelmien sisällyttäminen tilan tiedonhallintajärjestelmiin olisi melko hel- poa.

Avainsanat: karjanlanta, naudanalanta, ruokinta, lypsykarja, fosfori, ravinteet

Feeding and phosphorus in manure

Hanna-Rikka Tuhkanen

MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland

Abstract

When the number of dairy cows on a farm increases, many farms have difficulty in utilizing manure according to the regulations of the Agri-environmental Programme, which sets the upper limit for nitrogen and phosphorus to spread. For cereal crops, the allowed average annual dose is 20 kg P/ha when it is estimated that 75% of manure P is available to plants. In this study, data on the feeding of cows on and milk and meat production was collected from farms and feeding experiments in order to calculate how feeding influences the amount of phosphorus in dung.

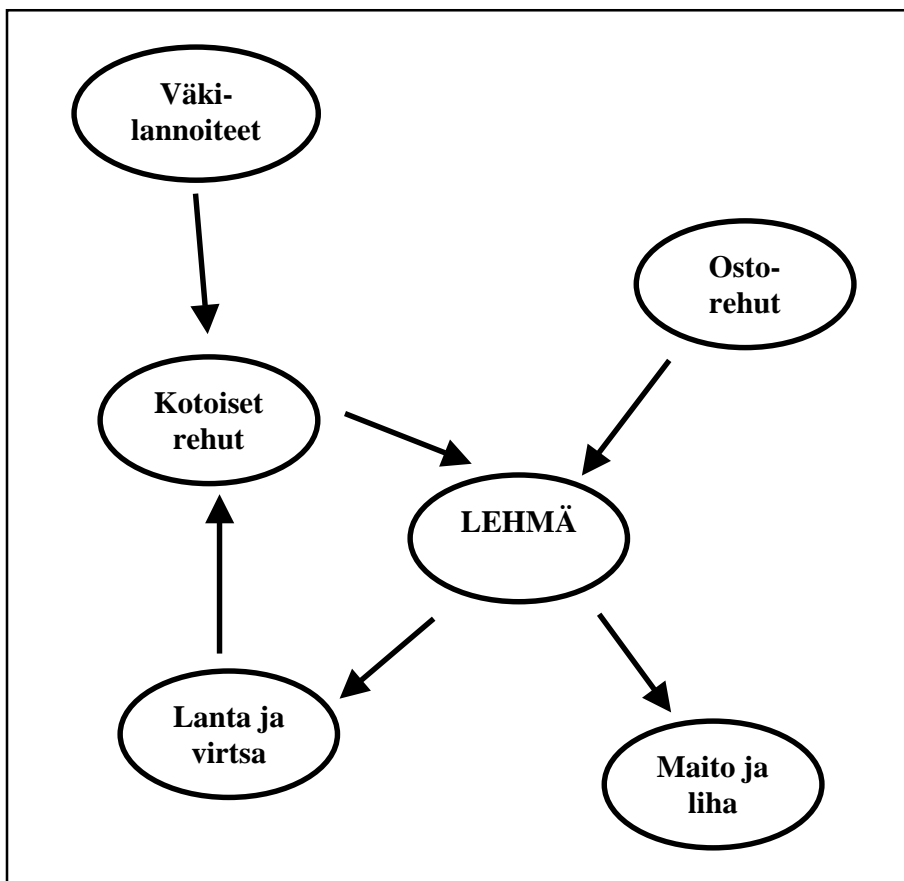
According to the data collected from farms, 30% of phosphorus contained in feed stuffs left the farm in milk and meat, and 70% remained in the dung. The phosphorus content of the dung produced by about 1.1–1.2 animal units was equivalent to the amount of phosphorus which can be applied annually to cereal crops according to the agri-environmental regulations. When milk production is increased by intensified feeding, the amount of phosphorus in the dung of a cow increases slightly, even though sometimes the percentage of phosphorus transferred into milk may increase. However, animal density has a far greater impact on the amount of phosphorus to be spread onto the fields of a farm.

Determination of the amount of phosphorus in the dung is not easy, because of problems in representative sampling. This study suggests an alternative method. The amount can be calculated relatively easily from the amount of feed stuffs, their phosphorus concentration and the milk and meat production of the cattle.

Key words: farmyard manure, cattle dung, cattle manure, feeding, dairy cattle, phosphorus

Johdanto

Lypsykarjatilalle tuodaan fosforia sekä ostolannoitteissa että rehuissa. Tilan sisällä ravinteet kiertävät kotoisissa rehuissa viljelymaasta eläinten ravinnoksi (Kuva 1). Osa eläinten saamasta fosforista viedään maidon ja lihan mukana pois tilalta, mutta suuri osa fosforista palaa lannan ja virtsan mukana pelloille kotoisten rehujen lannoitteeksi. Tilalla, jolta viedään vain maitoa ja lihaa, väkilannoitteiden ja ostorehujen sisältämän fosforin määrän sekä maidon ja lihan mukana lähtevän fosforimäärän pitäisi olla yhtä suuret, jotta tilan fosforitase olisi tasapainossa.



Kuva 1. Fosforin virrat maidontuotannossa.

Eläinravitsemuksen tutkimusten mukaan lannan fosforipitoisuuteen voidaan vaikuttaa ruokinnalla. Ruokintaa muutettaessa esimerkiksi väkirehun osuutta suurentamalla tuotos nousee, mutta samalla fosforin hyväksikäyttöaste voi laskea. Ruokinnalla pystytään siis jossain määrin vaikuttamaan siihen, kuinka suuri fosforimäärä joutuu maidontuotannon sivutuotteena syntyvään lantaan.

Toinen viljelymaahan palautuvan fosforin määrään oleellisesti vaikuttava tekijä on luonnollisesti tilan karjamäärän ja peltopinta-alan suhde (eläintiheys).

Tässä laskelmassa tarkastellaan tuotostason, ruokinnan voimaperäisyyden ja eläintiheyden vaikutusta lypsykarjatilalla peltoon palautuvan fosforin määrään ja verrataan näitä määriä ympäristötuen fosforilannoituksen perustasoihin. Laskelmien lähtötietoina on käytetty todellisia tiloilta kerättyjä tai ruokintakokeista saatuja ruokinta- ja tuotostietoja.

Aineisto ja menetelmät

Maatiloilta kerättyyn aineistoon perustuva tarkastelu pohjautuu Toholammin meijerille vuonna 1998 maitoa toimittaneiden tilojen ruokinta- ja tuotostasoihin. Tilat jaettiin aluksi kolmeen osaan: matala-, keski- ja korkeatuotoksiset tilat. Ruokinta-aineistoista laskettiin kullekin tuotostasolle keskimääräiset ruokinnat. Ruokintojen ja tuotosten perusteella laskettiin lannan fosforipitoisuudet kullakin tuotostasolla.

Lantaan joutuvan fosforin määrä on laskettu eläinten syömien rehujen fosforimäärän perusteella. Syötyjen rehujen fosforimäärästä on vähennetty maidon ja vasikan sisältämä fosforimäärä. Laskennassa maidon fosforipitoisuutena on käytetty 0,95 g P/maitokilo. Lehmän syömästä fosforista vasikan kasvuun lasketaan kuluva 284 g, kun vasikan paino on 40 kg ja eläimen fosforipitoisuus 7 g/kg.

Toisena aineistona käytettiin tuloksia MTT:n tekemistä ruokintakokeista, joissa väkirehun osuus lypsylehmän dieetistä vaihteli (Yrjänen ym. 2003). Tässä aineistossa eläinaineksen ja muiden muuttujien vaihtelu saatiin minimoitua. Näiden tulosten avulla laskettiin sellainen ruokintavaihtoehto, jolla fosforiylijäämä olisi tuotosta kohden mahdollisimman pieni. Tällöin väkirehuannos koostui melassileikkeestä ja rypsirouheesta.

Lannan sisältämän fosforin määrää eri eläintiheyksillä verrattiin ympäristötuen perustason mukaisiin fosforilannoitusmääriin viljoilla (15 kg P/ha), suoja-
viljan lannoituksessa (25 kg P/ha) ja sokerijuurikkaalla (30 kg P/ha). Lannan fosforista oletettiin 75 % olevan kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Ulosteiden fosforin oletettiin tässä tarkastelussa joutuvan kokonaisuudessaan lantaan ja tulevan levitetynsi viljelymaalle. Todellisuudessa jonkin verran myös ulosteiden fosforista joutuu hukkaan.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Taulukossa 1 esitetään Toholammin meijerille maitoa toimittaneiden tilojen lypsylehmien eri rehuista saamat fosforimäärät ja maidon ja vasikan kasvuun käytetty fosforin määrä. Keskimäärin 28,5 % lypsylehmien syömästä fosforista poistuu maidon ja vasikoiden mukana tilalta. Ruokinnan intensiteetin lisäys lisää maitotuotosta, ja fosforiylijäämä maitokiloa kohden pienenee jonkin verran.

Taulukko 1. Tuotos, rehujen sisältämät ja eläintuotteisiin sekä lantaan päätyvät lehmää kohti lasketut fosforimäärät ja fosforitase maatila-aineiston tuoksista laskettuna.

	Tuotostaso		
	Matala	Keski	Korkea
Tuotos, kg	6409	7155	7906
Eläimen syömä fosfori:			
Säilörehusta, kg	6,81	7,02	7,37
Laitumelta, kg	0,57	0,57	0,45
Kuivaheinästä, kg	2,71	2,59	2,43
Viljasta, kg	4,01	4,01	4,03
Väkirehuista, kg	8,64	10,75	12,43
Yhteensä, kg	22,75	24,94	26,72
Maitoon, kg	6,08	6,79	7,50
Vasikkaan, kg	0,28	0,28	0,28
Yhteensä, kg	6,37	7,07	7,79
Fosforiylijäämä, kg	16,38	17,87	18,93
Fosforin hyväksikäyttö, %	28,0	28,4	29,1

Taulukosta 1 nähdään myös, että lehmää kohden laskettu fosforin ylijäämä on sitä suurempi, mitä korkeampi tuotos on. Pelloille levitettävän fosforin määrä siis nousee tuotostason kohotessa, jos eläinmäärä pysyy samana. Jos oletetaan, että lannan fosforista 75 % on kasveille käyttökelpoista, lannan fosforia saisi levittää 20 kg peltohehtaaria kohti, kun lannoitetaan viljoja ympäristötuen perustason mukaan. Tällöin vilja-alaa täytyisi olla 0,82–0,95 ha eläintä kohden. Mikäli lannan fosfori käytettäisiin kokonaan perustettavan nurmen ja sen suojaviljan lannoitukseen, lannan mukana fosforia saisi levittää 33,3 kg/ha, suojavilja-alaa täytyisi olla 0,49–0,57 ha eläintä kohden. Sokerijuurikasta tarvitaan puolestaan vain 0,41–0,47 ha eläintä kohti, koska sille saa ympäristötuen perustason mukaisesti levittää lannan fosforia 40 kg/ha, josta 75 % lasketaan kasveille käyttökelpoiseksi.

Taulukon 1 tulosten perusteella laskettiin, kuinka eläintiheys vaikuttaa pelloille vietävän fosforin määrään kullakin tuotostasolla (Taulukko 2). Kun eläintiheys on 1,1–1,2 eläinyksikköä hehtaaria kohden, lannan fosforimäärät ovat samansuuruisia kuin ympäristötuen perustason mukainen viljojen fosforilannoitus.

Taulukko 2. Lannassa peltoon joutuva fosforimäärä eri tuotostasoilla ja eläintiheyksillä (Voutilainen ym. 2003).

Eläintiheys (eläinyksikköä/ha)	Lannan P (kg/ha) eri tuotostasoilla		
	Matala	Keski	Korkea
0,4	6,6	7,1	7,6
0,6	9,8	10,7	11,4
0,8	13,1	14,3	15,1
1,0	16,4	17,9	18,9
1,2	19,7	21,4	22,7
1,4	22,9	25,0	26,5
1,6	26,2	28,6	30,3
1,8	29,5	32,2	34,1
2,0	32,8	35,7	37,9

Kun ruokintakokeiden tuloksista laskettiin eri väkirehutasoilla sellainen ruokintavaihtoehto, jolla fosforiylijäämä olisi tuotosta kohden mahdollisimman pieni, saavutettiin korkein fosforin hyväksikäyttöaste silloin, kun väkirehun osuus oli 40 % (Yrjänä ym. 2003, Taulukko 3). Näissä koeolosuhteissa saatuihin tuloksiin perustuvissa laskelmissa maitotuotos ja rehujen fosforin hyväksikäyttöaste on hieman suurempi kuin maatalo-aineistojen perusteella todettiin. Lehmää kohti laskettu fosforiylijäämä on koeolosuhteissa ollut noin 2 kg pienempi kuin maataloilta kerätyssä aineistossa. Lehmää kohti laskettu lantaan joutuvan fosforin määrä (kg/lehmä) kasvoi hieman tuotostason kohotessa.

Tilat käyttävät usein kirjallisuudesta saatavia tietoja arvioitaessa lannan sisältämää fosforimäärää, koska edustavan lantanäytteen ottaminen analyysiä varten on vaikeaa. Kirjallisuudesta saatavien tietojen perusteella selvitetään, kuinka suuren fosforimäärän yleensä lasketaan joutuvan lypsylehmän lantaan. Taulukosta 4 nähdään, että yhden lypsylehmän vuodessa tuottaman sonnan ja virtsan voidaan arvioida sisältävän 13,8 kg fosforia. Tämän selvityksen maataloilta kerätty aineisto antaa viitteitä siitä, että todellinen arvo voi nykyisin olla kuitenkin 20–40 % suurempi (vrt. Taulukko 1) varsinkin korkeilla tuotostasoilla.

Taulukko 3. Tuotos, rehujen sisältämät ja eläintuotteisiin sekä lantaan päätyvät lehmää kohti lasketut fosforimäärät, kun ruokinta on fosforin suhteen optimoitu. Luvut on laskettu Yrjäsen ym. (2003) tulosten perusteella.

	Väkirehun osuus kuiva-aineen saannista			
	30 %	40 %	50 %	60 %
Tuotos, kg	7439	7832	8201	8545
Eläimen syömä fosfori:				
Säilörehusta, kg	8,32	7,54	6,62	5,56
Laitumelta, kg	0,51	0,46	0,41	0,34
Kuivaheinästä, kg	2,74	2,49	2,18	1,83
Viljasta, kg	4,31	6,27	8,39	10,57
Väkirehuista, kg	7,46	7,24	7,87	9,92
Yhteensä, kg	23,35	24,01	25,47	28,24
Maitoon, kg	7,06	7,43	7,78	8,11
Vasikkaan, kg	0,28	0,28	0,28	0,28
Yhteensä, kg	7,34	7,72	8,07	8,39
Fosforiylijäämä, kg	16,01	16,29	17,41	19,84
Fosforin hyväksikäyttöaste, %	3,4	32,1	31,7	29,7

Taulukko 4. Eräiden kirjallisuustietojen perusteella laskettu lannan fosforimäärä lypsylehmää kohden.

	Sonta	Virtsa
Määrä, kg/nautayksikkö ¹⁾	10000	4500
Fosforipitoisuus, kg/m ³ ²⁾	1,2	0,1
Kuutiopaino ²⁾	900	1000
Fosfori, kg	13,33	0,45

¹⁾ Holma (1981), ²⁾ Viljavuuspalvelu (1998)

Yhteenveto

Todellisten ruokinta-aineistojen perusteella lasketuissa tuloksissa rehujen sisältämästä fosforista noin 30 % poistuu tilalta maidon ja lihan mukana. Muu osa fosforista joutuu eläinten ulosteisiin. Noin 1,1–1,2 nautayksikön tuottama lanta sisältää saman verran kasveille käyttökelpoista fosforia kuin ympäristötuen perustason mukaan viljoille saa levittää.

Ruokinnan optimoinnilla voidaan jonkin verran vähentää tuotosta kohden lantaan joutuvan fosforin määrää. Koko tilan mittakaavassa tuotannon määrän noustessa myös lannan fosforin kokonaismäärä pyrkii hieman nouse-

maan, jos eläinmäärä pysyy entisellään. Eläinmäärän kasvu peltoalan pysyessä ennallaan kohottaa kuitenkin paljon selvemmin lantaan joutuvan fosforin kokonaismäärää. Tämänkin selvityksen mukaan riittävän suuri peltoala lannan levitystä varten on se avaintekijä, jolla karjatilan peltoihin pinta-alayksikköä kohti joutuvan fosforin määrä voidaan pitää ympäristötuen ehtojen mukaisissa rajoissa.

Maatiloilla voitaisiin lannan fosforin määrän selvittämiseksi lanta-analyysien sijaan laskea elämille tarjotun ja maidon ja lihan mukana lähtevän fosforin erotus. Tätä fosforimäärää voitaisiin käyttää lannassa peltolohkoille levitettävän lannan fosforin määrän laskennassa. Tällaisten laskelmien sisällyttäminen tilan tiedonhallintajärjestelmiin olisi melko helppoa.

Kirjallisuus

Holma, M. 1981. Esitutkimus lannan hyväksikäytöstä. Helsinki: Suomen Itsenäisyyden Juhlavuoden 1967 Rahasto. 65 s. ISBN 951-563-014-2.

Viljavuuspalvelu. 1998. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. Helsinki: Viljavuuspalvelu Oy. 30 s. ISBN 951-97434-1-3.

Voutilainen, P., Tuhkanen, H.-R., Nousiainen, J., Katajajuuri, J.-M., & Honkasalo, N. 2003. Foodchain–ympäristövaikutukset ruokakorissa. Emmental sinileima –juuston tuotantoketju. MTT:n selvityksiä. Jokioinen: MTT. Käsikirjoitus.

Yrjänen, S., Nousiainen, J., Kytölä, K., Khalili, H. & Huhtanen, P. 2003. Ruokinnalliset mahdollisuudet parantaa fosforin hyväksikäyttöä maidontuotannossa. Teoksessa: Uusi-Kämppä, J., Yli-Halla, M. & Grék, K. (toim.). Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. Maa- ja elintarviketalous. Jokioinen: MTT. Käsikirjoitus.

Hankkeen ydintulokset

Karjatalouden pistemäistä ravinnekuormitusta on mahdollisuus vähentää useilla eri toimenpiteillä, kuten karjan ruokinnalla, sopivalla eläintiheydellä, hyvällä jaloittelu- ja ulkotarhan suunnittelulla sekä maitojuonejäteveden käsittelyllä.

Lannan sisältämiin typpi- ja fosforimääriin vaikuttaa lypsykarjan ruokinta. Tulokset osoittivat, että suuri osa saadusta fosforista erittyy sotaan jopa silloin, kun fosforin saanti on lähellä suositusta. Tässä tutkimuksessa sotaan erittyneen fosforin määrä kasvoi keskimäärin 0,66 g/g lisäys fosforin saannissa. Lannan fosforipitoisuutta voidaan alentaa käyttämällä kohtuullisia väkirehu- ja valkuaisasoja sekä rajoittamalla kivennäisfosforin saantia.

Esimerkiksi ruokinnan väkirehu-karkearehusuhdetta muuttamalla voidaan selvästi vaikuttaa fosforin saantiin, eritykseen ja hyväksikäyttöön. Koska väkirehu usein sisältää runsaasti fosforia, olisi fosforin saantia fosforia sisältävien kivennäisrehujen kautta vähennettävä.

Maidontuotannossa rehun typen hyväksikäyttö oli tässä tutkimuksessa keskimäärin lypsykauden aikana noin 28,1 %. Kun osa väkirehun energiasta korvataan valkuaisrehulla (aineistossa rypsi tai soija), typen hyväksikäytön tehokkuus laski selvästi maitotuotoksen noustessa. Rehuannoksen raakavalkuaispitoisuus ja pötsin valkuaisase olivat parempia typen hyväksikäytön selittäjiä kuin sulavan raakavalkuaisen ja ohutsuoesta imeytyvän valkuaisen pitoisuus. Sonnassa erittyvän typen määrään ruokinnallisilla toimenpiteillä ei ole helppo vaikuttaa. Sen sijaan virtsassa erittyvän typen määrän rajoittamiseen ruokinnalla on hyvät mahdollisuudet sillä rehun valkuaispitoisuuden lisäys nostaa typen eritystä virtsassa. Typen hyväksikäyttöä voidaan ruokinnallisesti parantaa vain, jos pystytään vähentämään typen saantia ilman että tuotos alenee.

Laidunalueiden eläintiheyksiin tulee kiinnittää huomiota, jos laidunta käytetään ruokinnan sijasta pääasiassa karjan jaloitteluun. Lehmien laidunalueilla fosfori- ja typpikuormitus on runsasta ruokinta- ja juottopaikkojen ympäristössä. Kuormitusta voi estää pitämällä eläintiheys laitumella riittävän alhaisena, siirtämällä ruokinta- ja juottopaikkoja, kuorimalla lantaa sisältävän pintamaakerroksen pois ennen syysstateita ja nurmettamalla laitumen kulu-neet kohdat.

Laitumen käyttö jaloittelutarkoitukseen voidaan korvata jaloittelutarhalla. Tiivispohjaisella tarhalla tarkoitetaan kiinteäpohjaista vähintään maabetonia tai asfalttia tiiveydeltään vastaavaa pintaa. Vaihtopohjaisessa tarhassa on alla soraa ja päällä vaihdettavaa ainesta esim. puun kuoriketta, karkeahkoa haketta tai haketta ja olkea. Hyvällä tarhan suunnittelulla ja hoidolla estetään

ravinteiden kulkeutumisesta tarhasta ympäristöön. Ohessa jaloittelutarhan rakentamis- ja hoitosuosituksia.

- Tarhoihin ei saa päästää ulkopuolisia vesiä, koska ne lisäävät tarhoista valuvan veden määrää ja kuormitusta.
- Tarhoista ei saa valua vesiä ympäristöön.
- Toimiva ratkaisu on tarha, jossa on sekä tiivis- että vaihtopohjainen osa: tiivispohja kovemman kulutuksen alueille ja pehmeä vaihtopohja yleisempään oleskeluun.
- Vaihtopohjaisen tarhan alla tarvitaan tihennettyä salaojitusta läpäisevillä mailla. Savi ja tiukka hiesu lienevät tarpeeksi läpäisemätön pohja, ja niihin riittänee tavanomainen kuivatussalaojitus. Muovi tarhan alla ei toimi, koska se rikkoutuu tarhaa tehtäessä – ellei sitten käytetä erittäin paksua muovia.
- Nykyinen jako tarhojen koon mukaan (laaja/suppea) ei ole tarkoituksenmukainen. Suosittelemme sen sijaan kiinteäpohjaista tarhaa 8–10 m²/lehmä ja lisäksi vaihtopohjaista tarhaa niin paljon, että lehmillä on hyvin tilaa liikkua (esim. yhteensä 20 m²/lehmä). Jos lehmiä ulkoilutetaan vapaasti tai useammassa ryhmässä, voi aloja pienentää vastaavasti.
- Tiivistä pohjaa tarvitaan kovan kulutuksen alueille eli lähinnä kulkureiteille ja mahdollisille ruokintapaikoille. Tiivis pohja kannattaa tehdä yhdeksi yhtenäiseksi alueeksi, jolloin vesien keräily, tarhan puhdistaminen ja mahdollinen kattaminen on helpompaa ja taloudellisempaa.
- Tiivispohjaisen tarhan kattamista kannattaa harkita valumavesien pellolle kuljetuksen tai puhdistamisen vaihtoehtona. Vesiä muodostuu paljon ja ne ovat laimeita lannoitusmielessä. Tiivispohjainen tarha kannattanee kattaa kokonaan, koska vedet ovat ongelmana sillä osalla, jota ei kateta. Kattamisessa on otettava huomioon tukipylväiden paikat, etteivät ne haittaa puhdistustyötä.
- Tiiviiltä pohjalta tuleva pintavalunta on jätevettä, joka vaatii puhdistuksen tai se on johdettava liete- tai virtsakaivoon.
- Tarhan aita kannattaa tehdä 160 cm korkeaksi ja tarpeeksi vahvasta materiaalista.

Maapohjaisista nautojen ulkokasvatukseen tarkoitetuista tarhoista tuleva typi- ja fosforikuormitus kasvaa nopeasti samalle tasolle kuin peltoviljelyssä. Ravinnekuormituksen lisäksi voivat tarhavedet aiheuttaa hygieniahaittoja lähivesissä. Hyvällä suunnittelulla, tarhanhoidolla ja sopivalla eläintihedellä

ulkotarhasta aiheutuvaa ravinnekuormitusta voidaan pienentää. Jos halutaan kasvattaa suurta eläinmäärää, tai laajaa metsälaidunalueetta ei ole käytössä, on tiivispohjaisella jaloittelutarhalla varustettu pihatto suositeltavin vaihtoehto ympäristön suojelun kannalta.

Jatkossa tulee tutkia, onko nautojen metsälaitumilta tuleva ravinnekuormitus (eläintiheys 0,2–0,5 eläintä/ha) pienempi kuin ulkotarhoissa (eläintiheys yli 6 eläintä/ha). Lisäksi tulee selvittää, onko myös metsälaitumien ruokinta- ja juottopisteessä kuormitus suurempi kuin muulla laidunalueella, ja millä toimenpiteillä mahdollisesti ruokintapaikalla aiheutuvaa ravinnekuormitusta voidaan pienentää.

Tämänkin selvityksen mukaan riittävän suuri peltoala lannan levitystä varten on se avaintekijä, jolla karjatilán peltoihin pinta-alayksikköä kohti joutuvan fosforin määrä voidaan pitää ympäristötuen ehtojen mukaisissa rajoissa.

Karjatilalla voitaisiin lanta-analyysin antamaa tietoa täydentämään laskea karjatase, joka on elämille rehussa tarjotun fosforin ja maidon sekä lihan mukana lähtevän fosforin erotus. Karjatasetta voitaisiin käyttää peltolohkoille levitettävän lannan fosforin määrän laskennassa. Tällaisten laskelmien sisällyttäminen tilán tiedonhallintajärjestelmiin olisi melko helppoa.

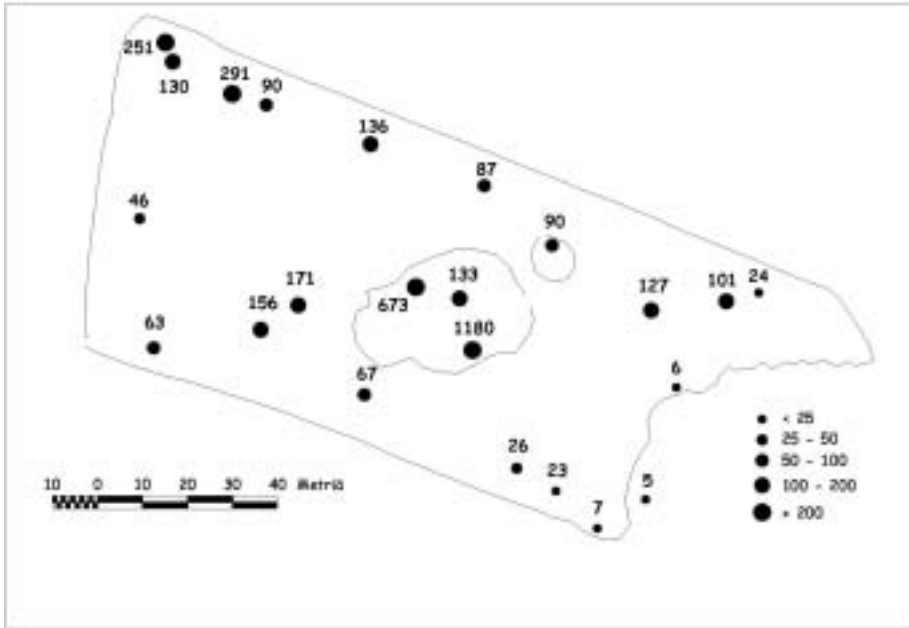
Maito huoneen pesuvesien puhdistukseen vanhoissa navetoissa soveltuu edullinen ferrisulfaattisaostus. Maito huoneissa, joissa käytetään fosfaattipitoisia pesuaineita, saadaan fosforikuormitus vähenemään 50–80 % ferrisulfaattisaostuksella ja jäteveden selkeytyksellä tai olki-hiekkasuodatuksella. Yksinään kemiallinen käsittely ei riitä, mutta jatkokäsittely voidaan mitoittaa vastaavasti pienemmäksi, jolloin kokonaisinvestointikustannus jää pienemmäksi ja esimerkiksi suodattimen tukkeutumisvaara vähenee. Kemiallinen saostus soveltuu hyvin pajupuhdistamon esipuhdistusmenetelmäksi, koska pajukentän koko voidaan mitoittaa niin, että vettä riittää koko kentän alueelle. Lisäksi typen ja fosforin suhde kemiallisen käsittelyn jälkeen on pajujen kasvuille sopiva.

Liitteet

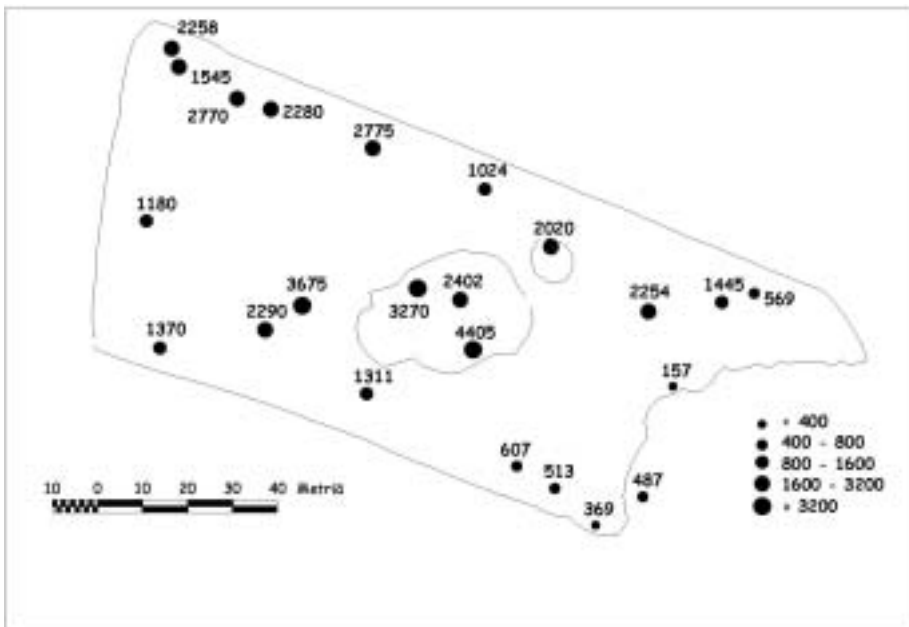
Liite 1. Sadesimulaattorikokeessa (15 mm sadetta/h) viiden tunnin aikana kerättyjen vesien keskimääräiset haihdutusjäännöksen (Hj), kaliumin (K), ortofosfaattifosforin (PO₄-P), kokonaisfosforin (kok-P), ammoniumtypen (NH₄-N), nitraattitypen (NO₃-N) ja kokonaistypen (kok-N) pitoisuudet.

	Hj g/l	K mg/l	PO ₄ -P mg/l	Kok-P mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Kok-N mg/l
<i>Pintavalunta</i>							
Vasikkalaidun	0,51	3,94	0,32	3,24	0,03	4,1	4,6
Edellisvuotinen syöttöalue	3,07	16,37	2,45	10,26	0,07	1,1	9,7
Hiehojen kivennäisruokintapaikka	9,39	24,13	2,86	28,56	0,01	0,1	0,5
Ohrapelto	0,56	0,86	0,29	2,03	0,02	0,6	1,5
<i>Vajovesi</i>							
Vasikkalaidun	0,45	47,75	0,15	0,29	0,09	50,8	54,3
Edellisvuotinen syöttöalue	0,44	41,04	0,31	0,86	0,11	20,2	28,5
Lypsylehmien laidun	0,47	3,53	0,21	0,45	0,04	54,3	58,0
Ohrapelto	0,70	15,60	0,09	0,13	0,08	97,7	104,3
Sokerijuurikaspelto	1,42	24,58	0,27	0,36	0,16	126,1	191,7
Hevosten juoksutarha	0,47	32,10	1,03	1,18	0,10	29,7	39,1
Pintavalunta, keskimäärin	3,38	11,32	1,48	11,02	0,03	1,5	4,1
Vajovesi, keskimäärin	0,66	27,43	0,34	0,54	0,10	63,1	79,3

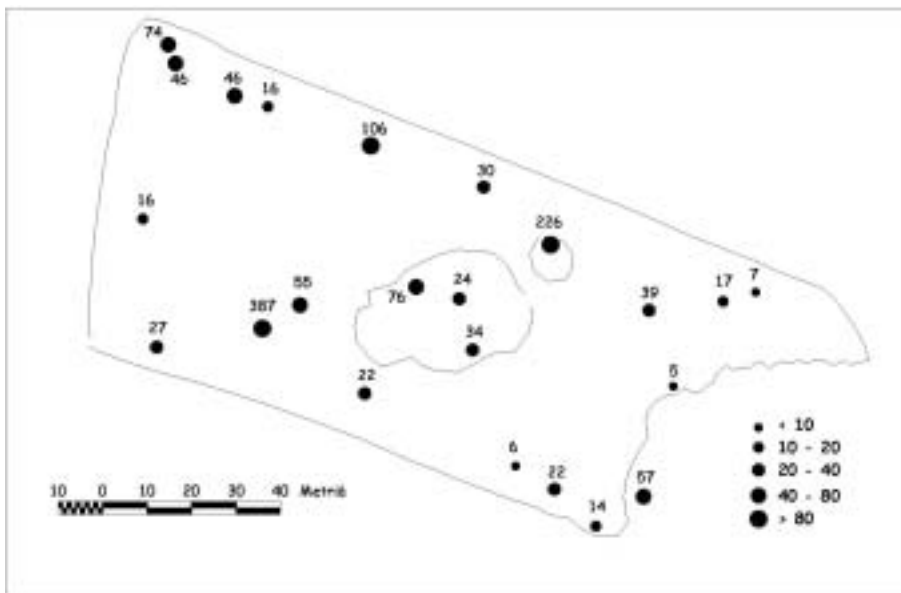
Liite 2. Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet (mg/l) Vesilahden laidunalueen pintamaassa (0–2 cm).



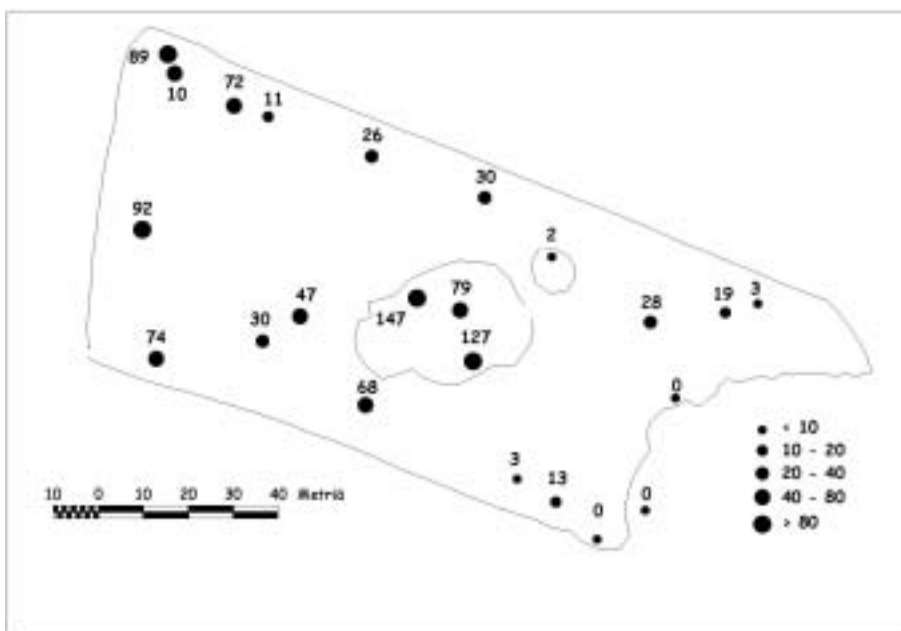
Liite 3. Helppoliukoisen kaliumin pitoisuudet (mg/l) Vesilahden laidunalueen pintamaassa (0–2 cm).



Liite 4. Ammoniumtyypen pitoisuudet (mg/l) Vesilahden laidunalueen pintamaassa (0–2 cm).



Liite 5. Nitraattityypen pitoisuudet (mg/l) Vesilahden laidunalueen pintamaassa (0–2 cm).



Liite 6. Maan kivennäislajitekoostumus katoksessa, ruokintapaikan ja juomakupin veressä sekä laskeutusaltaassa.

	Lajitekokoluokka, %				
	<0,002,	0,002–0,02,	0,02–0,2,	0,2–2,0,	>2,0,
	mm				
Kwatos					
0–2 cm	7,5	14,8	35	42,7	0
10–20 cm	8,4	21,1	49	21,5	0
20–40 cm	9,1	21,2	40,2	26,1	3,4
Ruokintapaikka					
0–2 cm	28,1	50,1	15,2	6,6	0
10–20 cm	13,6	25,8	32,6	25,8	2,2
20–40 cm	16,1	26,4	29	25,3	3,2
Juomakuppi					
0–2 cm	8,5	21	30,4	40,1	0
10–20 cm	10,3	17,4	44,8	24,4	3,1
20–40 cm	9,4	18,4	43,8	25,6	2,8
Laskeutusallas					
0–2 cm	5,9	17,8	47,1	24,3	4,9
10–20 cm	11	16,3	43,9	25,9	2,9
20–40 cm	9,1	18,8	44,5	25,7	1,9

Maa- ja elintarviketalous -sarjassa ilmestyneitä julkaisuja

Ympäristö

- 25 Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. *Jaana Uusi-Kämppä ym.* 131 s. Hinta 25 euroa.
- 15 Lietelannan käyttö nurmikierrossa. *Pasi Mattila (toim.)*. 80 s. Hinta 20 euroa.

Kasvintuotanto

- 26 Luomumansikan viljelytekniikka ja kasvinsuojelu. Kirjallisuusselvitys. *Prokkola ym.* 160 s. Verkkojulkaisu osoitteessa:
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met26.pdf>
- 17 Uhanalaisten lääkekasvien markkinat ja viljely. Kirjallisuusselvitys. *Galambosi & Jokela*. 88 s. Verkkojulkaisu osoitteessa:
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met17.pdf>

Talous

- 19 Maidon ja viljan tuotantokustannukset Suomen kirjanpitotiloilla vuosina 1998-2000. *Riepponen*. 32 s. Hinta 15 euroa.

Kotieläintuotanto

- 8 Lehmäkulttuuri ja sen tulevaisuus. Professori Kalle Maijalan 75-vuotisjuhlaseminaari, Helsinki, 27.5.2002. *Maijala (toim.)*. 71 s. Hinta 20 euroa.

Teknologia

- 21 Luomusikala Suomen olosuhteissa. *Kivinen*. 79 s. Hinta 20 euroa.
- 18 Ajettavien työkoneiden kulkuteiden turvallisuus II. *Suutarinen ym.* 69 s. Hinta 20 euroa.

Esitelmät

- 7 Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta – juhlaseminaari, Jokioinen 24.9.2002. *Uusitalo & Salo (toim.)*. 61 s. Hinta 20 euroa.

Julkaisuviitteet löytyvät sarjojen internetsivuilta
www.mtt.fi/julkaisut/sarjathaku.html

