



Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus

Perttu Virkajärvi & Jaana Uusi-Kämpä (toim.)



Maa- ja elintarviketalous 76
208 s.

Laitumien ja suojavähykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus

Perttu Virkajärvi & Jaana Uusi-Kämpä (toim.)

ISBN 951-729-998-2 (Painettu)
ISBN 951-729-999-0 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
www.mtt.fi/met/pdf/met76.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

2006

Kannen kuva

Jaana Uusi-Kämpä ja Perttu Virkajärvi

Painopaikka

Dark Oy

Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus

Perttu Virkajarvi¹⁾ ja Jaana Uusi-Kämpä²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Maaperä ja kasvinravitseminen, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

Tiivistelmä

Hankkeessa tutkittiin laidunten ja suojavyöhykkeiden ravinnekiertoa ja ympäristökuormitusta. Laiduntamisen aiheuttama pohjavesien typpikuormitus oli aluksi vähäinen, mutta kasvoi laidunvuosien kuluessa ($1\text{--}28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$). Uusimisvuonna kuormitus oli suurin ($40\text{--}60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$). Hietamaalla pintavaluman osuus oli 30 % kokonaisvalunnasta. Sen mukana huuhtoutui kokonaistyyppiä $4\text{--}5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ja kokonaisfosforia $0,6\text{--}1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, josta liukoisen fosforin osuus oli 90 %. Maan pintakerroksen viljavuusfosfori selitti 82 % heinälaitumelta huuhtoutuneen fosforin määrän vaihtelusta. Laiduntamisesta ei aiheudu pohjavesille merkittävää mikrobikuormitusta, mutta pintavesien kuormitus voi olla runsasta. Sontakasat peittivät laidunalasta 4 % ja virtsalaikut 17 % laskettuna koko laidunkautta kohti. Virtsalaikut lisäsivät huuhtoumaa enemmän kuin sontakasat. Laitumelta haihtui $6,9\text{--}16,1 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Eri maalajeille eri aikoina levitetystä virtsasta ja sonnasta keskimäärin 0,9 % muuntui dityppioksidiksi.

Kevätviljamaalla suojakaistat poistivat 30–50 % pintavalunnan kokonaisfosforista, -typestä ja eroosioaineksesta, mutta liukoisen fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) määrä kasvoi hoitamattomilla luonnonkasvikaistoilla. Myös laitumella $\text{PO}_4\text{-P}$:n määrä oli suurempi kuin kevätiljamaalla. Laboratoriokokeessa, jossa suojakaistakasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedellä, kasveista huuhtoutui liukoista fosforia $2\text{--}5 \text{ kg ha}^{-1}$. Lyhykestoinen laidunnus ei näyttänyt lisäävän epäorgaanisen typen huuhtoutumista. Vähän laidunnetuilla suojakaistoilla ulosteperäisten mikrobien tiheydet olivat yleensä samaa suuruusluokkaa kuin laiduntamattomilla kaistoilla. Suojavyöhykkeiltä voidaan kasvusto korjata esim. pyöröpaalaimella tai niittosilppurilla. Suojavyöhykkeiden hoito sopii hyvin teetettäväksi urakoitsijalla. Empiirisen analyysin mukaan tuotantokasveille kohdennetut pinta-alatuet luovat kannustinongelman leveämpien suojakaistojen perustamiselle. Pinta-alatukiin tulisi yhdistää ympäristölliset ehdot, erityisesti vaatimus nykyistä leveämpien suojakaistojen perustamisesta vesistön varten.

Avainsanat: nurmet, laitumet, suojavyöhykkeet, fosfori, typpi, pintavalunta, huuhtoutuminen, hajakuormitus, fekaaliset bakteerit, typen kierto, hoito, politiikka

Alkusanat

Maatalouden aiheuttamaa ympäristökuormitusta on tutkittu jo muutaman vuosikymmenen ajan. Tässä hankkeessa keskityttiin kahden vähemmän tutkitun osan – laidunten ja suojaväyhykkeiden – ravinnekiertoon ja sen seurauksena syntyvään ympäristökuormitukseen. Tutkimuksiin otettiin mukaan myös typen kaasumaiset emissiot, suojaväyhykkeiden niitto- ja korjuumenetelmien työnmenekki, kasvidiversiteetti ja taloudellinen tarkastelu sekä mallintaminen. Laidun- ja suojaväyhykehankkeet aloittivat työnsä erillisinä – laidunhanke vuonna 1998, mutta MMM:n pyynnöstä nämä kaksi hanketta yhdistettiin, koska hankkeiden tavoitteet tukivat osittain toisiaan. Niinpä hankkeesta tuli melko mittava ja parhaimmillaan sen parissa teki töitä 21 tutkijaa.

Yhteishanke kuului MMM:n maaperäohjelmaan vuosina 2002 - 2005. Se toteutettiin MTT:n, Suomen ympäristökeskuksen, Helsingin ja Kuopion yliopistojen sekä Työtehoseuran yhteistyönä. Hankkeen aikana välituloksia on julkaistu jo kymmenissä kirjoituksissa, joista merkittävä osa tieteellisissä sarjoissa, mikä kertoo hankkeen tieteellisestä tasosta. Osa tuloksista on jo käytetty hyväksi uutta ympäristötukijärjestelmää suunniteltaessa. Tähän raporttiin on koottu tämän hetkinen tulosaineisto, mutta joiltakin osilta tulosten julkaisu jatkuu edelleen. Osa tutkimuksista oli alkanut jo ennen MMM:n maaperäohjelman rahoitusta. Kokonaisuuden kannalta katsottiin parhaaksi sisällyttää nämäkin tulokset (luku 1) tähän julkaisuun. Toisaalta suojaväyhykkeiden laiduntamisesta aiheutuvan kuormituksen tutkiminen jatkui vuonna 2005 Helsingin yliopiston vetämässä hankkeessa Suojaväyhykkeiden iän ja hoidon vaikutus suojaväyhykkeiden toimintaan (SUOTO), ja myös nämä tulokset on raportoitu luvussa 7.

Toimijaorganisaatioiden lisäksi hanketta ovat rahoittaneet Ympäristöministeriö, Pohjois-Savon TE-keskus, Maj ja Tor Nesslingin säätiö, Suomen kulttuurirahaston Pohjois-Savon rahasto ja Maatilatalouden kehittämisrahasto (MMM; maaperäohjelma). Ilman ulkopuolisia rahoittajia hanketta ei olisi voitu viedä läpi sen vaatimassa laajuudessa. Lämmin kiitos rahoittajille.

Hankkeen valvojakunnan puheenjohtajana toimi Markku Järvenpää (MMM). Muina jäseninä toimivat Helinä Hartikainen (Helsingin yliopisto), Markku Puustinen (SYKE), Juhani Kivistö (Viljavuuspalvelu Oy), Sini Wallenius (MMM), Hannu Seppänen ja Kaisa Tolonen (ProAgria Maaseutukeskusten

liitto), Raimo Kauppila (Kemira GrowHow), Perttu Pyykkönen (PTT), Rauno Peltomaa (Salaojakeskus), Simo Kivisaari ja Jukka Ahokas (Helsingin Yliopisto). Kiitämme ohjausryhmää aktiivisuudesta ja asiantuntevista kommentteista tutkimuksen eri vaiheissa. Kiitämme myös maaperäohjelman koordinaattoria Laura Alakukkoa sekä kaikkia muita tutkimukseen osallistuneita ja erityisesti eri toimijaorganisaatioiden henkilökuntaa, jota ilman hanketta ei olisi voitu viedä läpi: aineisto muodostui tuhansista maa-, vesi- kasvi ja kaasu-analyyseistä.

Tutkimusryhmän puolesta, Jokioisilla maaliskuussa 2006

Perttu Virkajärvi

Jaana Uusi-Kämpä

MTT

MTT

Sisällysluettelo

Säilörehu- ja laidunnurmen pohjavesikuormitus, <i>Kirsi Saarijärvi, Perttu Virkajärvi, Helvi Heinonen-Tanski & Irmeli Taipainen</i>	7
Heinä- ja apilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset, <i>Kirsi Saarijärvi, Perttu Virkajärvi & Helvi Heinonen-Tanski</i>	18
Typifraktioiden dynamiikka sekä nurmen typenotto sonta- ja virtsalaikuissa, <i>Kirsi Saarijärvi, Minna Karppinen & Perttu Virkajärvi</i>	37
Typen huuhtoutuminen laitumelta eri maalajeilla, <i>Riitta Lemola & Eila Turtola</i>	55
Laitumen ammoniakkipäästöt, <i>Kirsi Saarijärvi, Pasi Mattila & Perttu Virkajärvi</i>	75
Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta, <i>Kristiina Regina, Perttu Virkajärvi, Kirsi Saarijärvi & Marja Maljanen</i>	88
Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella, <i>Jaana Uusi-Kämppä & Ansa Palojärvi</i>	101
Hydrologisten ja typen prosessien mallinnus Lintupajun suojakaistakoekentällä, <i>Katri Rankinen, Kirsti Granlund, Ansa Palojärvi, Liisa Pietola, Kristiina Regina & Jaana Uusi-Kämppä</i>	138
Mallitarkastelu suojakaistan vaikutuksesta valuntaan ja eroosioon, <i>Anna-Mari Nyholm</i>	149
Kasvilajiston monimuotoisuus ja maan fosforipitoisuus eri tavoin hoidetuilla suojavyöhykkeillä, <i>Sanna Tarmi</i>	167
Suojavyöhykkeiden hoitomenetelmät ja työnmenekki, <i>Reetta Palva & Mika Peltonen</i>	178
Suojakaistat ja maatalouden ympäristöpolitiikka, <i>Jussi Lankoski & Markku Ollikainen</i>	187
Laidun- ja suojakaistahankkeen ydintulokset, <i>Perttu Virkajärvi & Jaana Uusi-Kämppä</i>	205

Säilörehu- ja laidunnurmen pohjavesikuormitus

Kirsi Saarijärvi¹⁾, Perttu Virkajärvi¹⁾, Helvi Heinonen-Tanski²⁾ ja Irmeli Taipainen³⁾,

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi, kirsi.saarijarvi@mtt.fi

²⁾Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Bioteknia 2, PL 1627, 70211 Kuopio, helvi.heinonen-tanski@uku.fi

³⁾Pohjois-Savon Ympäristökeskus, PL 1049, 70101 Kuopio, irmeli.taipainen@vyh.fi

Tiivistelmä

Laiduntamisen ja säilörehunurmen ravinnekiertojen eroja tutkittiin MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla Maaningalla sijaitsevalla lysimetrikentällä tehdyssä kokeessa vuosina 1998-2000. Maan koostumus 60 cm syvyyteen on 43 % hienoa hietaa, 21 % karkeaa hietaa ja 7 % savea. Kokeessa oli kolme laidunlysimetriä, juomapistelysimetri sekä kuusi niittolysimetriä. Lysimetrit ovat pinta-alaltaan 100 m² kokoisia. Lysimetrien vesinäytteistä määritettiin pH, sähkönjohtokyky, kokonais-, nitriitti-, nitraatti- ja ammoniumtyppi sekä kokonais- ja fosfaattifosfori sekä suolistomikrobit. Koealue lannoitettiin kahden nurmivuoden aikana laitumille voimassa olleen suosituksen mukaisesti 220 kg ha⁻¹ N v⁻¹. Uusimisvuonna aluetta ei lannoitettu.

Pohjavesiin kohdistuva fosforikuormitus oli täysin merkityksetöntä. Nitraattityppipitoisuudet olivat matalia eikä käsittelyillä ollut vaikutusta nurmivuosien aikana. Toisen kokesän jälkeisenä syksynä nurmi päätettiin glyfosaatilla, ja seuraavan keväänä lysimetrivesien nitraattipitoisuus nousi merkittävästi. Uusimisvuonna niitonurmen, laitumen ja juomapisteen lysimetriveden nitraattipitoisuudet olivat 3,4, 10,2 ja 21,8 mg l⁻¹. Yhteensä nitraattityppeä huuhtoutui uusimisen yhteydessä niitonurmelta 10, laitumelta 43 ja juomapistees-tä 139 kg ha⁻¹ v⁻¹. Toisena koevuonna laitumelta huuhtoutui myös enemmän mikrobeja kuin niitonurmelta. Tutkimus osoitti, etteivät niitto tai laidunnus vaaranna pohjavettä nurmivuosina. Sen sijaan uusimisvuonna laitumelta huuhtoutuu merkittävästi typpeä pohjavesiin.

Avainsanat: nurmet, typpi, fosfori, vesistöt, pohjavesi, huuhtoutuminen, laitumet, säilörehu, mikrobikuormitus

Johdanto

Suomessa oli vuonna 2002 n. 397 000 ha säilörehunurmia ja yli 95 000 ha laitumia, joten nurmiviljelyn aiheuttama kuormitus on syytä tuntea arvioitaessa pohjavesien likaantumiseriskiä. Koko maan säilörehunurmista 50 % ja laitumista 43 % sijaitsee Etelä-, Keski- ja Pohjois-Pohjanmaan sekä Pohjois-Savon alueella, minne myös puolet Suomen maidontuotannosta on keskittynyt. Aluekokonaisuuden päämaalajit ovat enimmäkseen keveitä ja läpäiseviä hietoja ja moreeneja. Tässä tutkimuksessa selvitettiin säilörehuniiton ja laiduntamisen pohjavesiin aiheuttamaa typpi- ja fosforikuormitusta sekä mikrobien esiintymistä säilörehuniitto- ja laidunalueiden vesissä Pohjois-Savon läpäisevillä mailla. Tutkimuksen tuloksia on julkaistu mm. Vesitalouslehdessä (Saarijärvi ym. 2003) ja *Agriculture, ecosystems & environment* –sarjassa (Saarijärvi ym. 2004.)

Tutkimuksen perustamisvuonna lannoitukseksi suositeltiin perustamistavasta riippuen 50-100 kg ha⁻¹ typpeä (N) ja 25-65 kg ha⁻¹ fosforia (P) sekä tarpeen mukaan muita ravinteita. Satovuosina lannoitus-suositukset vaihtelivat 150-250 kg N ha⁻¹ ja 15-30 kg P ha⁻¹. Fosforia käytetään satovuosina vähemmän kuin perustamisvuonna, koska perustamisvaiheessa sitä voidaan sijoittaa maahan ns. varastolannoitteena, joka vapautuu hitaasti myöhempinä vuosina. Fosforilannoitusmäärä on sidottu ympäristötuen ehtoihin, ja fosforia voidaan vuosittain antaa eri määriä, kunhan neljän vuoden yhteismäärä ei ylitä maan viljavuuden perusteella annettua suositusta.

Säilörehuniiton mukana poistuu lähes yhtä paljon tai usein jopa enemmän ravinteita kuin pellolle on lannoitteessa laitettu. Osa säilörehun ravinteista palaa pellolle levitettävässä lannassa. Lietteen ravinteiden hyväksikäyttö riippuu lähinnä levitysajasta ja -menetelmästä. Levitettävän lietteen määrää rajoittavat nitraattidirektiivi ja ympäristötuen ehdot.

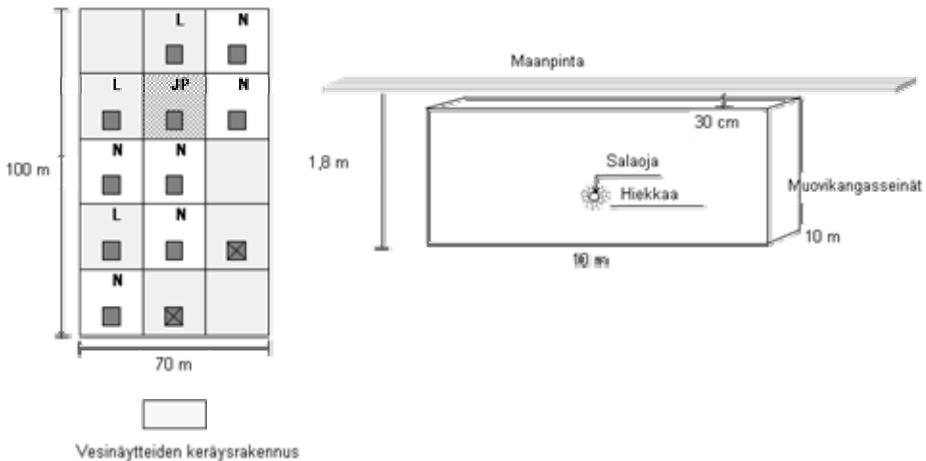
Laitumen osalta tilanne on monimutkaisempi, koska pellolta poistuvat ravinteet ”kiertävät” lehmän kautta. Lehmän hyötysuhde ravinteiden käyttäjänä on heikko: vain n. 25-30 % lehmän syömästä tpestä ja fosforista sitoutuu maittoon (Whitehead 1995). Suurin osa ravinteista palaa siis sonnan ja virtsan mukana takaisin laitumelle. Koska eritteiden ravinteet kuormittavat laidunta pistemäisesti, ne eivät tule tehokkaasti hyödynnettyä seuraavassa sadossa. Sontakasasta tai virtsalaikusta hyötyvätkin lähinnä alle 30 cm säteellä eritteestä kasvavat kasvit. Ravinemäärä on kuitenkin niin suuri, että enin osa ravinteista jää kasveilta käyttämättä. Ulkomaisten tutkimusten mukaan ulosteiden kohdalle syntyvä typpi-kuormitus on kerta-annoksena noin 900 kg ha⁻¹ ja virtsan 300-600 kg ha⁻¹ (Holmes 1989), mikä on monikertainen väkilannoitetyypen määrään verrattuna. Sonnan orgaaninen typpi vapautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon hitaasti, mutta suurin osa virtsan tpestä on heti liukoisessa muodossa ja liikkuu helposti maaperää huuhtovan veden mukana

pohjavesiin. Sen sijaan eritteiden fosfori ei karkeilla kivinäismailla yleensä kulkeudu pohjavesiin vaan sitoutuu partikkeleihin maan pintakerroksessa.

Aineisto ja menetelmät

Laiduntamisen ja säilörehunurmen ravinnekiertojen eroja tutkittiin MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla Maaningalla sijaitsevalla lysimetrikentällä tehdyssä kokeessa vuosina 1998–2000. Kentän maaperä FAO-luokituksen mukaan Dystric Regosol (medium textured). Maan koostumus 60 cm syvyyteen on 43 % hienoa hietaa, 21 % karkeaa hietaa ja 7 % savea. Kentän maaperä edustaa hyvin tärkeimmän maidontuotantoalueen maaperää. Kokeessa oli kolme laidunlysimetriä, juomapistelysimetri sekä kuusi niittolysimetriä (kuva 1). Lysimetrit ovat pinta-alaltaan 100 m² kokoisia muovikankaasta tehtyjä 1,8 m syviä altaita, joiden sisällä on salaojaputki 1,1 m syvyydessä. Kustakin lysimetristä suotautunut vesimäärä mitattiin keväällä päivittäin ja muuna aikana kahdesti viikossa ja vedestä otettiin kokoomanäytteitä kuukauden välein kuivia kausia lukuun ottamatta. Koekentällä oli myös kolme keken ulkopuolista salaojaruutua, joiden vesimäärä mitattiin kuten lysimetrienkin. Pintavalumaa ei mitattu. Vesinäytteistä määritettiin pH, sähkönjohtokyky, kokonais-, nitriitti-, nitraatti- ja ammoniumtyppi sekä kokonais- ja fosfaattifosfori sekä suolistomikrobit. Menetelmät on tarkemmin kuvattu julkaisussa Saarijärvi ym. (2004). Ravinnehuutoumat saatiin kertomalla näytteen ainepitoisuudet valumaveden määrällä. Näiden huuhtoumien oletettiin kuvaavan pohjaveteen tulevaa kuormitusta. Alueella mitattiin myös sademäärä sekä roudan- ja lumen syvyys (kuva 2). Aluetta sadetettiin kesän 1999 aikana yhteensä 120 mm.

Koealue lannoitettiin laitumille voimassa olleen suosituksen mukaisesti 220 kg ha⁻¹ N v⁻¹. Sekä säilörehu- että niitonurmelta määritettiin kuiva-ainesato aina korjuun tai laidunnuksen yhteydessä. Kasvustosta otettiin myös analyysinäytteet, joista analysoitiin ruohon N-pitoisuus. Lehmien määrä sovitettiin laidunkierroksittain rehumäärän mukaan niin, että jokaiselle lehmälle oli tarjolla 23 kg laidunrehun kuiva-ainetta vuorokautta kohti. Vuonna 1998 hehtaarin kokoista aluetta laidunsi yhteensä 56 lehmää ja vuonna 1999 71 lehmää vuorokauden ajan viidesti kesän aikana. Tämä on tyypillinen laidunpaine tavallisessa tehokkaassa viljelyssä olevilla laitumilla.



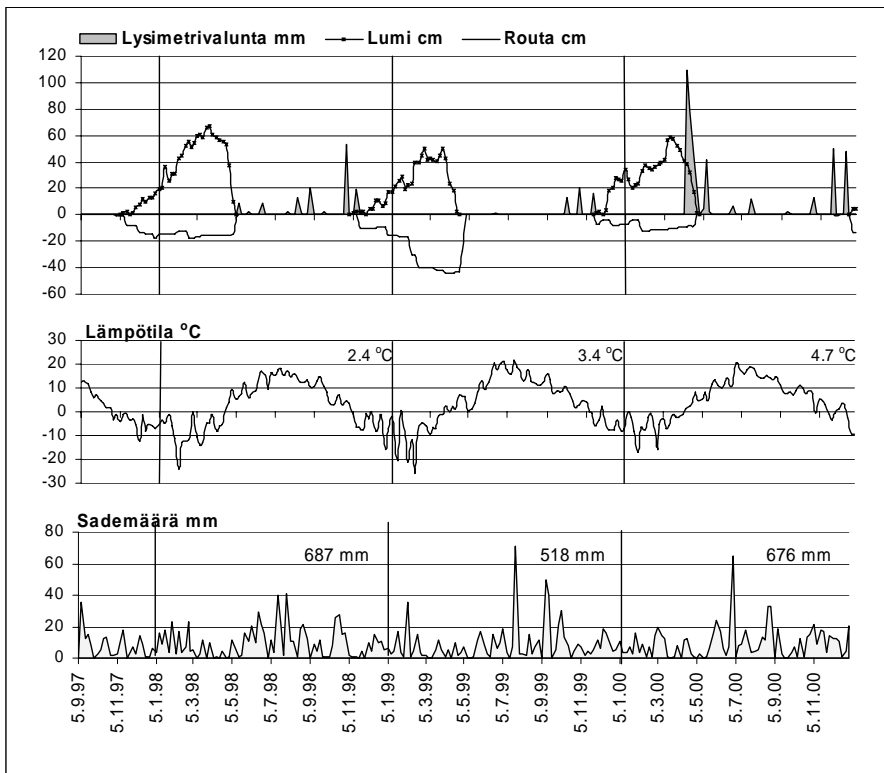
Kuva 1. Kartta lysimetrikentästä (N=niittoruutu, L=laidunruutu ja JP=juomapistete) sekä lysimetrin rakennekaavio. X:llä merkityt lysimetrit eivät olleet käytössä tässä kokeessa.

Laitumelle palautuvien ravinteiden määrän arvioimiseksi lysimetrien päälle (100 m²; kuva 1) osuneiden sontakasojen määrä laskettiin vuonna 1999 jokaisen laidunkierroksen jälkeen. Dieetin typpipitoisuuden perusteella arvioitiin virtsassa erittyneen typen osuudeksi n. 68 % eläimen erittämästä kokonaistypestä (Sairanen ym. 2005). Eläinten ollessa lypsyaikana kytkettynä eritteistä otettiin näytteet, joista analysoitiin mm. N- ja P-pitoisuudet.

Koko koekentän nurmi uusittiin kahden koevuoden jälkeen, jossa yhteydessä kasvusto tuhottiin glyfosaatilla syksyllä 1999 ja alue perusmuokattiin keväällä 2000. Uusi nurmi kylvettiin ilman lannoitusta toukokuun lopussa.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kentällä tehtyjen aikaisempien mittausten mukaan lysimetrien maan läpi huuhtoutuvan veden määrä riippuu kuluvan vuoden sademäärästä ja roudan paksuudesta (aineistossa vuodet 1986 - 2004, $R^2 = 0,73$). Muita syitä valunnan vuosittaiseen vaihteluun tällä kentällä ovat mm. muokkaus, pinnanmuoto, maalaji, kasvilaji, sadannan ajallinen jakautuminen, lumen vesiarvo, roudan rakenne ja haihdunta.



Kuva 2. Sääolot ja lysimetreistä purkautunut valunta koevuosina 1998 - 2000. (a) Roudan syvyys cm, lumen paksuus cm ja lysimetrivalunta mm/5 vrk (b) Vrk:n keskilämpötila ja vuoden keskilämpötila °C. (c) Sademäärä mm/5 vrk. Lysimetrivalunta edustaa kaikkien koejäsenten keskiarvoa.

Koevuosien sääolot poikkesivat toisistaan, minkä vuoksi myös lysimetreistä purkautuvissa vesimäärissä oli suuria eroja (kuva 2). Koetta edeltävä vuosi 1997 oli hyvin vähäsateinen (sademäärä 507 mm), ja maa jäi syksyllä kuivaksi. Tästä syystä maahan imeytynyt lumen sulamisvesi ei riittänyt aiheuttamaan merkittävää lysimetrivaluntaa keväällä 1998. Toinen syy valunnan vähäisyyteen oli n. 20 cm syvä routa, joka ohjasi sulamisvettä pintavalunnaksi. Syvä routa ehkäisee valumaa (kuva 1, kevät 1999), kun taas ohut routakerros läpäisee vettä nopeammin (kuva 1, vuosi 2000).

Lysimetreistä suotautunut vesimäärä ei keskimäärin eronnut kovin paljon niitto- ja laidunalueiden välillä vuosina 1998 ja 1999, mutta nurmen uusimisvuonna v. 2000 laidunruutujen valunta oli selvästi suurempi kuin niittoruutujen (taulukko 1). Nurmen uusintakäsittely muutti koeruutujen kasvipeitettä ja pintamaan ominaisuuksia, mikä puolestaan vaikutti haihduntaan ja veden imeytymiseen.

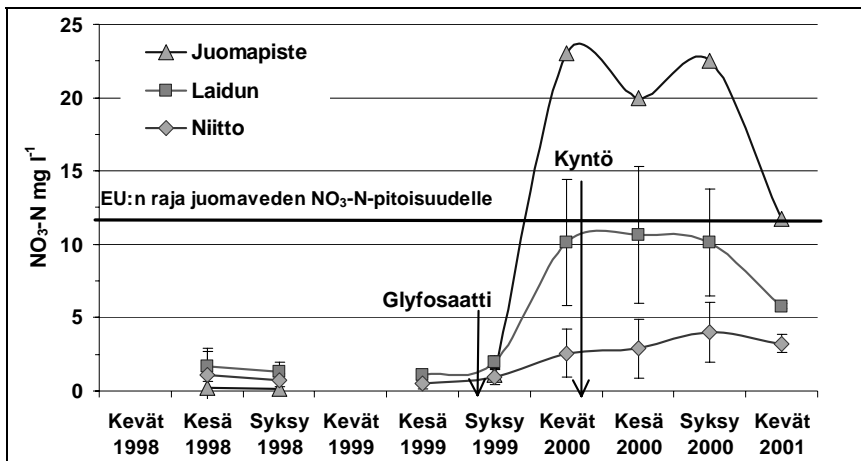
Taulukko 1. Lysimetreistä suotautunut valunta mm, valunnan osuus % sadannasta ja vesinäytteiden lukumäärä (n) vuosittain ja koejäsenittäin. Suluisa lysimetrien keskivirhe (Saarijärvi ym. 2003).

Vuosi	Käsittely	Valunta		n
		mm	% sadannasta ¹⁾	
1998	Niitto	143 (20)	20,8	40
	Laidun	111 (25)	16,1	19
1999	Niitto	62 (20)	9,7	24
	Laidun	48 (29)	7,5	7
2000	Niitto	358 (54)	51,5	34
	Laidun	448 (76)	66,4	17
Yht.	Niitto	553	27,7	98
	Laidun	607	30,4	43

1) Vuoden 1999 sadanta sisältää myös kasteluveden.

Laidun- ja niittoruuduista huuhtoutuneen veden kokonais- ja nitraattityppi-pitoisuudet olivat vuosina 1998 ja 1999 alhaisia, vaikka nitraattimuodossa oleva typpi liikkuukin vapaasti maaveden mukana (kuva 3). Typeä huuhtoutui alle 2 kg ha⁻¹ vuodessa eivätkä niitto ja laidunalue eronneet toisistaan mitenkään (Taulukko 2) . Kuten odotettiin, myös kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuudet olivat vuosina 1998-2000 hyvin alhaisia. Laiduntaminen ei kahden ensimmäisen vuoden aikana aiheuttanut merkittävää kuormitusta pohjavesiin. Todennäköisesti merkittävimmät syyt havaittuun alhaiseen huuhtoumaan (0,5 – 0,6 % annetusta lannoitetypestä) olivat sadannan vähyys suhteessa haihduntaan ja nurmen ikä. Nurmi oli tutkimuksen lopussa 4 vuodenikäinen. Esimerkiksi Watson ja Foy (2001) esittivät että Irlannissa nurmi pidättää typeä ensimmäisten 10 vuoden aikana noin 80 kg ha⁻¹ v⁻¹. Laidunvuosia alueelle kertyi vain kaksi, eikä aluetta oltu aikaisemmin laidunnettu. Näin ollen typen immobilisaatio nurmivuosina oli varmasti huomattavaa.

Kolmantena koevuonna, glyfosaattikäsittelyn jälkeen, kasvusto ei enää sitonut ravinteita ja laidunlysimetreistä tulevan veden nitraattityppipitoisuus kohosi keväällä 2000 huomattavasti (kuva 3). Juomapaikalta huuhtoutuneen lysimetriveden keskimääräinen pitoisuus (21,8 mg l⁻¹) ylitti selvästi EU:n nitraattidirektiivin asettaman rajan 11,3 mg NO₃-N l⁻¹. Yhteensä juomapaikalta huuhtoutui nurmen uusimisvuonna typeä määrä, joka vastaa 151 kg kokonaistypeä hehtaarilta (kuva 4). Huuhtoutuvan veden typpipitoisuus pysyi vuodenajasta riippumatta lähes samana, joten eniten typeä huuhtoutui keväällä valumahuipun aikana (taulukko 3). Lähes kaikki typpi huuhtoutui nitraattimuodossa, ammoniumtypen osuus oli alle 10 %. Nurmen uusimisen on muissakin tutkimuksissa havaittu lisäävän typen mineralisaatiota ja huuhtoutumista erityisesti laitumilla, missä maahan kertyy runsaasti virtsan liukoista ja sonnan orgaanista typeä (Johnston ym. 1994; Hassink ym. 1990).



Kuva 3. Niitto- ja laidunlysimetriveden nitraattityypipitoisuus mg l^{-1} käsittelyvuosina 1998-1999 ja nurmen uusimisvuonna 2000. (Pystyjanat = keskivirhe; Saarijärvi ym. 2003).

Taulukko 2. Niiton ja laiduntamisen vaikutus huuhtotuneiden ravinteiden määrään 1998-1999. Suluissa keskivirhe.

Vuosi	Käsittely	Virtaama m^3	Kokonais-N kg ha^{-1}	$\text{NO}_3\text{-N}$ Kg ha^{-1}	Kokonais-P g ha^{-1}	$\text{PO}_4\text{-P}$ g ha^{-1}
1998	Niitto	1430 (202)	1,7 (0,36)	1,3 (0,33)	9 (1,5)	5 (0,8)
	Laidun	1110 (247)	1,4 (0,44)	1,1 (0,41)	7 (1,8)	4 (1,0)
1999	Niitto	620 (202)	0,7 (0,36)	0,5 (0,33)	5 (1,5)	3 (0,8)
	Laidun	480 (286)	1,1 (0,51)	0,8 (0,46)	4 (2,1)	2 (1,1)
Yht.	Niitto	2050	2,4	1,8	14	8
	Laidun	1590	2,5	1,9	11	6

P-arvot

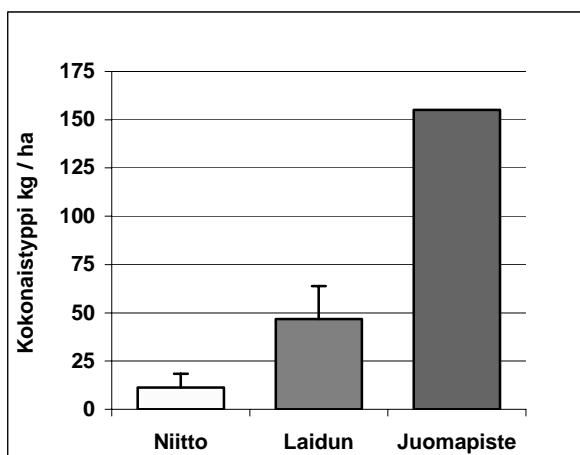
Käsittely	0,35	0,86	0,85	0,28	0,28
Vuosi	0,008	0,13	0,20	0,08	0,07
Käsittely*vuosi	0,71	0,46	0,47	0,74	0,72

Taulukko 3. Niiton ja laiduntamisen vaikutus huuhtoutuneiden ravinteiden määrään eri ajanjaksoina uusimisvuonna 2000. Suluissa keskiarvo

Jakso	Käsittely	Virtaama m ³	Kokonais-N kg ha ⁻¹	NO ₃ -N Kg ha ⁻¹	Kokonais-P g ha ⁻¹	PO ₄ -P g ha ⁻¹
Kevät	Niitto	2220 (289)	7 (2,6)	5 (2,5)	17 (3,2)	9 (2,1)
	Laidun	3650 (409)	38 (3,7)	36 (3,5)	33 (4,5)	15 (2,9)
Kesä	Niitto	250 (354)	1 (3,2)	0,5 (3,0)	1 (3,9)	1 (2,5)
	Laidun	30 (409)	0,3 (3,7)	0,2 (3,5)	0,3 (5,5)	0,2 (3,6)
Syksy	Niitto	1100 (289)	4 (2,6)	4 (2,5)	5 (3,2)	4 (2,1)
	Laidun	800 (409)	8 (3,7)	7 (3,5)	4 (4,5)	2 (2,9)
Yht.	Niitto	3570	12	9,5	23	14
	Laidun	4480	46,3	43,2	37,3	17,2

P-arvot

Käsittely	0,32	<0,001	<0,001	0,22	0,58
Jakso	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
Käsittely*Jakso	0,04	<0,001	<0,001	0,07	0,31



Kuva 4. Niitto- ja laidunlysimetreistä huuhtoutunut kokonaistyppimäärä (kg ha⁻¹) nurmen uusimisvuonna 2000. (Pystyjanat = keskiarvo; Saarijärvi ym. 2003).

Nurmen typpikierto

Ravinnetase on laitumelle tulleiden ja sieltä poistuneiden ravinmäärien erotus. Siinä ei oteta huomioon sisäistä kiertoa. Kahden koevuoden aikana säilörehunurmelle kertyi lannoitteissa ja laskeuman mukana 445 kg ha⁻¹, N ja

laitumelle väkirehun vuoksi hieman enemmän eli 507 kg ha⁻¹. Niiton mukana poistui hieman enemmän typpeä kuin mitä alueelle annettiin eli 478 kg ha⁻¹. Laitumelta poistui maidon mukana vain 75 kg ha⁻¹ ja lypsyn aikana erittyi 46 kg ha⁻¹. Molemmilta koejäseniltä huuhtoutui pohjaveteen noin 2 kg ha⁻¹. Niittonurmen ja laitumen ero tässä vaiheessa laskelmaa on selvä: niittonurmen tase oli negatiivinen (-35 kg ha⁻¹ N) kun taas laitumelle kertyi kahden vuoden aikana noin 380 kg ha⁻¹ N.

Nurmen uusimisvuoden sadossa (yhteinen arvio molemmille koejäsenille) poistui noin 90 kg ha⁻¹ N. Pohjavesiin huuhtoutui niittonurmelta 12 ja laitumelta 46 kg ha⁻¹. Näiden arvioiden mukaan laitumen N-ylijäämä oli luokkaa 250 kg ha⁻¹, kun taas niittonurmen typpitase oli kolmen vuoden jälkeen n. 130 kg ha⁻¹ negatiivinen. Lisäksi taseeseen vaikuttavat pintavaluman, typen ja typen oksidien sekä ammoniakkin haihtumisen (laitumelta) mukana poistunut typpi (ks. tarkemmin taseesta Saarijärvi ym. 2006a, ja kaasumaisista emissioista Saarijärvi ym. 2006b ja Regina ym. 2006).

Taseen lisäksi huuhtoutumiseen vaikuttaa kuormituksen alueellisuus. Tavallissella laitumella lysimetrin päälle osui kesän aikana 48 sontakasaa ja juomapisteeseen kasoja kertyi 90 kappaletta eli juomapisteen kuormitus oli lähes kaksinkertainen tavalliseen laitumeen verrattuna. Tällä laidunpaineella laitumelle palautui siis vuoden aikana typpeä keskimäärin 96 kg ha⁻¹. Jos oletetaan sonnan ja virtsan alueellinen jakauma samankaltaiseksi, voidaan laskea että juomapaikan osalta kuormitus oli n. 181 kg ha⁻¹. Fosforia laitumelle palautui kesän aikana 14 kg ha⁻¹ ja juomapisteeseen 26 kg ha⁻¹.

Mikrobien huuhtoutuminen

Kesällä 1998 lysimetrivedet eivät - lukuun ottamatta juomapisteenä ollutta ruutua - sisältäneet ollenkaan suolistomikrobeja, vaikka valuntaa esiintyi poikkeuksellisen paljon runsaista sateista johtuen. Kaikista laidunnuksen aloittamisen jälkeen otetuista juomapisteen vesinäytteistä löydettiin pieni määrä enterokokkeja, mutta ei muita indikaattorimikrobeja, joten kyseessä voivat olla kasvikkunnasta peräisin olevat streptokokit.

Kuivuuden tähden kesältä 1999 saatiin vain vähän näytteitä. Kevään ja kesän näytteistä ei voitu havaita ulosteen mikrobeja. Kokonaismikrobipitoisuudet olivat kohtuullisen pieniä lukuun ottamatta yhden niittoruudun kevään tulosta (160 000 kpl ml⁻¹). Syksyllä 1999 kokonaismikrobipitoisuudet olivat joissakin ruuduissa erittäin korkeita: 13 - 72 milj. kpl ml⁻¹. Näistä kaksi oli laidunruutuja ja niistä oli osoitettavissa pieniä määriä monia eri ulostemikrobiryhmiä. Myöhemmin samana vuonna saaduista näytteissä ei enää havaittu mitään hälyttävää, paitsi juomapisteen näytteestä löydettiin 1 kpl ml⁻¹ voihippoa tuottavia klostrideita, jotka voisivat pilata juustonvalmistuksen.

Keväällä 2000 lysimetrivesien heterotrofisten mikrobien geometrinen keskiarvo oli edellisen vuoden niittoruuduista 800 kpl ml⁻¹ ja laidunnusruuduista 4300 kpl ml⁻¹. Juomapaikan lysimetrivedessä ei enää havaittu merkkejä ulosteestaastunnasta.

Yhteenveto

Säilörehunurmen aiheuttama kuormitus pohjavesiin oli vähäinen. Myös laidunten aiheuttama kuormitus oli vähäinen laidunvuosina, mutta uusimvuonna kuormitus nousi merkittävästi. Varsinkin laitumen pistemäisten kuormittajien kuten juomapaikkojen ja todennäköisesti myös kulkureittien kuormitus on merkittävää. Juomapaikkaa pitäisi siirtää mieluiten jokaisen laidunkierroksen jälkeen, mutta ainakin pari kertaa kesässä. Näin säästyttäisiin nurmen tallautumisvaurioilta sekä ravinteiden ja mikrobien kerääntymiseltä yhteen kohtaan. Typen kulkeutuessa laitumilta syvemmälle pohjaveteen sen pitoisuus varmasti laimenee, mutta hyvä viljelykäytäntö on silti tarpeen haittojen ehkäisemiseksi. Nurmen uusimiskäsittely oli tässä kokeessa hyvin rankka. Kynnetylle alueelle tulisi kylvää mahdollisimman tehokas typen hyödyntäjäkasvi kuten nopeakasvuinen raiheinä tai uusi nurmi suojaviljaan. Ravinteiden pidättäminen pellolla ja käyttäminen rehuntuotantoon on sekä viljelijän että ympäristön etu.

Kirjallisuus

- Hassink, J., Scholefield, D. & Blatern, P. 1990. Nitrogen mineralization in grassland soils. Teoksessa: Gáborčík, N., Krajčovič, V. & Zimková, M. (toim.). Soil -Grassland – Animal relationship. Proceedings of the 13th General Meeting, European Grassland Federation, Banska Bystrica, Czechoslovakia. June 25-29, 1990. Vol. II, s. 25-32.
- Holmes, W. 1989. Grazing management. Teoksessa: Holmes, W (toim.). Grass. Its production and utilization. 130-172. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK. 305 s.
- Johnston, A.E., McEwen, J., Lane, P.W., Hewitt, M.V., Poulton, P-R. & Yeoman, D.P. 1994. Journal of Agricultural Science, Cambridge 122: 73-89.
- Regina, K, Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M.. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suoja-kaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojaväyhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 88-100.
- Saarijärvi, K. Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006b. Laitumen ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suoja-

vyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 75-87.

Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006a. Heinä- ja apilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.

Saarijärvi, K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2003. Kuormittaako nurmiviljely pohjavettä? : vertailussa säilörehunurmi ja laidun. Vesitalous 3/2003: 19-23.

Saarijärvi, K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2004. N and P leaching and microbial contamination from intensively managed pasture and cut sward on sandy soil in Finland. Agriculture, ecosystems & environment 104: 621-630.

Sairanen, A., Khalili, H., Nousiainen, J.I., Ahvenjärvi, S. & Huhtanen, P. 2005. The effect of concentrate supplementation on nutrient flow to the omasum in dairy cows receiving freshly cut grass. Journal of dairy science 88: 1443-1453

Watson, C.J & Foy, R.H. 2001. Environmental impacts of nitrogen and phosphorus cycling in grassland systems. Outlook on Agriculture 30(2): 117-127.

Whitehead, D.C. 1995. Grassland Nitrogen. Wallingford: CAB International. 397 s.

Heinä- ja apilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset

Kirsi Saarijärvi¹⁾, Perttu Virkajärvi¹⁾ ja Helvi Heinonen-Tanski²⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi, kirsi.saarijarvi@mtt.fi

²⁾Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Bioteknia 2, PL 1627, 70211 Kuopio, helvi.heinonen-tanski@uku.fi

Tiivistelmä

Tutkimuksessa verrattiin suositusten mukaan lannoitetun (220 kg N, 23 kg P ja 90 kg K ha⁻¹ v⁻¹) heinälaitumen ja lannoittamattoman valkoapilalaitumen tuottoa, vesistökuormitusta ja ravinnekiertoja yhden nurmikierron aikana. Uusimisvuonna aluetta ei lannoitettu. Tutkimus suoritettiin Maaningalla MTT:n Pohjois-Savon tutkimusaseman lysimetrikentällä vuosina 2000–2005 ja se käsitti 3 laidunvuotta ja uusimisvuoden. Kokeessa oli 4 lysimetriä kumpaakin käsittelyä kohti sekä juomapistelysimetrit. Lisäksi heinälaitumella oli kaksi 400 m² kokoista pintakeräintä. Tutkimuksessa mitattiin maan läpi suotautuvan ja pintaveden määrä ja ravinnepitoisuudet sekä mikrobikuormitus. Lisäksi seurattiin koelaitumen maaperän ravinnetilan muutoksia.

Molempien laitumien tuotto oli korkea (10–13 tn ka ha⁻¹ v⁻¹). Lannoittamaton apilalaidun tuotti noin 9 % vähemmän maitoa kg ha⁻¹ v⁻¹ kuin suositusten mukaan lannoitettu heinälaidun. Pohjavesiin huuhtoutuneen typen pitoisuus ja määrä nousivat kummallakin laitumella laidunvuosien kuluessa. Heinälaitumelta huuhtoutui kolmantena laidunvuonna ja uusimisvuonna enemmän typpeä kuin apilalaitumilta. Pintavaluman osuus oli noin 30 % kokonaisvalunnasta. Sen mukana huuhtoutui kokonaisfosforia 0,6–1,0 kg ha⁻¹ v⁻¹. Liuukoisen fosforin osuus pintavaluman kokonaisfosforista oli noin 90 %. Liuukoisen fosforin pitoisuus maan pintakerroksessa selitti 82 % heinälaitumelta huuhtoutuneen fosforin määrän vaihtelusta. Laiduntaminen ei ole uhka pohjavesille mikrobikuormituksen osalta, mutta pintavesien kuormitus voi olla runsasta.

Avainsanat: nurmet, ravinteet, typpi, fosfori, huuhtoutuminen, laitumet, säilörehu, veden laatu, ympäristövaikutukset, apilat

Johdanto

Intensiivinen laiduntaminen vaikuttaa sekä pohja- että pintavesiin. Aiemmassa kokeessa 220 kg N ha^{-1} lannoitettu heinälaidun ei kuormittanut pohjavettä laidunvuosina, mutta uusimisvuonna tuli typpikuormitusta sekä laitumelta että varsinkin juomapistestä (Saarijärvi ym. 2004a). Apilalaitumen pohjavesivaikutuksista ei ole suomalaisia mittauksia.

Pääosa pelloilta huuhtoutuvasta fosforista kulkeutuu pintavalunnan mukana. Nurmiviljelyssä, erityisesti laiduntamisessa fosforia sitoutuu maan pintakerrokseen huomattavia määriä. Pintavalunnan osuus ohutroutaisella hietamaalla on huomattavan suuri ja laidun kuormittaa pintavesistöjä liukoisen fosforin suuren suhteellisen osuuden takia (Saarijärvi & Virkajärvi 2004). Lisäksi mikrobikuorma pintavesiin ja juomapaikkojen osalta myös pohjavesiin voi olla varsin suuri (Saarijärvi ym. 2004a).

Ravinnetase on käyttökelpoinen työkalu tarkasteltaessa maatilan ravinnevirtoja, joskin sitä tulee käyttää harkiten. Ravinnetaseiden merkitys ympäristökuormituksen riskin arvioimisessa kasvaa, kun edetään tilan porttitaseesta peltolohkotaseeseen. Yhden vuoden ravinnetase ei kuitenkaan sovellu pellon todellisen kuormituksen estimointiin (Salo & Turtola 2006, Uhlen 1988).

Tässä tutkimuksessa selvitettiin suosituksen mukaan lannoitetun heinälaitumen ja lannoittamattoman apilaheinälaitumen vesistö- ja tuotantovaikutuksia sekä näiden laitumien ravinnetaseita.

Aineisto ja menetelmät

Koalue oli MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalle 1986 perustettu 0,7 ha kokoinen lysimetrikenttä. Nelivuotisessa (3 laidunvuotta + uusimisvuosi) kokeessa oli 10 lysimetriä, joista 4 kpl heinälaitumella, 4 kpl valkoapilaheinälaitumella ja 1 juomapistelysimetri kummallakin Lysimetrien rakenne on kuvattu tarkemmin edellisessä luvussa (Saarijärvi ym. 2006a). Lisäksi heinälaitumella oli 2 pintakeräintä (keruuala 400 m^2 pintakeräin⁻¹). Laitumet perustettiin koetta varten vuonna 2000. Heinälaitumen kylvömäärä oli $16,5 \text{ kg ha}^{-1}$ (timotei 7 ja nurminata $9,5 \text{ kg ha}^{-1}$). Apilapitoisen nurmen kylvömäärä oli 24 kg ha^{-1} (valkoapila 4,5, alsikeapila 1,3, timotei 6,6, nurminata 8,2 ja niittynurmikka $3,3 \text{ kg ha}^{-1}$). Selvyden vuoksi tätä kutsutaan jatkossa apilalaitumeksi.

Heinälaidun lannoitettiin $220 \text{ N} - 23 \text{ P} - 90 \text{ K kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, apilalaidun ei saanut lannoitteita. Käsittelyt laidunnettiin erikseen viisi kertaa kesässä. Koelaitumen tullessa syöttöasteelle, siltä otettiin lysimetreittäin 4 kappaletta $20 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$ kokoista kehikonäytettä (leikkuukorkeus 3 cm). Näytteistä määri-

tettiin kuiva-ainemassa sekä tarjolla olevan kasvuston ravinnepitoisuudet ja apilapitoisuus. Kuiva-ainemassan ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ka}$) perusteella sovittiin lehmien määrä ja laidunjakson pituus siten, että jokaiselle lehmälle oli tarjolla 25 kg laidunrehun kuiva-ainetta vuorokautta kohti. Lisäksi lehmät saivat väkirehua 6 kg vrk^{-1} . Laidunjaksojen pituus oli 1-3 vrk. Kesien aikana laidunkierroksia oli 4 – 5. Lehmien maitomäärä mitattiin ja summattiin laidunkierroksittain. Koealueen nurmen uusimismenetelmä oli kevätkyntö ja italianraiheinä + ohra, joka korjattiin kokoviljasäilörehuna sekä laiduntamalla syksyllä.

Sontakasojen määrä laskettiin kolmelta $25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$ laidunalalta joka laidunkierroksen jälkeen. Näistä yksi ruutu oli heinälaitumen juomapiste. Sontalaikkujen pinta-ala mitattiin suoraan laitumelta löytyneistä eritteistä. Virtsa-aikkujen koko määritettiin matalasta, alle 5 cm:n , nurmesta tuoreesta virtsakohdasta paperin avulla. Paperi painettiin tasaisesti puulevyn avulla virtsalaikun päälle ja koko määritettiin kastuneesta paperista. Sonnan ja virtsan kertaerityksen paino mitattiin navetassa lypsyn yhteydessä ja samoista näytteistä analysoitiin N-pitoisuudet. Sairasen ym. (2005) tulosten perusteella arvioitiin virtsassa erittyneen typen osuudeksi n. 68 % eläimen erittämästä kokonaistypestä. Tämän suhdeluvun ja havaitun sonnan erityksen perusteella voitiin laskea virtsan kokonaismäärä $\text{kg lehmä}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$. Kertomalla tämä käytetyllä eläintiheydellä (nyvrk $\text{ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) ja virtsalaikkujen keskimääräisellä pinta-alalla ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1} \text{ virtsaa}$) saatiin virtsan peittämä alue ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$).

Lysimetri- ja pintavalunnan määrä kirjattiin valumahuipun aikaan 3 – 4 kertaa vuorokaudessa ja muuna aikana kahdesti viikossa. Lysimetreistä otettiin kokoomavesinäytteet n. $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välein ja pintakeräimistä vastaavasti n. $125 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välein ja niistä määritettiin typpi- ja fosforifraktiot sekä kivennäiset. Mikrobeista määritettiin suolistomikrobien kokonaisluku ja *Clostridium tyrobutyricum*-ryhmä, sillä tämä ryhmä aiheuttaa juustoissa voihappokäymisen. Määrittymenetelmät olivat samoja, joita on käytetty aikaisemminkin (Saarijärvi ym. 2004a).

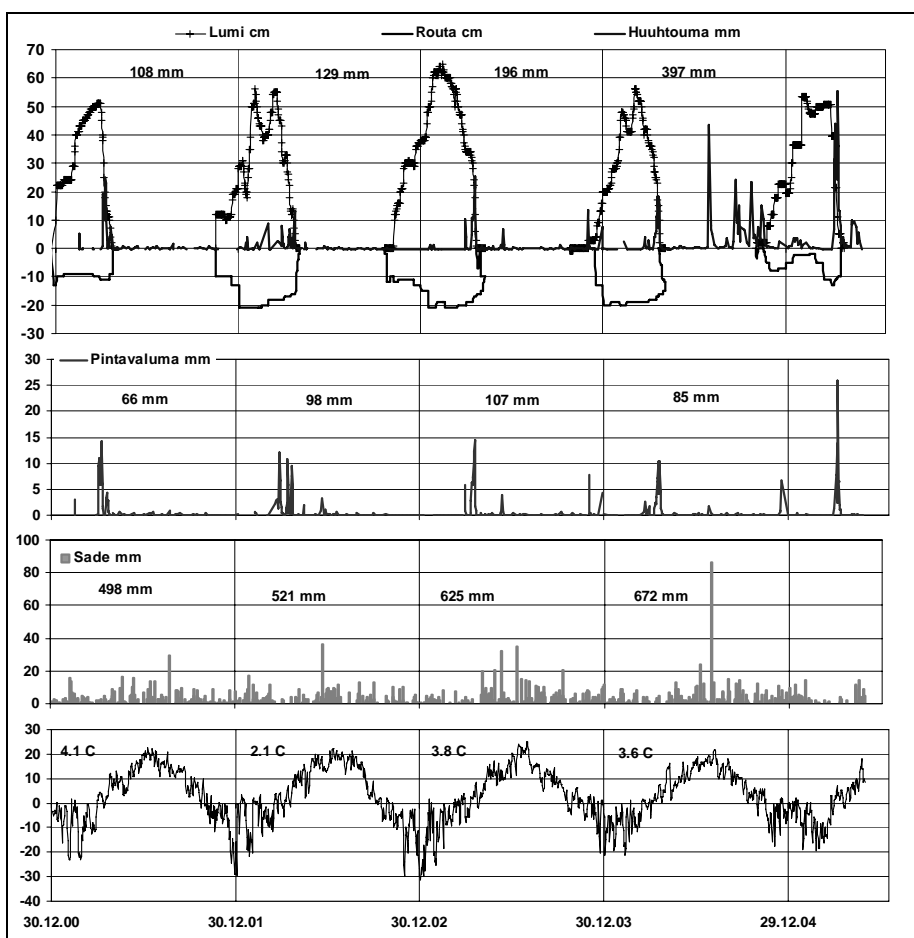
Maanäytteet otettiin lysimetreittäin 0-2, 0-25, 25-60 cm maakerroksista. Maanäytteistä analysoitiin kokonais- ja $\text{NO}_3\text{-N}$, sekä liukoisten pääravinteiden pitoisuus (Ca, K, Mg, ja P; Vuorinen ja Mäkitie 1955) sekä kokeen lopussa myös vesiliukoinen fosfori. Maan tiivistymistä mitattiin penetrometrilla (Findlay, Irvine Ltd, Penquick, UK; kärjen poikkipinta-ala 12.83 mm^2). Mittauksia otettiin 12 kpl per lysimetri. Samalla mitattiin maan pinnan kosteus TDR-kosteusmittarilla (Delta-T devices, Cambridge, UK).

Koemallina oli lohkoittain satunnaistettu koe. Samankaltaisten lysimetrien pari muodosti lohkon. Parin toinen lysimetri arvottiin apilalaitumeksi ja toinen heinälaitumeksi. Juomapisteet sijoitettiin samaan lohkoon. Laidunvuosien 2001-2004 data yhdistettiin ja analysoitiin toistettuina mittauksina. Koska edellisen kesän viljelytoimet vaikuttavat voimakkaasti seuraavan vuoden kevätvalumaan, huuhtoutumisdatan analysoinnissa käytettiin kalenterivuoden

sijasta hydrologista vuotta (1.6. – 31.5. välinen aika). Uusimisvuoden data analysoitiin erikseen. Juomapaikat eivät olleet mukana laskennassa.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tällä kentällä maan läpi huuhtoutuvan veden määrä riippuu kuluvan vuoden sademäärästä ja roudan paksuudesta (aineistossa vuodet 1986 - 2004, $R^2 = 0,73$). Keskimäärin lysimetrivaluntaa on ollut n. 200 mm v^{-1} ja pintavaluntaa n. 90 mm v^{-1} (Kuva 1). Pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli viiden mittausvuoden aikana yli 30 %. Pintavalumat syntyivät pääasiassa keväällä lumien sulaessa. Lumen ja roudan sulamisjärjestyksestä riippui miten sulamisvedet jakautuivat pinta- tai pohjavesivaluman kesken. Kesällä ja syksyllä pintavalumia esiintyi vain satunnaisesti.



Kuva 1. Lumen ja roudan syvyys sekä huuhtouman määrä; pintavaluma; sade ja vuorokauden keskilämpötila koevuosina. Luvut ilmaisevat kalenterivuosien summat.

Heinä- ja apilalaitumen laiduntaminen ja tuotto

Heinä- ja apilalaitumen tuotannon tunnusluvut ovat taulukossa 1. Kuiva-ainesadot olivat korkeat ja keskenään samaa tasoa ensimmäisinä kahtena vuonna. Kolmantena vuonna apilalaitumen kuiva-ainetuotto väheni ja oli noin 80 % heinälaitumen tuotosta. Laitumen korkea tuotto selittyy sillä, että laiduntaminen järjestettiin kummallekin laitumelle likimain optimaalisesti eikä sitä siksi voi suoraan verrata kesän mittaisten laidunkokeiden tuloksiin (esim. Virkajärvi ym. 2003). Apilalaitumen hyvän tuottavuuden taustalla on korkea apilapitoisuus: ensimmäisenä vuonna keskimäärin 49 % toisena vuonna 47 % ja kolmantena 76 %. Pitoisuus oli yleensä ensimmäisellä laidunkierroksella alhaisin ja nousi kesän edetessä. Korkean apilapitoisuuden vuoksi ero laitumien kuiva-aineen typpipitoisuudessa oli melko pieni. Aluksi heinälaitumen typpipitoisuus on korkeampi mutta viimeisenä vuonna hivenen matalampi kuin apilalaitumen. Nautayksikkövuorokausia, maitotuotosta ja maidon mukana poistuneen typen määrää ei voida verrata tilastollisesti, koska kummankin käsittelyn lysimetrit muodostivat yhden alueen, jolla eläimet saivat laiduntaa vapaasti. Keskiarvoista nähdään, että ero maitosadossa ja maidon mukana poistuneessa työssä oli samankaltainen kuin kuiva-ainetuotannossakin. Keskimäärin apilalaidun tuotti 9 % vähemmän maitoa ha⁻¹ vuosi⁻¹ kuin lannoitettu heinäladun.

Vaikutus maaperämuuttujiin

Sontakasojen halkaisija oli 31 cm ja virtsalaikkujen 68 cm. Sontalaikut peitivät 4 % laidunlasta ja virtsalaikut 17 % laidunkauden lopussa. Laiduntamisen aikana maan pintakerroksen viljavuusfosforin pitoisuus nousi 235 % lan-

Taulukko 1. Heinä ja heinä-apilalaitumen kuiva-ainetuotto, laiduntamisen tunnusluvut ja maidontuotanto laidunvuosina 2001-2003.

		kg KA ha ⁻¹	N-pit KA:ssa %	NYvrk ha ⁻¹	EKM kg ha ⁻¹	Maidon N-pit g l ⁻¹	Maidon N kg ha ⁻¹
Heinä	2001	11620	2.60	491	13890	5.18	70
	2002	12670	3.12	470	13680	5.38	67
	2003	12460	3.50	504	12580	5.50	69
Apila	2001	12010	2.37	482	12800	5.15	69
	2002	12230	2.94	481	13340	5.24	71
	2003	9920	3.57	388	10500	5.42	58
P-arvot	SE	684	0.064				
	Käsittely	0.24	0.13				
	Vuosi	0.16	< 0.001				
	K*V	0.08	0.03				

NYvrk = nautayksikkövuorokausi; EKM = energiakorjattu maito; SE = keskivirhe

noitetulla heinälaitumella kun taas apilalaitumella nousu oli vain 27 % (taulukko 2). Koska apilalaidun ei saanut lannoitusta, sen osalta nousua voidaan pitää laiduntavien eläinten aiheuttama. Kaliumpitoisuus nousi maan pintakerroksessa luultavasti virtsaamisen seurauksena (ks. Saarijärvi ym. 2006b). Kyntökerroksessa pitoisuus sen sijaan aleni. Tätä vastoin sekä magnesium- että kalsiumpitoisuudet vähenivät, paitsi apilalaitumen Mg pintakerroksessa, joka pysyi lähes vakiona. Vesiliukoisien fosforin pitoisuus on analysoitu vain kokeen lopussa. Lannoitetun heinälaitumen pintakerroksessa pitoisuus oli yli kolminkertainen ja kyntökerroksessakin lähes kaksinkertainen verrattuna apilalaitumeen. Kokonaistypen pitoisuus maassa käyttäytyi samantyyllisesti (taulukko 3).

NO₃-tyypen pitoisuus syksyisin vaihteli hyvin voimakkaasti eri vuosien välillä (taulukko 4). Käsittelyjen välinen ero oli merkitsevä vain vuonna 2002, jolloin apilalaitumen pintakerroksen NO₃-N pitoisuus oli korkeampi kuin heinälaitumen. Kyseisen vuoden syksyllä maan pinnan lämpötila sahasi pitkän aikaa 0 °C tienoilla ja oli jo alle 0 °C 2.10.2002 alkaen, on mikä todennäköisesti vaikuttanut havaittuihin arvoihin.

Taulukko 2. Viljavuusanalyysin tulokset kokeen alussa ja lopussa sekä vesiliukoisien fosforin pitoisuus 0 - 2 ja 0 - 25 cm kerroksessa (Käsittelykeskiarvot).

Syvyys			P H ₂ O	P	K	Mg	Ca
0-2	Heinä	2000	-	9.5	158	102	966
		2003	53	22.4	290	75	535
	Apila	2000	-	8.1	187	125	1203
		2003	16	10.3	280	131	1147
0-25	Heinä	2000	-	7.6	141	97	1096
		2003	16	9.9	97	97	971
	Apila	2000	-	4.8	149	111	1149
		2003	9	7.1	123	95	1053

Taulukko 3. Maan kokonaistypen pitoisuus 0-2 ja 0-25 cm maakerroksissa yhden (2001) ja kolmen laidunvuoden jälkeen (2003). Varianssianalyysin käsittelykeskiarvot, niiden keskivirhe (SE) ja p-arvot.

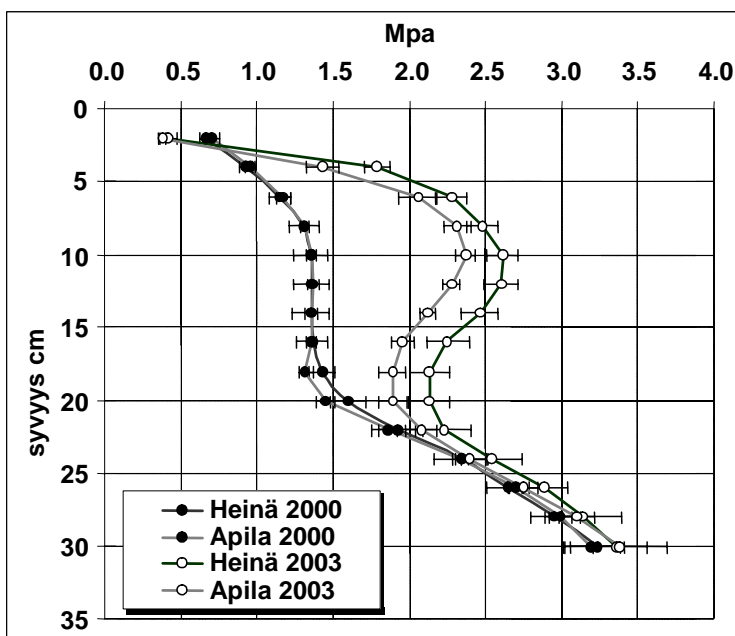
Profiili	Koejäsen	Vuosi	N, %	SE	P-arvot		
					Käsittely	Vuosi	Käs*Vuosi
0-2 cm	Heinä	2001	0.13	0.005	0.89	< 0.001	0.02
		2003	0.21	0.006			
	Apila	2001	0.14	0.005			
		2003	0.19	0.006			
0-25 cm	Heinä	2001	0.12	0.005	0.09	0.02	0.54
		2003	0.13	0.006			
	Apila	2001	0.13	0.005			
		2003	0.15	0.006			

Taulukko 4. NO₃-typen pitoisuus (mg l⁻¹) maan pintakerroksessa (0-2 cm) syksyisin yhden, kahden ja kolmen laidunvuoden jälkeen (varianssianalyysin käsittelykeskiarvot, niiden keskivirhe sekä käsittelyn p-arvo).

	27.9.2001	10.10.2002	30.9.2003
	NO ₃ -N, mg l ⁻¹		
Heinä	4.6	124.9	3.5
Apila	12.8	159.4	6.6
SE	3.35	6.25	1.22
p-arvo (laidun)	0.179	0.017	0.117

Penetrometri mittaa maan tunkeutumismuutosta, mikä epäsuorasti kertoo maan tiiveydestä. Tällä on puolestaan vaikutus veden liikkeisiin (mm. pinta- ja pohjavesivaluman suhde). Maan kosteus vaikuttaa lukemiin huomattavan paljon, minkä vuoksi eri vuosien tuloksia ei voi aina verrata toisiinsa. Kuvas- sa 2 näkyy tunkeutumismuutos eri syvyyksissä kokeen perustamisvuoden syk- sällä ja viimeisen laidunvuoden jälkeen.

Vuonna 2000 käsittelyt eivät eroa toisistaan. Mittausten mukaan maa on tiivistynyt kolmen laidunvuoden jälkeen. Vuonna 2003 heinälaidun on tiiviimpää (tunkeutumismuutos suurempi) kuin apilalaidun 4 - 18 cm syvyydessä. Syvemmillä eroa ei ole, eikä myöskään aivan pintakerroksessa (0-2 cm).



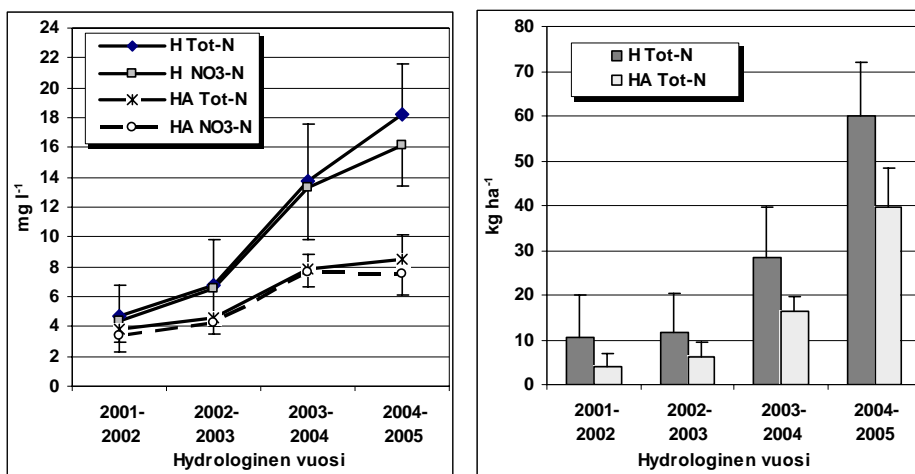
Kuva 2. Penetrometrin tunkeutumismuutos (Mpa) syksyllä 2000 ja 2003. Kukin mittauspiste on lysismetrikeskiarvo; vaakajana = ±keskivirhe.

Ravinteiden huuhtoutuminen pohjavesiin

Toista nurmikiertoa samassa paikassa sijaitsevan lannoitetun heinä- ja apilalaitumen lysimetriveden typpipitoisuus nousi vuosittain ja oli korkein nurmen uusimisvuonna 2004-2005 (kuva 3). Tulosten hajonta oli suurta, mutta heinä- ja apilalaitumen ero oli kolmantena vuonna merkitsevä. Heinälaitumen lysimetriveden typpipitoisuus ylitti EU:n juomavedelle asettaman suosituksen ($11,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) kolmantena laidunvuonna. Pitoisuus nousi vielä tästäkin uusimisvuoden aikana. Apilalaitumen lysimetrivesien typpipitoisuus pysyi kokeen aikana suositusrajan alapuolella. Juomapiste kuormitti pohjavettä eniten, heinälaitumella juomapisteen lysimetriveden kokonais-N pitoisuus ylitti pahimmillaan 48 mg l^{-1} , ja vastaava luku apilahaheinällä oli $27 \text{ mg kokonais-N l}^{-1}$. Sama kehitys näkyi myös pohjaveteen kohdistuvassa typpi-kuormituksessa, joka kasvoi vuosittain ja oli suurimmillaan nurmen uusimisvuonna 2004-2005 (Kuva 3).

Heinälaitumen osalta mitattu laidunvuosien kuormitus ($10,4 - 28,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) oli suurempi kuin edellisessä kokeessa ($1-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$; Saarijärvi ym. 2004a). Apilalaitumelta mitattu kuormitus oli tasoltaan selvästi alempi ($4,1 - 16,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$). Koska suurimmat päästöt syntyivät nurmen uusimisvuonna, tulos tukee aiempia tutkimustuloksia laidunnurmen uusimisesta (Saarijärvi ym. 2004a). Lannoitettu heinälaidun kuormitti pohjavettä selvästi enemmän kuin lannoittamaton apilalaidun, vaikka molempien käsittelyiden tuotantoaikutukset olivat lähes yhdenmukaiset.

Kalsiumin, kaliumin, magnesiumin ja natriumin huuhtoutuminen oli yhtä suurta molemmilta laitumilta (taulukko 5). Näiden ravinteiden huuhtoutumi-



Kuva 3. Lysimetriveden kokonais- ja nitraattityppipitoisuudet sekä huuhtoumat kg ha^{-1} nurmivuosina 2001-2004 sekä uusimisvuonna 2004-2005. H = heinälaidun; HA = apilalaidun; pystyjana = keskiarvo.

Taulukko 5. Ravinteiden huuhtoutuminen heinä- ja heinäapilalaitumelta laidunvuosien 2001-2004 sekä uusimisvuoden 2004-2005 aikana (hydrologiset vuodet).

	Vuosi	Ca kg ha ⁻¹	SE	K kg ha ⁻¹	SE	Mg kg ha ⁻¹	SE	Na kg ha ⁻¹	SE
Heinä	01-02	25	20.9	10	8.0	9	7.3	4	2.7
	02-03	24	13.8	10	5.2	10	4.7	5	2.1
	03-04	56	16.2	17	3.9	23	4.6	9	0.9
Apila	01-02	14	8.1	8	4.7	6	3.3	3	1.6
	02-03	20	9.6	11	6.5	8	4.1	6	2.6
	03-04	39	5.1	18	3.2	15	1.6	8	1.4
P-arvot									
Käsittely		0.44		0.97		0.29		0.63	
Vuosi		0.001		0.06		0.002		0.03	
K*V		0.57		0.82		0.48		0.93	
Heinä	04-05	107	18.0	36	6.5	44	8.2	20	2.2
Apila	04-05	76	7.5	44	6.5	30	3.1	20	2.2
P-arvot		0.16		0.17		0.16		0.96	

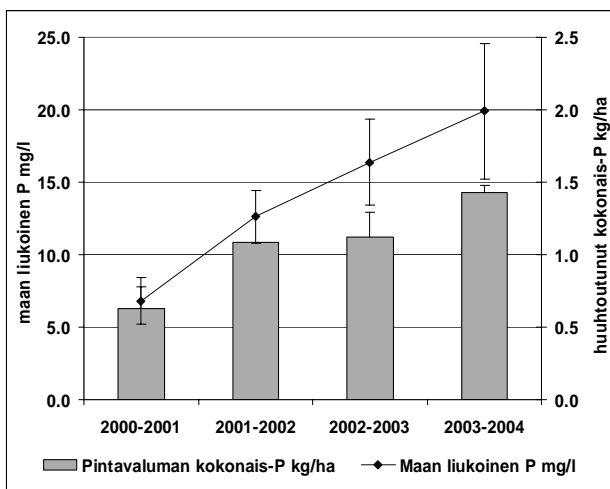
nen lisääntyi kokeen edetessä. Fosforia huuhtoutuu pohjavesiin merkityksettömiä määriä, 5 – 9 g ha⁻¹ v⁻¹, eikä koetekijöillä ollut tähän mitään vaikutusta. Korrelaatiomatriisista nähdään, että kalium oli herkin virtaamalle ja että huuhtoutuneen kokonaistypen ja kalsiumin sekä huuhtoutuneen NO₃-typen ja kalsiumin korrelaatio oli hyvin vahva, samoin kuin huuhtoutuneen kalsiumin ja magnesiumin korrelaatio (taulukko 6).

Ravinteiden huuhtoutuminen pintavalumassa

Nurmien pintavalunnasta Suomessa on niukasti aikaisempia havaintoja (Turtola & Kemppainen 1998). Pintavalumia mitattiin vain heinälaitumelta (n=2). Heinälaitumen P-kuormitus kasvoi laidunvuosien aikana (Kuva 4) ja se väheni laitumen uusimisvuonna aloitusvuoden lukemiin (0,7 kg kokonais-P ha⁻¹

Taulukko 6. Huuhtoutuneiden ravinteiden (kg ha⁻¹ kk⁻¹) keskinäiset korrelaatiokertoimet. Kaikkien p-arvot < 0.001.

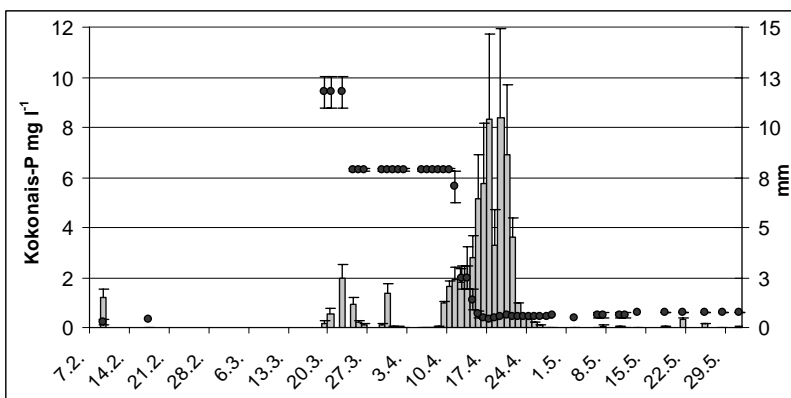
	Virtaama	Tot-N	NO ₃ N	NH ₄ N	Ca	K	Mg
Tot-N	0.75						
NO ₃ N	0.74	0.99					
NH ₄ N	0.84	0.69	0.69				
Ca	0.84	0.98	0.98	0.77			
K	0.98	0.84	0.83	0.82	0.91		
Mg	0.90	0.95	0.95	0.80	0.98	0.95	
Na	0.85	0.91	0.91	0.76	0.95	0.90	0.94



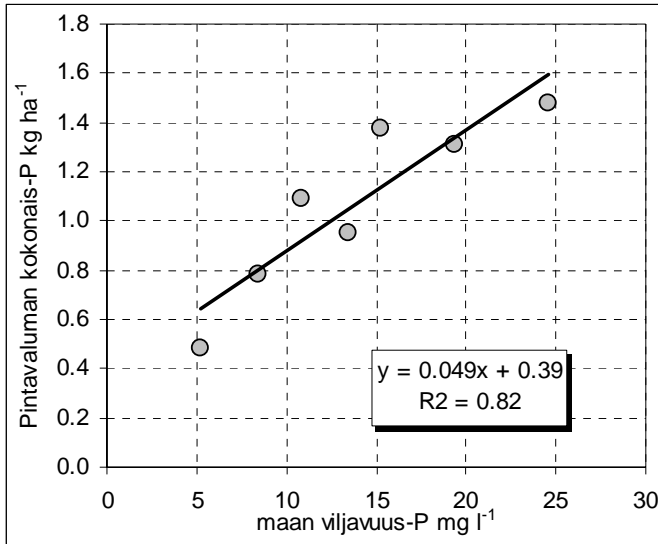
Kuva 4. Heinälaitumelta pintavalunnassa huuhtoutunut P:n ja maan viljavuus-P:n muutos vuosina 2001-2004. (Pystyjana = keskivirhe; n = 2).

v⁻¹). Huuhtoutuneesta fosforista liukoisen fosforin osuus oli noin 90 % mikä on suurempi kuin viljelymailta keskimäärin (28 %, Ekholm 1998) mutta samaa luokkaa kuin niitonurmilta aikaisemmin havaittu (Turtola & Kemppainen 1998). Tästä johtuen nurmien pintavaluman merkitys vesistöille korostuu, koska liukoinen fosfori on leville suoraan käyttökelpoista.

Kolmen laidunvuoden jälkeen liukoisen fosforin pitoisuus oli lumien sulamisen alussa hyvin korkea, mutta virtaaman lisääntyessä pitoisuus laski nopeasti (Kuva 5). Nurmen kyntäminen vähensi selvästi sekä liukoisen että kokonaisfosforin huuhtoutumista kevään valumavesien mukana. Tätä tukee myös Turtolan ja Kemppaisen (1998) Toholammin kentällä saama tulos, jossa kynnön jälkeisen kevään kokonaisfosforikuormitus oli alhaisin koko nurmikierron aikana.



Kuva 5. Kokonaisfosforipitoisuus (pallot) pintavalumassa (pylväät) kolmannen laidunvuoden jälkeisenä keväänä heinälaitumelta 2004. Pystyjana= keskivirhe; n=2.



Kuva 6. Heinälaitumen pintavalunnassa huuhtoutuneen P:n ja maan pinta-kerroksen (0-2 cm) viljavuus-P:n pitoisuuden yhteys vuosina 2001-2004.

Apilalaitumen vaikutusta pintaveden fosforikuormitukseen ei mitattu. Koska pintamaan liukoisen fosforin ja huuhtoutuneen fosforin välillä on selvä yhteys (Kuva 6), voidaan apilalaitumen alemman pintamaan viljavuusfosforipitoisuuden (taulukko 2) perusteella päätellä, että kuormitus on ollut merkittävästi vähäisempää kuin heinälaitumelta. Heinälaitumen pintavaluman typpi-kuormitus oli 4 - 5 kg kokonais-N ha⁻¹ v⁻¹. Suurin osa kokonaistypestä (64 %) oli ammoniumtyppimuodossa.

Mikrobikuormitus

Suolistomikrobipitoisuudet olivat laidunruuduilta yleensä kohtuullisen alhaisia. Somaattisia tai RNA-kolifaageja tai sulfiittia pelkistäviä klostrideja tai *tyrobuturicum*-ryhmän klostrideja ei juuri lainkaan voitu osoittaa. Myös enterokokkien lukumäärät olivat yleensä alle määritysrajan. Heinälaidunlysimeistä voitiin osoittaa fekaalisia koliformeja 26 näytteessä, kun taas 74:ssä ei niitä voitu osoittaa ja maksimiarvo oli 45 kpl/100 ml. Vastaavasti apilalaidunlysimeistä fekaalisia koliformeja oli 39 näytteessä, kun taas 80 niitä ei ollut. Tässä tapauksessa maksimiarvo oli 88 kpl/100 ml ruudussa, jossa tapahtui ehkä syyskesällä 2004 suolistomikrobien ja kokonaisbakteerien pitoisuuden nousu, joka kuitenkin meni ohi koeajan lopulla. Maksimiarvot tavattiin huhtikuussa, kun valunta oli runsasta.

Juomapaikkojen lysimetrivedet olivat selvästi useammin suolistomikrobien saastuttamia, ja heinälaitumen juomapisteestä näytti menevän lysimetrivesiin enemmän mikrobeja kuin apilalaitumen juomapisteestä. Heinälaitumen juo-

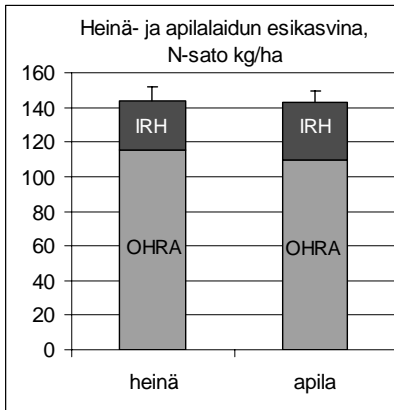
mapistelysimetristä fekaalisia koliformeja löydettiin 14 kertaa ja 32 kertana niitä ei löydetty, mutta maksimiarvo oli niinkin korkea kuin 545 kpl/100 ml. Apilan juomapistelysimetristä fekaalisia koliformeja löydettiin 15 kertaa ja 19 kertana niitä ei löydetty, mutta tässä maksimiarvo jäi 17 kpl/100 ml. Muutenkin heinälaitumen juomapaikkana olleesta lysimetristä löydettiin useammin ja enemmän muitakin mikrobeja (mm. kolifaageja, maksimi 800 kpl/100 ml) kuin vastavasta apilalysimetristä, josta tosin saatiin myös vähemmän vesinäytteitä. Pääsyyinä tähän lienee se, että heinälaitumen koko oli suurempi kuin apilalaitumen. Rehumäärä vakioitiin eläintä kohti samaksi molemmille koejäsenille, joten heinälaitumilla oli noin kaksinkertaisesti eläimiä juomapistettä kohti. Toinen mahdollinen selitys voisi olla apilalaitumen mahdollisesti pelkkää heinäladunta suurempi maan mikrobiologinen aktiivisuus, joka voisi tuhota suolistomikrobeja, mutta tätä aktiivisuutta ei mitattu.

Pintavaluntavesistä sekä salaojavedestä löydettiin hyvin usein fekaalisia koliformeja, siten että pintavaluntavesissä ja salaojavedessä peräti 78 ja 8:ssa oli näitä bakteereja ja vastaavasti vain 34 ja 2 vesinäytettä oli näistä mikrobeista puhtaita. Maksimipitoisuudet ovat tasoa 40 000 kpl/100 ml, joka on erittäin korkea ja vastaa jätevesien bakteeripitoisuutta. Myös kaikkia muitakin tutkittuja mikrobeja löytyi varsin usein näistä vesistä ja näissä maksimipitoisuudet ovat useita kymmeniä tai satoja kpl/100 ml ja *tyrobutyricum*-ryhmän klostrideissa jopa kymmeniä/1 ml, jolloin säilörehun saastumisriski ns. voihappoit-
oilla olisi jo suuri.

Kokonaislukutulokset on esitetty taulukossa 7 ja ne vahvistavat saman asian: pelkkä laidunnus ei ole riski pohjavesille, vaikka juomapaikasta voi joutua suurempaa kuormaa pohjavesiin. Sen sijaan pintavesiin sekä salaojavesiin joutuu hyvin runsas mikrobikuorma laiduntavien eläinten ulosteista ja muusta aktiviteetista. Heinä- ja apilalysimetrivesien kokonaisluvut eivät eroa toisistaan tilastollisesti merkittävästi t-testissä.

Taulukko 7. Heinä- ja apilaheinälaitumista (neljä rinnakkaista) lysimetrivesiin, pintavalumavesiin ja salaojavesiin joutuvien kokonaismikrobien geometriset keskiarvot kpl/ml eri vuosina.

Vuosi	Kokonaisluku kpl/ml lysimetrivesissä.					
	Heinä- laidun	Apila- laidun	Juomapaikka, heinälaidun	Juomapaikka, apilalaidun	Pinta- valuma	Salaoja
2001	10000	12000	9000	2500	130000	120000
2002	1400	600	3600	2500	350000	130000
2003	8000	10000	48000	7700	790000	72000
2004	8400	14000	20000	9600	81000	100000
2005	5000	5600	6200	7700	120000	89000
kaikki	6300	8700	11000	5800	190000	100000



Kuva 7. N-sadot uusimisvuonna ilman N-lannoitusta. Ohrakokovilja korjattiin niittämällä ja italianraiheinä (IRH) laidunnettiin kerran (pystyjanat = keskivirhe).

Laitumien uusimisvuosi

Nurmi uusittiin kolmen laidunvuoden jälkeen kyntämällä se keväällä ja kylvämällä kaikille lysimetreille ohra-raiheinä –seos. Laidunvuosien kasvusto ei vaikuttanut kokoviljasatoon eikä laidunnetun italian raiheinän määrään tai sen typpisatoon, sillä kummankin laitumen typpisato oli n. $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, josta ohrakokovilja tuotti suurimman osan. (Kuva 7).

Typen ja fosforin ravinnetaseet

Ravinnetaseista tärkeimmät ovat N- ja P-taseet. Taseisiin laskettiin saanti- puolelle lannoitteet, laskeuma ja väkirehut, poistopuolelle maito, lypsyn aikana eritteissä navettaan jääneet ravinteet, laitumelta haihtuneet kaasumaiset typpipäästöt sekä pinta- ja pohjavesikuormitus (Taulukko 9).

Apilalaitumen N-taseen tärkein tekijä on symbioottinen typensidonta. Tätä kokeessa ei määritetty, joten sen määrä on estimoitu laitumen kuiva- ainesadon, laitumen hyväksikäyttöasteen, laitumen apilapitoisuuden sekä apilan typpipitoisuuden perusteella. Kuiva-ainesato mitattiin, hyväksikäyttöaste arvioitiin sekä tarjolla olevan laitumen funktiona (RHA; Virkajärvi 2004) että laitumen loppukorkeuden funktiona (Virkajärvi ym. 2002). Nettosadon, mitatun apilapitoisuuden sekä kirjallisuudesta saadun apilan N-pitoisuuden (Kauppila 1992) perusteella laskettiin nettosadossa olleen apilan sisältämän typen määrä. Laskelmassa 95 % tästä oletetaan olevan peräisin biologisesta typensidonnasta (Jørgenssen & Jensen 1997; Høgh-Jensen & Schjoerring 2001), koska heinäkasvien oletetaan ottaneen pääosan maasta vapautuvasta mineraalitypestä. Apilan osalta pintavaluman, NH_3 haihtumisen tai typen kaasumaisten emissioiden mukana systeemistä poistunutta typpeä ei otettu huomioon, koska niitä ei mitattu (heinälaitumen osalta typen oksidit: katso Regina ym. 2006, NH_3 -haihtuminen: Saarijärvi ym. 2006c). Tämä aiheuttaa pientä epätarkkuutta taselaskelmiin, mutta puutteineenkin laskelma antaa melko kattavan kuvan typen kierrosta eri laidunsystemeissä Suomessa.

Heinälaitumen typpitase oli laidunvuosina keskimäärin 105 kg N ha⁻¹ v⁻¹ ja apilalaitumen tase 66 kg N ha⁻¹ v⁻¹ ylijäämäinen. Koska apilalaidun tuotti lähes saman määrän kuiva-ainetta kuin lannoitettu heinäladunkin ja uusimisen jälkeinen sato oli molemmilla käsittelyillä yhtä suuri (n. 140 kg N ha⁻¹), typensidonnan on täytynyt olla merkittävää. Toisaalta koska laidun- ja uusimisvuosien aikana apilalaitumelta huuhtoutui vähemmän typpeä kuin heinälaitumelta, apila tuskin sitoi täyttä lannoitetypen määrää. Tämän perusteella estimaatti 150 kg N ha⁻¹ v⁻¹ lienee oikeaa suuruusluokkaa. On kuitenkin muistettava, että biologinen typensidonta on hyvin säädeltyä; jos maassa on vapaata mineraalityppeä huuhtoutumisriskiksi asti, kasvi käyttää vapaata typpeä ja sidontaintensiteetti vähenee, mikä vähentää huuhtoutumista. Säättely on erityisen merkittävää juuri laitumella, jossa virtsan mukana tuleva typpi aiheuttaa voimakkaita ajallisia ja paikallisia muutoksia typen konsentraatiossa (esim. Thomas 1992, Whitehead 1995).

Lopputaseet koko laidunkierron ajalta (3 laidunvuotta ja uusiminen) sisältävät maan typpipoolin muutokset ja denitrifikaation. Laidunvuosien tase on käytännössä sama kuin typen porttitase suomalaisilla lypsykarjatiloiilla (104 kg N ha⁻¹ v⁻¹, mutta uusimisvuosi huomioiden selvästi alempi (Virtanen & Nousiainen 2005).

Taulukko 9. Heinä- ja apilalaitumen keskimääräinen N-saanti ja -poistuma (kg ha⁻¹ v⁻¹) kolmen nurmivuoden sekä uusimisvuoden aikana sekä tase koko kierron ajalle laskettuna.

	Laidunvuodet		Uusimisvuosi	
	Heinä	Apila	Heinä	Apila
N saanti kg ha⁻¹ v⁻¹				
Lannoitteet	220	0	0	0
Väkirehu	67	62	15	15
Laskeuma*	3	3	4	4
Biologinen N sidonta**	0	150	0	0
Kokonaissaanti kg ha⁻¹ v⁻¹	290	215	19	19
N poistuma kg ha⁻¹ v⁻¹				
Sato			144	143
Maito	69	66	20	20
Sonta ja virtsa lypsyaikana	71	66	19	19
NH ₃ -N haihdunta ***	16	Em ****	Em	Em
N ₂ O-N haihdunta ***	8	8	Em	Em
Pintavalunta	4	Em	3	Em
Huuhtouma	17	9	60	40
Mitattu kokonaispoistuma kg ha⁻¹ v⁻¹	185	149	246	222
Vuositase kg ha⁻¹ v⁻¹	105	66	-227	-203
Koko kierto			Heinä	Apila
N tase				
Tase kg ha ⁻¹ v ⁻¹ (saanti-poistuma)			105	66
Tase 3 vuoden aikana kg ha ⁻¹			315	198
Uusimisvuoden kokonaispoistuma kg ha ⁻¹			-227	-203
Tase (Ei selitystä) kg ha⁻¹			88	-5

* Vuorenmaa ym. 1998; ** Arvio; *** Saarijärvi ym. 2004; **** Em = ei määritetty

Fosforitase on laskettu vain heinälaitumen laidunvuosille, koska apilalaitumella ei ollut pintakeräimiä (Taulukko 10). Väkirehun osuus on noin kolmasosa koko fosforin saannista. Laskeuman fosfori on niin vähäinen, ettei sitä oteta tässä laskelmassa huomioon. Fosforitase on selvästi positiivinen ja vuosittain maahan kertyi 20 – 21 kg ha⁻¹ P, josta osa näkyi viljavuus-P:n nousuna ja pääosa pidättyi vaikealiukoiseen muotoon. Apilalaitumet eivät saaneet lannoitusta, joten niiden tase on todennäköisesti lievästi negatiivinen. Laitumen fosforitase laidunvuosilta on odotetusti korkeampi kuin suomalaisten maitotilojen keskimääräinen porttitase (11,7 kg P ha⁻¹ v⁻¹; Virtanen & Nousiainen 2005)

Salon ja Turtolan (2006) mukaan typpitase ei ole sopiva työkalu huuhtoutuvan typen määrän arvioimiseksi vuosittain silloin, kun viljely on hyvän maatalouskäytännön mukaista. Tämä tutkimus tukee samaa johtopäätöstä. Typpitaseesta ei pystynyt ennustamaan vuosittain huuhtoutunutta typpimäärää kummankaan käsittelyn osalta. P-tase on hyvin stabiili, ja koska pintavalunnan mukana huuhtoutunut P-määrä ovat suhteellisen pieni saantiin verrattuna, tase ei tässä tapauksessa anna luotettavaa kuvaa huuhtoutumisriskistä. Vaikka taseet eivät sovellukaan yksittäisen vuoden kuormituksen arvioimiseen, toisaalta vuodesta toiseen runsaasti ylijäämäiset N- että P-taseet kertovat pitkällä aikavälillä pellon potentiaalista purkaa ravinteita ympäristöön sopivien olosuhteiden sattuessa. Ylenmääräinen ravinteiden käyttö on myös viljelijän kannalta tappiollista eikä sellaista ole enää nykyään syytä sallia. Koska laidunvuosien taseet ovat tavanomaista viljelykäytäntöä noudattaen selvästi positiiviset, olisi tämä syytä huomioida viljelykierrossa ja laitumien uusimisessa. Fosforin osalta suositukset korjaavat osan tilanteesta, sillä lannoitusuusitus alenee fosforiluokan noustessa.

Taulukko 10. Heinälaitumelle annettu ja poistunut fosfori laidunvuosina 2001 – 2004 ja uusimisvuona 2004-2005 (hydrologiset vuodet).

	2001- 2002	2002- 2003	2003- 2004	Keski- määrin	2004-2005
Annettu kg ha⁻¹					
Väkilannoite	22,8	22,8	22,8	22,8	0,0
Väkirehu	13,6	13,1	14,0	13,6	3,6
Yhteensä	36,4	35,9	36,8	36,4	3,6
Poistunut kg ha⁻¹					
Maito	12,2	12,0	11,0	11,7	3,2
Lypsyaikana eritetty	7,3	7,7	7,5	7,5	2,5
Pintavalunta	1,1	1,1	1,4	1,2	0,74
Pohjavesivalunta	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03
Yhteensä	20,6	20,8	20,0	20,4	6,5
Tase kg ha ⁻¹	15,8	15,1	16,8	15,9	-2,9

Nurmen ja erityisesti laitumen uusimisen kanssa ollaankin paradoksaalisessa tilanteessa: syyskyntö lisää typen huuhtoutumista pohjaveteen ja verottaa näin seuraavan kasvuston typpivaroja. Toisaalta taas syyskyntö saa liukoista fosforia pidättymään maahan ja vähentää pintavesien fosforikuormitusta. Tähän suhteeseen vaikuttaa tietenkin vesistöjen ja pohjavesialueiden sijainti peltoihin nähden, pellon maalaji ja kaltevuus yms., mutta ainakin hietamaiden osalta kyseessä on myös arvoelementti: suojellaanko pinta- vai pohjavesiä ja millä perusteella? Kevätkyntö vähentää tai tekee tarpeettomaksi seuraavan kasvin typpilannoituksen, mutta toisaalta taas saattaa lisätä rikkakasvien torjunnan tarvetta.

Yhteenveto

Koska apilaheinälaitumen tuotantovaikutus oli yhtä hyvä ja huuhtoumat selvästi pienempiä kuin lannoitetun heinälaitumen, apilaa tulisi suosia laidunkasvina vastaavilla alueilla. Juomapisteen paikkaa on syytä vaihtaa kesän aikana. Uusimismenetelmän valinnassa kannattaa miettiä ensisijaista suojelutarvetta: pinta- vai pohjavesi? Pintavesien suojelussa hietamailla parempi vaihtoehto saattaa olla syyskyntö, pohjavesien osalta taas kevätkyntö. Jos uusimisessa käytetään kevätkyntöä, seuraava kasvi tarvitsee hyvin vähän tai ei ollenkaan typpilannoitusta uusimisvuonna. Ravinnetase on arveluttava työkalu vuosittaisen kuormitusriskin arvioimiseen. Tase pitäisi laskea vähintään koko viljelykierrolle, ja silloinkin se kertoo lähinnä kuormituspotentiaalista, ei todellisesta tilanteesta.

Pohjavesien suojelua ajatellen heinälaitumella tai apilaheinälaitumella ei ole eroa. Heinälaitumen juomapaikasta tulee pohjaveteen suurempi mikrobi-kuorma kuin apilaheinälaitumesta, mutta kokeessa juomapaikkaruutuja oli vain yksi, joten liian pitkälle meneviä johtopäätöksiä ei voida tehdä ja osin tämä voi johtua siitä, että apilajuomapisteestä saatiin vähemmän näytteitä kuin heinäjuomapisteestä. Pintavedet ja salaajavedet sitä vastoin saavat laidunmaista suuren mikrobi-kuorma, josta suuri osa tulee keväällä tai syksyllä.

Yhteenvetona voidaan todeta:

- Lannoittamaton apilalaidun tuotti noin 9% vähemmän maitoa $\text{kg ha}^{-1} \text{v}^{-1}$ kuin suositusten mukaan lannoitettu heinälaidun.
- Vaikka lysimetrit sijaitsivat vettä hyvin läpäisevällä hietamaalla, pintavalunnan osuus oli noin 30 % kokonaisvalunnasta. Se muodostui pääosin lumen sulamisvesistä keväällä.
- Pohjavesiin huuhtoutuneen typen pitoisuus ja määrä nousivat kummallakin laitumella laidunvuosien kuluessa. Heinälaitumelta huuhtoutui

enemmän tyyppiä kuin apilalaitumilta kolmantena laidunvuonna ja uusimisvuonna.

- Liukoisen fosforin osuus pintavaluman kokonaisfosforista oli korkea, n 90 %. Liukoisen fosforin pitoisuus maan pintakerroksessa selitti 82 % heinälaitumelta huuhtoutuneen fosforin määrän vaihtelusta. (Regressioyhtälö: huuhtoutuneen fosforin määrä $\text{kg ha}^{-1} \text{v}^{-1} = 0.049 \times \text{liukoisen P pitoisuus pintamaassa mg l}^{-1} + 0,39$).
- Laiduntaminen ei ole uhka pohjavesille mikrobikuormituksen osalta. Pintavesiin kuormitus voi olla runsasta.
- Alueilla, joilla on erityisesti suojeltava pohjavesiä $\text{NO}_3\text{-N}$ saastumiselta, on kevätkyntö, vähäinen typpilannoitus ja hyvä kasvipeite suositeltava vaihtoehto. Valkoapilan käytön lisäämistä yhdessä lannoituksen vähentämisen kanssa voidaan suositella.

Kirjallisuus

- Ekholm, P. 1998. Algal available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Dissertation. Department of Limnology and Environmental Protection, University of Helsinki, Finland. 60 s.
- Høgh-Jensen, H. & Schjoerring, J. K. 2001. Rhizodeposition of nitrogen by red clover, white clover and ryegrass leys. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 439-448.
- Järvenranta, K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2002. Laiduntamisen ja säilörehuniiton aiheuttama ravinne- ja mikrobikuormitus pohjaveteen hietamailla. Teoksessa: Hopponen, A. (toim.). Maataloustieteen päivät 2002. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote nro 18. Helsinki: Suomen Maataloustieteellinen seura. 4 s. Saatavissa internetistä: <http://www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura/julkaisut/esit/34jarvenranta.pdf>
- Jørgensen, F. V. & Jensen, E. S. 1997. Short term effects of a dung pat on N_2 fixation and total N uptake in a perennial ryegrass/white clover mixture. *Plant and Soil* 196: 133-141.
- Kauppila, R. 1992. Viherlannoituksen viljelytekniikka. Teoksessa: Varis, E. & Kauppila, R. (toim). Viherlannoituskokeiden tuloksia vuosilta 1979-87. Helsingin yliopiston Kasvintuotantotieteen laitoksen julkaisuja no 30. Helsinki: Kasvintuotantotieteen laitos, Helsingin yliopisto. 260 s.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uu-

- si-Kämpmä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 88-100.
- Saarijärvi, K. & Virkajärvi, P. 2004. Laitumen fosforikuormitus, tase ja pintavalunta. Teoksessa: Hopponen, A. & Rinne, M. (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, 12.-13.1.2004 Viikki, Helsinki. Esitelmät ja posterit. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote nro 19. Helsinki: Suomen maataloustieteellinen seura. 4 s. Saatavissa internetistä: <http://www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura/julkaisut/esi04>
- Saarijärvi, K., Maljanen, M., Mattila, P., Virkajärvi, P. & Martikainen, P. 2004. Nitrous oxide and ammonia emissions from dairy pasture in Finland. *Grassland Science in Europe* 9: 337-339.
- Saarijärvi K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2004a. N and P leaching and microbial contamination from intensively managed pasture and cut sward on sandy soil in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 621-630.
- Saarijärvi, K., Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006c. Laitumen ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpmä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT.s. 75-87.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2006a. Säilörehu- ja laidunnurmen pohjavesikuormitus. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpmä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 7-17.
- Sairanen, A., Khalili, H., Nousiainen, J.I., Ahvenjärvi, S. & Huhtanen, P. 2005. The effect of concentrate supplementation on nutrient flow to the omasum in dairy cows receiving freshly cut grass. *Journal of dairy science* 88: 1443-1453
- Salo, T. & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 113: 98-107.
- Thomas, R.J. 1992. The role of legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass and Forage Science* 47: 133-142.
- 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.
- Uhlen, G. 1988. Surface runoff losses of phosphorus and other nutrient elements from fertilized grassland. *Norwegian Journal of Agricultural Science* 3: 47-55

- Virkajärvi, P. 2004. Growth and utilization of timothy-meadow fescue pastures. Academic Dissertation. Department of Applied Biology, University of Helsinki, Finland. Section Crop Husbandry, Publication no 19. 56 s.
- Virkajärvi, P., Sairanen, A., Nousiainen J.I. & Khalili, H. 2003. Sward and milk production response to early turnout of dairy cows to pasture in Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 12: 21-34.
- Virkajärvi, P., Sairanen, A., Nousiainen, J.I. & Khalili, H. 2002. Effect of herbage allowance on pasture utilization, regrowth and milk yield of dairy cows in early, mid and late season. *Animal Feed Science and Technology* 97: 23-40.
- Virtanen, H. & Nousiainen, J. 2005. Nitrogen and phosphorus balances on Finnish dairy farms. *Agricultural and Food Science* 14: 166-180.
- Vuorenmaa, J., Järvinen, O. & Vänni, T. 1998. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa 1997. Suomen ympäristökeskuksen moniste. 66 s.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications* 63: 1-14.
- Whitehead, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. Wallingford: CAB International. 397 s.

Typpifraktioiden dynamiikka sekä nurmen typenotto sonta- ja virtsalaikuissa

Kirsi Saarijärvi¹⁾, Minna Karppinen²⁾ ja Perttu Virkajärvi¹⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, etunimi.sukunimi@mtt.fi

²⁾ Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto minna.karppinen@helsinki.fi

Tiivistelmä

Maaperän typen liikkeitä ja dynamiikkaa on selvitetty lukuisissa tutkimuksissa. Ennen tärkeimpänä liikkuvana poolina pidettiin mineraalityppeä, mutta sittemmin on havaittu, että suuri osa typestä on liukoisessa orgaanisessa muodossa. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää pellolla sonnan ja virtsan typpifraktioiden dynamiikkaa maassa sekä kasvuston ravinteiden hyväksikäyttöä. Laidunta simuloivalle koelalle levitettiin sontakasoja ja virtsalaikkuja nurmen sadon ja kehitysasteen mukaan päätellyn toisen laidunkierroksen aikana. Kasojen ja laikkujen sekä pelkän väkilannoituksen vaikutusta maaperään seurattiin maa- ja kasvinäytteiden avulla. Alue lannoitettiin normaalin laitumen tapaan kolme kertaa kesän aikana. Käsittelyiden purkuhetket olivat 0, 1, 3, 5, 10, 21, 49, 77, 120 ja 330 vuorokauden kuluttua käsittelystä. Sontakan ympäryys saksittiin 0-5, 5-10 ja 10-15 cm etäisyydeltä. Virtsalaikuista leikattiin levitetyn laikun kokoinen sisäkehä, siitä 15 cm päähän ulottuva keskikehä ja keskikehästä 15 cm päähän ulottuva ulkokehä. Kontroleista vain keskikehä leikattiin. Maanäytteet otettiin 0-2, 2-10, 10-25, 25-45 ja 45-60 cm kerroksista.

Virtsalaikun ja sontakan vaikutus kasvustoon näkyy viiveellä: vasta 49 vrk kokeen alusta eritteet lisäsivät sekä typpi- että kuiva-ainesatoa kontrolliin verrattuna. Yhteensä nurmi käytti sonnan typestä kokeen aikana 7 % ja virtsan typestä 11 %. Hyväksikäyttöasteiden perusteella laitumelle tulevasta typpimäärästä n. 100 kg N ha⁻¹ v⁻¹ joko immobilisoituu (tai sonnan osalta ei mineralisoidu), haihtuu tai huuhtoutuu. Läpi kokeen kontrollikohdan maassa oli liukoisista typpifraktioista eniten liukoista orgaanista tyyppiä. Lannoitteen mineraalityppi hävisi maasta kolmen viikon kuluessa lannoitteen antamisesta. Maan mineraalitypen määrästä ei pystynyt arvioimaan nurmen kasvupotentiaalia, koska kontrollikohdassa nurmi kasvoi syksyllä normaalisti, vaikka mineraalityppeä ei ollut maanäytteissä lainkaan. Kirjallisuuden perusteella maan orgaanisen typen määrä vaikuttaa maasta mineralisoituvan typen määrään. Tässä kokeessa tätä käsitystä ei voitu arvioida, mutta tulosten perusteella maan liukoisen orgaanisen typpipoolin ja typen mineralisaation välistä suhdetta on syytä tutkia tarkemmin.

Avainsanat: nurmet, laitumet, typpi, fosfori, maaperä, sonta, virtsa, karjanlanta

Johdanto

Maaperän typen liikkeitä ja dynamiikkaa on selvitetty lukuisissa tutkimuksissa. Typen monimuotoisen esiintymisen ja nopean fysikaalisen ja kemiallisen liikkuvuuden takia vanhemmissa tutkimuksissa ei kuitenkaan ole pystytty tarkentamaan eri poolien ja reaktioreittien merkitystä typen dynamiikkaan laitumilla. Tutkimusmenetelmien ja määrittystekniikan kehittyessä dynamiikan selvittäminen on helpottunut ja nykyisillä menetelmillä pyritään olennaiset fraktiot ja reaktioreitit erottamaan toisistaan. Ennen tärkeimpänä liikkuvana poolina pidettiin mineraalitypeä, mutta sittemmin on havaittu, että myös orgaanisesta tuestä osa on liukoisessa tai liukenevassa muodossa ja siten mahdollisesti kasvien käytettävissä ja alttiina huuhtoutumaan mineraalitypen tavoin. Ulkomaisten tutkimusten mukaan liukoista orgaanista tuesta on maassa yhtä paljon kuin mineraalitypeä, joten se on otettava huomioon yhtä tärkeänä tekijänä kuin perinteinen nitraatti- ja ammoniumtyppi (Bhogal ym. 2000, Murphy ym. 2000). Liukoisen orgaanisen typen koostumus on jaoteltu alhaisen ja korkean molekyylipainon omaaviin yhdisteisiin, mutta näiden fraktioiden tarkkaa sisältöä ei ole määritetty (Jones ym. 2004).

Sonta sisältää tuesta n. 2 - 4 % riippuen dieetin typpipitoisuudesta. Kirjallisuuden mukaan sonnan tuestä yli 80 % on orgaanisessa muodossa (mm. Stevenson 1982). Tämä osuus ei ole mineraalitypen tapaan välittömästi kasvien käytettävissä vaan se vapautuu hitaasti, kun orgaaniset yhdisteet hajoavat. Hajoamisnopeuteen vaikuttavat eniten kosteus, lämpötila ja sonnan kuiva-ainepitoisuus sekä säätila välittömästi sontakasan erittämisen jälkeen. Jos ilma on kuuma ja kuiva, sonna kuorettuu ja hajoaminen kestää pitkään (jopa yli 100 vrk), jos taas sontimista seuraa vesisade, kasa liettyy ja hajoaa nopeasti (17 vrk; Haynes & Williams 1993). Kokonaisuudessaan sonnan orgaanisesta tuestä vapautui Chadwickin ym. (2000) mukaan 200 päivän aikana kasvien käyttöön vain 11 – 23 % riippuen sonnan C/N suhteesta. Sonnan fosforista erittyy 80 %:a epäorgaanisessa muodossa, joka sitoutuu nopeasti maapartikkelien pinnalle. Loppu vapautuu hitaasti sonnan orgaanisen fraktion hajotessa (Haynes & Williams 1993). Pakkasen ja lumipeitteen vaikutuksia sontakasan hajoamiseen ja ravinteiden vapautumiseen ei juurikaan ole tutkittu.

Virtsan ei sisällä merkittävästi fosforia ja sen sisältämä typpi on lähes täydellisesti liukoisessa muodossa, joka on heti kasvien käytettävissä. Osa tuestä (vajaat 20 %; Saarijärvi ym. 2006b) menetetään ammoniakkina ennen kuin se ehtii kasvien käyttöön, mutta muuten kysymys on lähinnä siitä, miten suuren osan tuestä kasvit ehtivät käyttää ennen kuin se huuhtoutuu juurivyöhykkeen alapuolelle ja voiko typpi enää nousta kapillaariveden mukana uudelleen kasvien ulottuville. Virtsan polttovaikutus saattaa vahingoittaa kasvustoa

eikä se pysty täysin hyödyntämään tyypeä tältäkään osin (Haynes & Williams 1993).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää pellolla sonnan ja virtsan typifraktioiden dynamiikkaa sekä kasvuston typen hyväksikäyttöä. Tulokset antavat tietoa kasvien kyvystä käyttää sonta- ja virtsalaikun ravinteita sekä selvittävät ravinteiden sivusuuntaista liikettä maaperässä.

Aineisto ja menetelmät

Koelalle levitettiin sontakasoja ja virtsalaikkuja nurmen sadon ja kehityksen mukaan päätellyn toisen laidunkierroksen aikana. Kokeessa käytettiin simuloituja sontakasoja ja virtsalaikkuja, koska näin saatiin keskikokoiset ja keskenään samanlaiset eritekohdat ja vältettiin eritteiden osuminen päällekkäin, mikä vaikeuttaisi tutkimusta. Koalue lannoitettiin normaalin laitumen tapaan kolme kertaa kesän aikana. Ensimmäinen lannoitus oli 20.5.2003 (88 kg N ha⁻¹), toinen 12.6.2003 (80 kg N ha⁻¹) ja kolmas 3.7.2003 (56 kg N ha⁻¹).

Kokeessa levitettävä sonta ja virtsa kerättiin laiduntavilta lehmiltä navetassa lypsyn aikana. Ennen levitystä eritteet sekoitettiin homogeenisiksi ja niistä otettiin analyysinäytteet. Levitettävien sontakasojen halkaisija oli 31 cm ja virtsalaikkujen 68 cm. Sontakasojen ja virtsalaikkujen koko oli mitattu suoraan laitumelta löytyneistä eritteistä (Saarijärvi ym. 2006a). Sontakasat tehtiin halkaisijaltaan 36 cm pyöreän muoviverkon (silmäkkö 1,5 mm) päälle. Virtsa punnittiin ruudulle 2,37 kg ja sontaa 2,47 kg. Punnittavat määrät oli saatu keräämällä lehmiltä navetasta erikseen sonta- ja virtsanäytteitä n. 50 kpl kumpaakin ja laskemalla niistä kertaerityksen keskimääräinen massa.

Kasojen ja laikkujen vaikutusta maaperään seurattiin maa- ja kasvinäytteiden avulla. Virtsaruuuilla purkuhetket olivat 0, 1, 3, 5, 10, 21, 49, 77 ja 120 vuorokauden kuluttua käsittelystä sekä seuraavana keväänä. Sontaruuduilla purkuajankohdat olivat 3, 5, 10, 21, 49, 77 ja syksyllä 120 vuorokauden kuluttua käsittelystä. Syksyn näytteet otettiin juuri ennen routaa. Seuraavana keväänä 330 vrk kokeen alusta näytteet otettiin heti, kun routa oli sulanut (6.5.2004). Näin saatiin selville sonta- ja virtsaruuuilla talven aikana tapahtunut muutos. Sonta- ja virtsaruuujen lisäksi alueella oli vastaava määrä kontrolliruutuja, jotka saivat pelkän väkilannoitteen, ja joista otettiin maanäytteet samalla kun käsittelyruuduista. Purkuhetki 21 vrk osui kolmannelle laidunkierrokselle, 49 vrk neljännelle laidunkierrokselle ja 77 vrk viidennelle laidunkierrokselle (Taulukko 1). Ennen maanäytteiden ottoa kasvikehät kasojen ja laikkujen kohdalta leikattiin 7 cm sänkeen.

Koelaa niitettiin ruutuniittokoneella laidunkierrosta 1 vastaavalla kasvuasteella 12 vuorokautta ennen kokeen alkua 10 cm sänkeen ja laidunkierrosta 2 vastaavalla hetkellä eli kokeen alkamispäivänä 7 cm sänkeen. Alkukierrosten

Taulukko 1. Koejakson purkuhetkien päivämäärät ja kumulatiiviset säätiedot sekä maan kosteus purkuhetkellä (TDR). Kunkin purkuhetken kohdalla ilmoitetaan edellisen hetken jälkeen kumuloitunut summa.

Purku	Vrk	Pvm	Sade mm	Haihdunta mm	Lysimetri- valunta mm	Pinta- valunta mm	TDR-kosteus (m ³ m ⁻³)
1	0	9.6.2003	0	2	0,0	0,0	0,329
2	1	10.6.2003	33	3	0,3	0,7	0,402
3	3	12.6.2003	11	10	7,8	0,0	0,357
4	5	14.6.2003	2	7	2,8	3,9	0,344
5	10	19.6.2003	4	16	2,9	0,7	0,334
6	21	30.6.2003	11	52	1,6	0,0	0,290
7	49	28.7.2003	71	131	0,4	0,7	0,444
8	77	25.8.2003	57	81	0,0	0,4	0,323
9	127	14.10.2003	110	61	1,4	1,6	0,375
10	332	6.5.2004	259	-	146,5	97,0	-

nurmisato oli 562 kg ka ha⁻¹ ja 1154 kg ka ha⁻¹ ja N-sato 28 ja 34 kg N ha⁻¹. Varsinaiset kasvustonäytteet otettiin ensimmäisen kerran laidunkierrosta 3 vastaavalla purkuhetkellä 21 vrk kokeen alusta. Sontakan ympärys saksittiin 7 cm sänkeen 0-5, 5-10 ja 10-15 cm etäisyydeltä. Virtsalaikuista leikattiin levitetyn laikun kokoinen sisäkehä, siitä 15 cm päähän ulottuva keskikehä ja keskikehästä 15 cm päähän ulottuva ulkokehä. Kontrolleista vain keskikehä leikattiin. Satovaikutusalat on esitetty taulukossa 2.

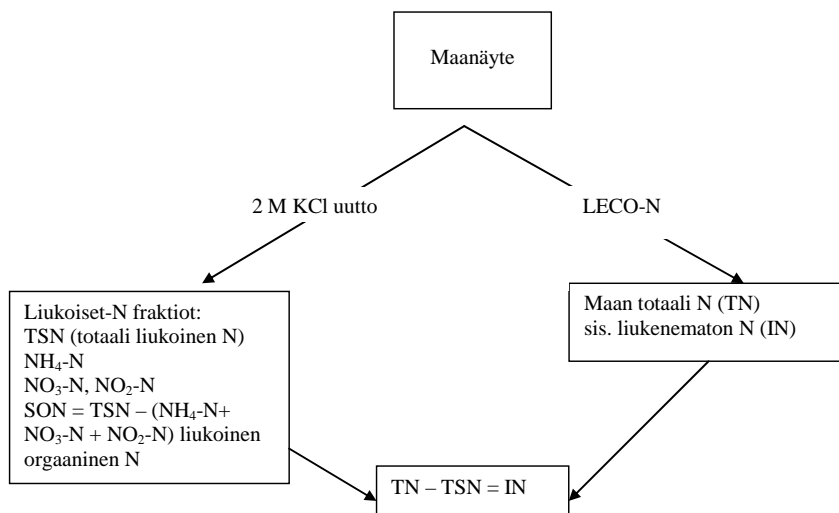
Maanäytteet otettiin 0-2, 2-10, 10-25, 25-45 ja 45-60 cm kerroksista. Osa näytteitä otettiin viisi: neljä pistoa reunoilta ja yksi keskeltä laikkua. Kontrollista näytteet otettiin vastaavasti samanlaiselta alalta. Kunkin kerroksen näytteet sekoitettiin erikseen, suurimmat kokkareet rikottiin ja mahdolliset kasvinosat poistettiin, samoin roskat ja kivet. Homogenisoidusta maasta otettiin näyte. Maanäyteprofiilien jako perustui Markku Yli-Hallan alueelta tekemiin maannostutkimuksiin, joissa maan horisontaalisia kerroksia havainnoitiin 1,5 m syvyyteen asti. Määrityksen mukaan koalueen maalaji oli Dystric Regosol, medium textured (FAO). Suomalainen maalaji on pääasiassa karkeaa hietaa ja syvemmällä on joitakin hHk-kerroksia.

Maanäytteiden syvyydet vaihtelivat sonta- ja virtsaruuduilla, koska oletettiin, ettei sonnan vaikutus heti levityksen jälkeen ulottuisi syvimpiin maakerrokseen. Tällöin sontaruuduilta otettiin maanäytteet syvyydeltä 25 – 45 cm purkuhetkestä 10 vrk eteenpäin ja 45 – 60 cm vasta 49 vrk kuluttua levityksestä, kun taas virtsaruuduilta maanäyte syvyydeltä 25-45 cm otettiin 0 vrk:sta lähtien ja syvyydeltä 45–60 cm 10 vrk:sta eteenpäin. Samasta syystä sontaruutujen maanäytteenotto alkoi myös myöhemmin kuin virtsaruutujen maanäytteenotto. Virtsaruuduilta maanäytteiden otto pintakerroksista aloitettiin samana päivänä levittämisen jälkeen, kun taas sontaruuduilta maanäytteiden otto pintakerroksista aloitettiin vasta 3 vrk kuluttua levityksestä.

Taulukko 2. Sonnan ja virtsan ala, satovaikutusala (sonnan kohta + 0-15 cm kasan reunasta, virtsan kohta + 0-15 cm laikun reunasta) ja typikuormitus kokeen aikana

	Sonta	Virtsa
Eritteen ala m ²	0,075	0,353
Satovaikutusala m ²	0,292	0,739
Eritteen N kg ha ⁻¹ laikun kohta	1284	501
Eritteen N kg ha ⁻¹ satovaikutusala ⁻¹	375	370
Maassa jäljellä kevään lannoituksesta kg N ha ⁻¹	26	26
Lisälannoitus kokeen aikana kg N ha ⁻¹	136	136
Yht. N kg ha ⁻¹	537	532

Purettaessa sontaruutuja sontakasat nostettiin maasta verkkoineen ja punnittiin. Kasat kuivatettiin lämpökaapissa 25 °C. Sonnasta analysoitiin purkuhettitään kokonaisfosfori, C/N, Mg, Ca, ja K. Virtsasta määritettiin kokonaistyyppi, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, kokonaisfosfori, Mg, Ca, K sekä pH. Tuoreista maanäytteistä määritettiin liukoinen kokonaistyyppi, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, liukoinen orgaaninen typpi (SON) ja ilmakeivista maanäytteistä C/N suhde, kokonais- ja viljavuusfosfori, Mg, Ca, K, S ja Na. Liukoinen orgaaninen typpi saadaan vähentämällä liukoisesta kokonaistypestä NO₃-N, NH₄-N ja NO₂-N. Typpifraktiot määritettiin Shepherdin ym. (2001) tekemän vertailun perusteella valitulla menetelmällä, jossa tuoretta maanäytettä huiskutetaan 2 h 2 M KCl –liuoksessa (1:5). Huiskutuksen jälkeen näyte suodatetaan ja pakastetaan ennen analyysiä, koska liuosten analyysijä ei ollut mahdollista tehdä heti. KCl -liuoksessa N-fraktiot säilyvät pakastettaessa paremmin kuin esim. pelkässä vesiliuoksessa. Typpifraktioiden erotteluperiaate on esitetty kuvassa 1.



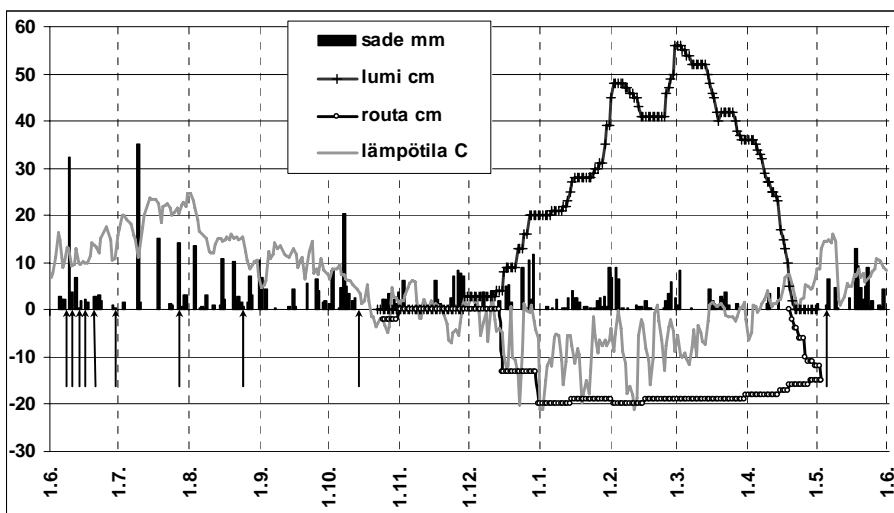
Kuva 1. Kaavio typpifraktioiden erottelutavasta. Liukoiset fraktiot määritettiin tuoreesta maanäytteestä ja kokonaistyyppi ilmakeivasta maanäytteestä.

Sademäärä ja haihdunta saatiin 200 m etäisyydellä koekentästä olevalta sääasemalta. Maan ja ilman lämpötila mitattiin koekentälle sijoitetuilla mittareilla (Hobo H8, Onset Computer Corporations, Boume, MA, USA). Maan kosteus mitattiin tensiometreillä (2 kpl, 20 cm syvyydessä; Soilmoisture Equipment Corporation, Santa Barbara, CA, USA) sekä TDR –tyyppisellä mittarilla 7 cm syvyyteen maan pinnasta (Delta-T devices, Cambridge UK). Lysimetri- ja pintavalunnan määrä on mitattu koekentän vieressä (n. 50 m) sijaitsevalla lysimetrikentällä (Saarijärvi ym. 2006a).

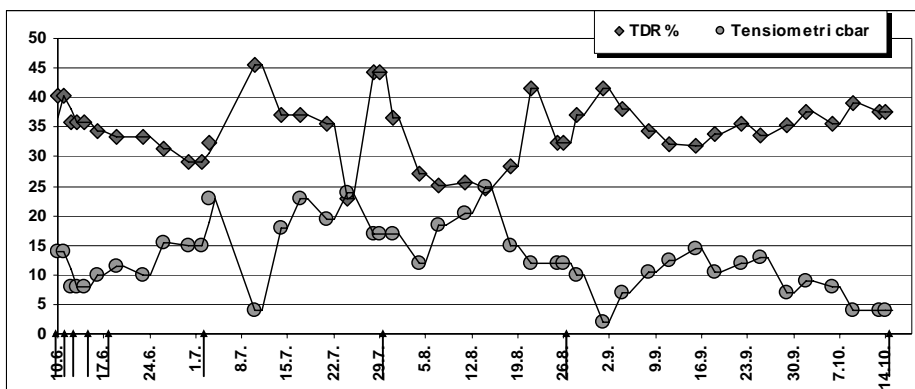
Tulokset ja tulosten tarkastelu

Koejakson sää

Koeajan sääolosuhteet sekä lysimetri- ja pintavalunnan määrä koejakson aikana on esitetty taulukossa 1 ja kuvassa 2. Kokeen alussa maa oli märkää (TDR –tulos 0 – 7 cm syvyydessä $0,33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, ja tensiometri 20 cm syvyydessä 14 cbar) ja heti ensimmäisen näytteenoton jälkeisen vuorokauden aikana satoi 32,5 mm (Kuva 3). Kokeen kasvukauden aikainen kokonaissademäärä oli 300 mm, ilman keskilämpötila 13,8 ja maan keskilämpötila $13,4^\circ\text{C}$. Koekentän maksimaalinen vedenpidätyskyky oletettiin samaksi kuin Pietolan ym. (2004) mittauksissa, jotka on tehty samalta alueelta. Maa pysyi läpi kokeen hyvin kosteana ja ylitti kasvukauden aikana TDR -tulosten perusteella maksimaalisen vedenpidätyskyvyn ($0,35 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) kuusi kertaa (10.6.-12.6., 10.7.-21.7., 28.7.-31.7., 21.8., 28.8.-8.9. ja 22.9. eteenpäin). Näinä aikoina maan läpi on oletettavasti huuhtoutunut sekä vettä että ravinteita.



Kuva 2. Koevuoden (1.6.2003 – 31.5.2004) sademäärä ja lämpötila sekä roudan- ja lumensyvyys. Nuolet kuvaavat purkuhetkiä.



Kuva 3. Maan kosteuden muutokset kesän 2003 aikana TDR- (v/v %) ja tensiometrimitausten (cbar) mukaan. Nuolet kuvaavat purkuhetkiä.

Nurmen kuiva-aineen tuotto ja typenotto

Laidunkierroksella 3 (21 vrk kokeen alusta) käsittelyiden välillä ei ollut eroja, joten eritteiden tyyppi ei ollut vielä ehtinyt vaikuttaa kasvien kuiva-ainesadon määrään tai typenottoon (Taulukko 3).

Laidunkierrosta 4 vastaavalla purkuhetkellä 49 vrk kokeen alusta kasvusto oli ehtinyt vanhentua ja tähki kauttaaltaan. Sontakasojen ympärystän nurmisato oli 900 ja virtsalaikun 480 kg ka ha⁻¹ suurempi kuin kontrollin kuiva-ainesato. Vastaavasti sontaa ympäröivä kasvusto oli ottanut kg 96 N ha⁻¹, virtsan kasvusto 113 kg N ha⁻¹ ja kontrollikohdan kasvusto 77 kg N ha⁻¹. Sonta- ja kontrollikohtien kasvuston typpipitoisuus oli 2,3 %, joten typen puute ei rajoittanut kasvua (Gastal & Durand 2000). Virtsalaikun kohdan kasvuston typpipitoisuus oli 3,0 %.

Laidunkierrosta 5 vastaavan purkuhetken (77 vrk kokeen alusta) sato jäi kaikilla koejäsenillä pieneksi. Syy tähän löytyy edellisestä niitosta, jolloin kasvusto oli generatiivisessa vaiheessa. Uuteen satoon heinät joutuivat kasvatamaan kokonaan uudet versot. Vaikka satoa tuli vähän, sonta- ja virtsakohdat tuottivat kuitenkin sekä suuremman kuiva-aine- että typpisadon kuin kontrollikohta. Syksyllä (120 vrk kokeen alusta) kaikki koejäsenet leikattiin maanpintaan saakka, jotta saataisiin selville miten paljon tyyppiä kasvusto kaikkiaan pystyi kokeen aikana sitomaan. Eritteiden positiivinen vaikutus typpisatoon näkyi syksylläkin, vaikka kuiva-ainesadot jäivät kontrollia pienemmiksi.

Yhteensä kontrollikohta tuotti kokeen aikana (ei laidunkierroksia 1 ja 2) 7352 kg ka ha⁻¹ ja satoi 194 kg N ha⁻¹. Sato oli hyvä ja kasvusto käytti kaiken lannoitteissa annetun mineraalityypen ja negatiivisesta typpitaseesta päätellen maasta syksyllä mineralisoituneen typen hyväkseen sadon muodostamiseen

Taulukko 3. Kontrollikohdan, sonnan ja virtsan tuottama keskimääräinen nurmen kuiva-aine- ja typpisato keskivirheineen (SE).

		Kontrolli	SE	Sonta	SE	Virtsa	SE
Annettu N kg ha ⁻¹		162		537		532	
21 vrk	Kuiva-ainesato kg ha ⁻¹	1571	25,5	1442	32,4	1563	49,1
	N-sato kg N ha ⁻¹	61	5,4	57	3,2	66	2,2
	Eritteen N satoon kg ha ⁻¹			-4		5	
49 vrk	Kuiva-ainesato kg ha ⁻¹	3267	72,7	4164	488,4	3746	396,1
	N-sato kg N ha ⁻¹	76	7,0	96	7,3	113	5,6
	Eritteen N satoon kg ha ⁻¹			20		37	
77 vrk	Kuiva-ainesato kg ha ⁻¹	692	107,9	812	16,0	1003	112,7
	N-sato kg N ha ⁻¹	20	3,9	26	3,4	41	4,8
	Eritteen N satoon kg ha ⁻¹			6		21	
120 vrk	Kuiva-ainesato kg ha ⁻¹	1821	176,7	1699	108,0	1601	110,0
	N-sato kg N ha ⁻¹	37	2,1	42	1,2	46	4,7
	Eritteen N satoon kg ha ⁻¹			5		9	
Yht.	Kuiva-ainesato kg ha ⁻¹	7352		8116		7912	
	N-sato kg N ha ⁻¹	194		221		265	
	Eritteen N satoon kg ha ⁻¹			27		71	
	Eritteen N hyväkäyt-%			7		19	

¹⁾ Eritteen N satoon = eritekohdan N-sato – kontrollikohdan N-sato

(koko kesän typpisato 256 kg N ha⁻¹, tase -36 kg N ha⁻¹).

Sontakan alue tuotti kokeen aikana 8116 kg ka ha⁻¹ ja sitoi 221 kg N ha⁻¹. Suurin sato tuli heti kasan reunaa lähinnä olevalta kehältä 0-5 cm, mutta positiivinen vaikutus ulottui 10-15 cm päähän kasan reunasta. Tämä on vaikutusetäisyyden puolesta yhdenmukainen mm.. Middelkoopin ja Deenenin (1992) tulosten kanssa. Sontakan reunojen (0 – 15 cm reunasta) todellinen sato oli kokeen aikana 12 500 kg ka ha⁻¹ ja 356 kg N ha⁻¹. Vaikutus kuitenkin laimeni, kun pinta-alaan laskettiin mukaan kasan peittämä kohta, jossa ei kasvanut mitään. Syy sontakan ympärillä kasvaneen nurmen suurempaan satoon oli luultavasti ennen kaikkea sontakan mekaaninen vaikutus. Kasan kohdalla ollut aukko antoi reunakasvustolle suhteellisen edun kilpailussa valosta ja muista kasvutekijöistä. Koska nurmi ehti neljännellä laidunkierroksella vanheta, tällä oli merkittävä vaikutus massan tuottoon.

Virtsalaikun vaikutusalue tuotti kokeen aikana 7912 kg ka ha⁻¹ ja sitoi 265 kg N ha⁻¹. Vaikutus ulottui typpisatoa tarkasteltaessa 0-15 cm päähän laikun reunasta, sen sijaan 15 – 30 cm kehällä ei ollut muutoksia kontrollin N-satoon verrattuna eikä sitä näin ollen laskettu mukaan satovaikutusalaan. Virtsalaikussa oli tarjolla rajoittamattomasti nitraattia suurimman osan sato-

kaudesta, joten kuiva-ainesato oli tähän nähden yllättävän pieni. Syy tähän oli luultavasti virtsan polttovaikutus, joka vahingoittaa erityisesti juuristoa (Shand ym. 2002). Maan pinnalla ei havaittu kuollutta kasvustoa. Kasvinäytteiden typpipitoisuus oli korkeimmillaan 4,45 %, joten korkea typpipitoisuus tuskin oli kasvua rajoittava tekijä (Gastal & Durand 2000). Maa oli läpi kesän kostea ja lämmin, joten kasvuolosuhteet sinänsä olisivat helposti mahdollis-taneet suuremman sadontuoton.

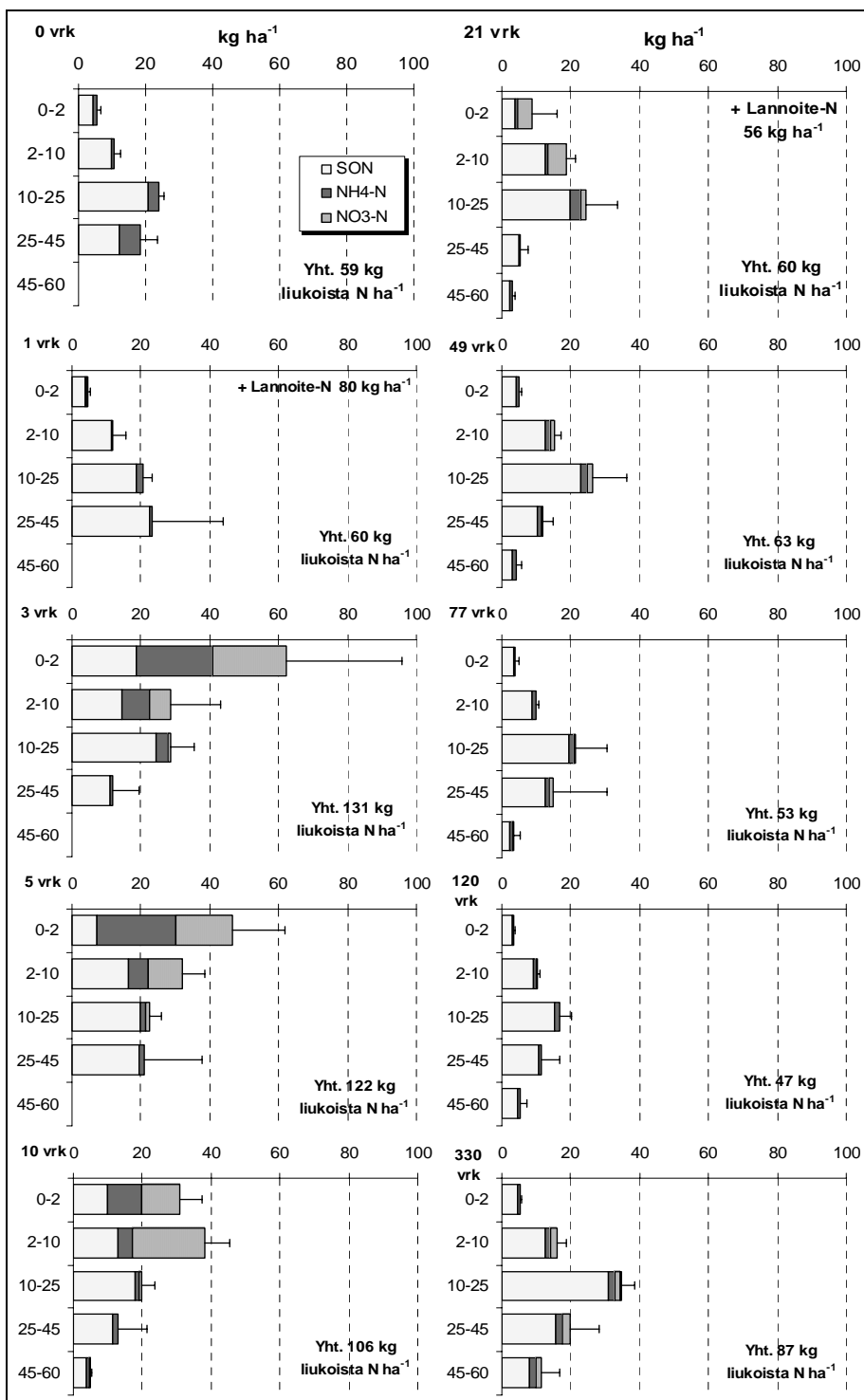
Sonnan tpestä vain 7 % ja virtsan tpestä 19 % tuli hyödynnettyä nurmen kasvuun kokeen aikana (120 vrk). Määrä on verrattavissa mm. Middelkoopin ja Deenenin (1992) saamiin tuloksiin, joissa 250 kg N ha⁻¹ lannoitetulla alu-eella sonnan tpen hyväksikäyttö oli 11 % ja virtsan vastaavasti 14 %.

Arvoista ei voi suoraan päätellä koko laitumelle kesän aikana tulevien erittei-den hyväksikäyttöastetta, koska nurmen kasvu ja tpenottokyky vaihtelevat laidunkierroksittain. Ensimmäisen laidunkierroksen aikana laitumelle tulevis-ta eritteistä tulee hyödynnettyä enemmän ja taas 3 – 5 laidunkierrosten aikana vähemmän kuin tässä tutkimuksessa. Koska ensimmäisen laidunkierroksen vaikutus kokonaissatoon on suhteellisesti vähäisempi kuin kierrosten 3 – 5, voidaan olettaa, että kasvusto ei saman kasvukauden aikana pysty hyödyntä-mään eritteiden tyypeä edes tässä kokeessa saatujen määrien vertaa. Kun keskimääräisen laitumen kokonaiskuormitus laidunkauden aikana on n. 5300 sontakasaa ja 4800 virtsalaikkua ha⁻¹, laitumelle tulevasta typpimäärästä ai-nakin 100 kg N ha⁻¹ v⁻¹ joko immobilisoituu (tai sonnan osalta ei mineralisoi-du), haihtuu tai huuhtoutuu. Oletusta tukee se, että laitumen jälkivaikutus uusimisen yhteydessä on suuri ja seuraavan kasvin typpilannoitustarve on pieni tai jopa olematon (Saarijärvi ym. 2006a).

Typpifraktioiden dynamiikka maassa

Kokeen alussa maassa oli 0 – 45 cm syvyydessä n. 60 kg liukoista N ha⁻¹, josta yli 80 % oli orgaanisessa muodossa (Kuva 4.). Suhde on korkea, vas-taava on löydetty orgaanisessa viljelyssä olleilta apila-heinänurmelta (Mur-phy ym. 2000). Mineraalityppi (12 kg ha⁻¹) oli ammoniummuodossa pääosin 25 – 45 cm syvyydessä. Koealue lannoitettiin 2 vrk kokeen alusta 42 kg NH₄-N ja 38 kg NO₃-N ha⁻¹, mikä näkyy kontrollikohdan pintamaan (0 – 10 cm) typpimäärissä selvästi 3 vrk kokeen alusta. Pintakerroksista löytyy tällöin 30 kg NH₄-N ja 28 kg NO₃-N ha⁻¹.

Lannoitetyppi häviää maasta kuitenkin nopeasti ja purkuhetkellä 21 vrk ko-keen alusta 0 – 25 cm kerroksessa on jäljellä enää 5 kg NH₄-N ja 11 kg NO₃-N ha⁻¹. Koealue sai tässä vaiheessa viimeisen lannoiteannoksen (29 kg NH₄-N ja 27 kg NO₃-N ha⁻¹), mutta tästä ei näy enää merkkejä seuraavassa näyt-teenotossa 49 vrk kokeen alusta. Kontrollikohdassa maan (0 – 60 cm) mine-raalityppipooli on koko loppukokeen ajan käytännöllisesti katsoen olematon.



Kuva 4. N-fraktiot kontrollikohdan maaperässä kg ha⁻¹. Vaakajanat = sd.

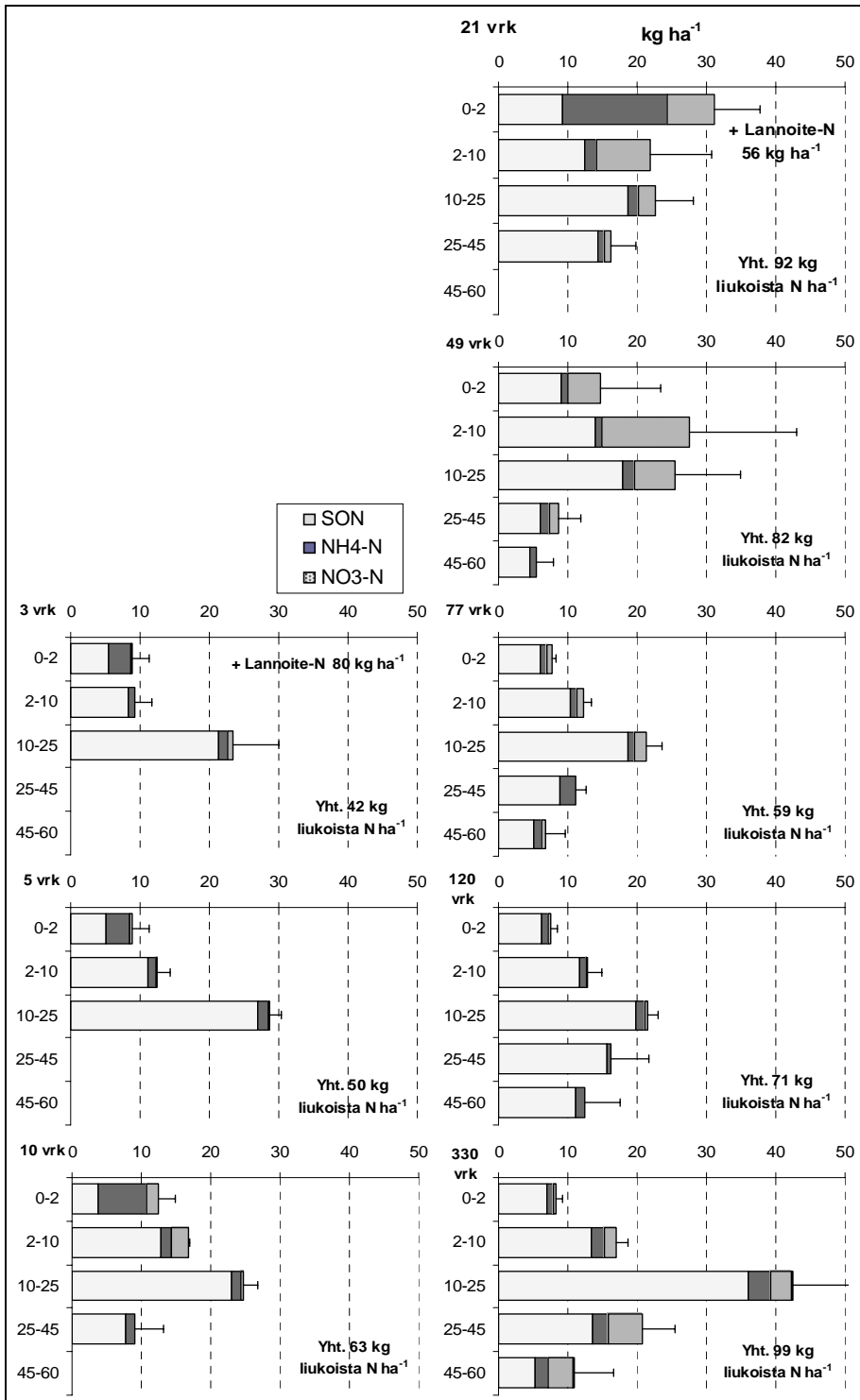
Koska kasvusto sitoi kontrollikohdassa enemmän typpeä kuin lannoitteena annettiin ja maassa ei ollut vapaata mineraalityppeä enää 49 vrk jälkeen, voidaan olettaa että huuhtoutumis-, nitrifikaatio- ja denitrifikaatiotapit ovat olleet pieniä.

Sontakasan ($1284 \text{ kg N ha}^{-1}$) vaikutus maan liukoiseen typpipooliin oli läpi kokeen hyvin pieni verrattuna kasassa annettuun suureen typpimäärään (Kuva 5). Vaikutus alkaa näkyä 10 vrk kokeen alusta ja saavuttaa huippunsa 21 – 49 vrk kokeen alusta, jolloin enimmillään noin puolet maan liukoisesta tyypestä kasan alla on mineraalimuodossa. Määrällisesti vaikutus on kuitenkin vaatimaton, n. 20 – 30 kg mineraali-N ha^{-1} 0 – 25 cm kerroksessa. Koska maan liukenematon typpipooli vastaavassa kerroksessa on hyvin suuri (n. $6000 \text{ kg N ha}^{-1}$), sontakasan vaikutus ei näy siinäkään. Toisaalta kasa hajoaa hitaasti: 52 % alun tyypestä löytyi edelleen kasasta 120 vrk kuluttua (Kuva 7).

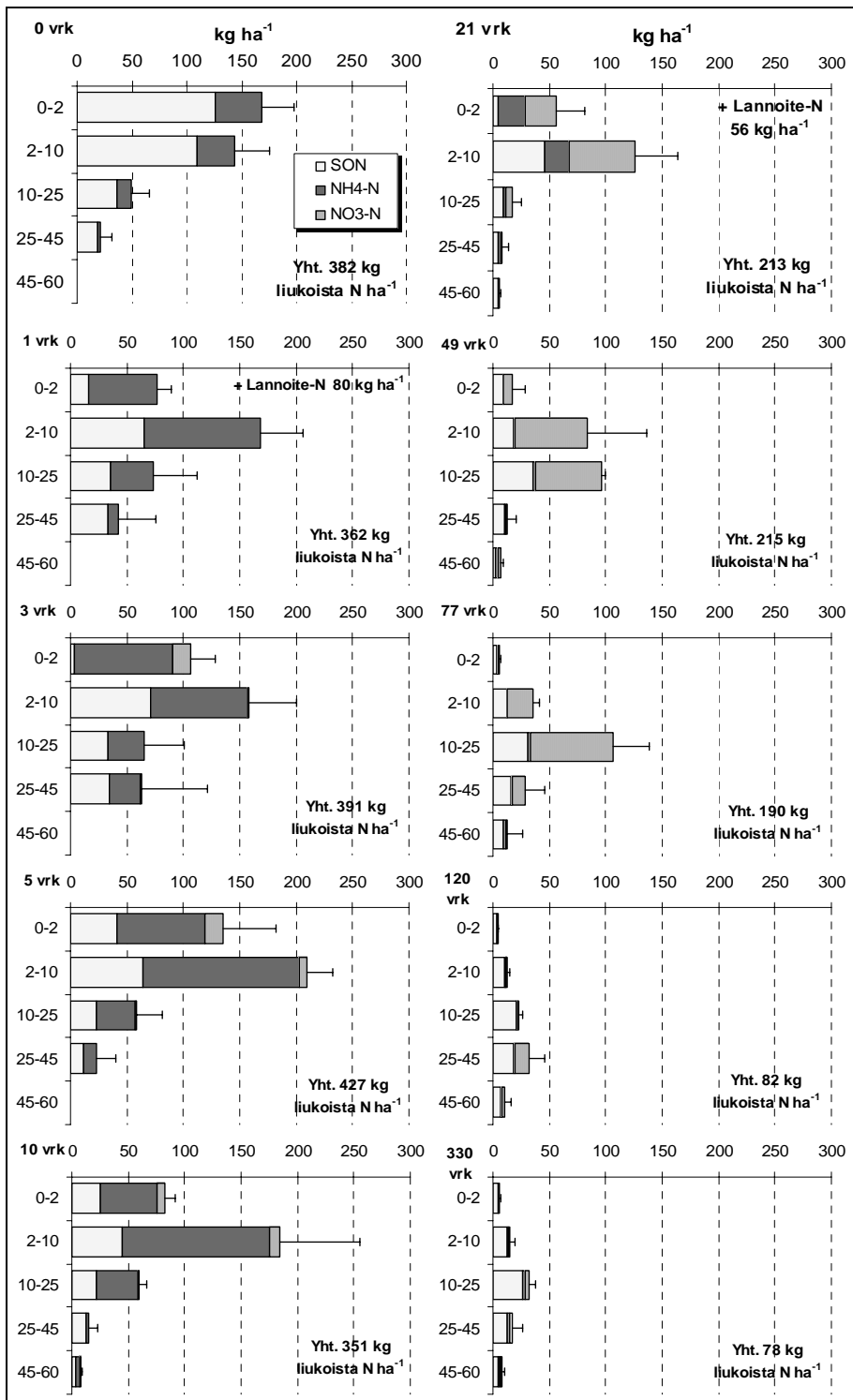
Sontakasan alla ollut verkko esti vain lievästi sonnan ja maan sekoittumista, sillä hyönteiset ja madot olivat läpäisseet verkon kauttaaltaan jo 21 vrk kuluttua kokeen alusta. Verkon päällä oleva sontakasa oli kokeen lopussa (330 vrk) pitkälti sekoittunut maahan, koska kasan kuivapaino oli lähes sama kuin kokeen alussa mutta koostumus oli muuttunut oleellisesti (Kuva 7). Vaikka sekä typpi että hiilipitoisuudet olivat laskeneet puoleen kokeen alusta, massan C/N –suhde oli lähes ennallaan. Kokeen alussa suhde oli 12,9 ja kokeen lopussa 12,7. Korkeimmillaan (15,9) C/N –suhde oli purkuhetkillä 10 – 21 vrk kokeen alusta.

Virtsan typpi (501 kg N ha^{-1}) näkyi kokeen alussa ensimmäisenä orgaanisessa fraktiossa, koska se oli enimmäkseen ureamuodossa (Kuva 6.). Kokonaisuudessaan ensimmäisessä näytteenotossa löytyi 382 kg N ha^{-1} . Virtsan vaikutus ulottui välittömästi 25 cm syvyyteen saakka. Preferenssivirtaus jatkui tämän jälkeen seuraavan vuorokauden runsaan sateen (32,5 mm) seurauksena ja 3 vrk kokeen alusta ammoniumtyppeä löytyi 28 kg ha^{-1} niinkin syvältä kuin 25 – 45 cm kerroksesta. Osa tästä luultavasti joko sitoutui savimineraaleihin (Pakrou & Dillon 1995) tai huuhtoutui edelleen syvemmälle, koska siitä ei näy vastaavassa kerroksessa merkkejä enää 5 vrk kokeen alusta.

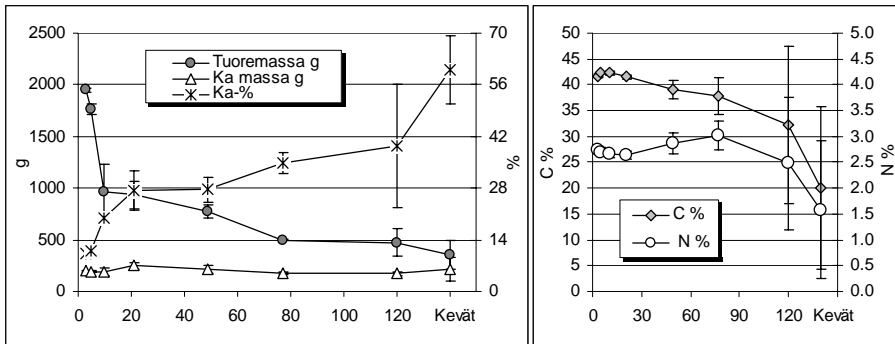
Ensimmäisessä näytteenotossa virtsalaikun kohdalla ammoniumtyppifraktio oli vain n. 90 kg N ha^{-1} . Urean hydrolyysi eteni kuitenkin nopeasti ja 1 vrk kuluttua simuloidusta virtsaamisesta 60 % maasta löytyvästä liukoisesta tyypestä oli jo ammoniummuodossa. Lähes kaikki urea oli hydrolysoitunut 21 vrk kuluttua kokeen alusta. Ammoniumtypen nitrifikaatio eteni teorian mukaisesti hitaammin kuin urean ammonifikaatio. Kolmen ja viiden vuorokauden kohdalla maan pintakerroksessa (0 – 10 cm) näkyvä nitraattimäärä ($17 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) oli todennäköisesti peräisin lannoitteesta samoin kuin ammoniumtyppi, joka kokeen alkuun verrattuna oli lisääntynyt 20 kg N ha^{-1} . Varsinaisesti virtsan ammoniumtypen nitrifikaatio alkaa vasta 10 vrk:n kohdalla ja jatkuu yli 21 vrk kokeen alusta.



Kuva 5. N-fraktiot maassa sontakasan alla kg ha^{-1} . Vaakajanat = sd.



Kuva 6. N-fraktiot maassa virtsalaikun alla kg ha⁻¹. Vaakajanat = sd.



Kuva 7. Sontakan hajoamisnopeus sekä typpi- ja hiilipitoisuuden kehitys kokeen aikana. Pystyjanat kuvaavat keskihajontaa.

Virtsalaikun kohdalla oli kolme merkittävää typen hävikkihetkeä. Ensimmäinen oli heti simuloidun virtsaamisen yhteydessä, missä annetusta tyypestä hävisi 120 kg ha^{-1} . Osa virtsasta saattoi kulkeutua pintavirtauksena pois näytteenottoalueelta, osa imeytyi luultavasti pintakarikkeeseen, joka poistettiin maanäytteen päältä ja osa luultavasti haihtui.

Seuraava merkittävä häviö (138 kg N ha^{-1}) tapahtui 10 – 21 vrk välillä kokeen alusta 0 – 10 cm syvyydestä. Osa nitraattitypestä liikkui selvästi tällä jaksolla maassa alaspäin ja löytyi 10 – 25 cm kerroksesta. Kyseisenä ajanjaksona maan kosteus ei kuitenkaan ylittänyt maan vedenpidätyskykyä, haihdunta oli huomattavasti suurempi kuin sadanta, ja TDR -mittausten perusteella maa kuivui, joten kyse ei luultavasti ole pelkästään huuhtoutumisesta (Taulukko 2). Tällä ajanjaksolla tapahtui pääosa nitrifikaatiosta, joten luultavasti osa tyypestä haihtui prosessin seurauksena typen oksideina. Oletusta tukevat myös jakson N_2O -haihduntamittausten tulokset (Regina ym. 2006).

Kolmas merkittävä hävikki tapahtui 77 – 120 vrk kokeen alusta. Tässä vaiheessa maasta hävisi nitraattityppeä 96 kg ha^{-1} . Hävinneestä määrästä kasvusto sitoi itseensä kyseisenä aikana vajaat 40 kg N ha^{-1} , ja koska jakson sademäärä oli 110 mm, osa luultavasti huuhtoutui syvempiin maakerroksiin. Pakroun ja Dillonin (1995) mukaan virtsan tyypestä n. 20 % immobilisoituu maan orgaaniseen typpifraktioon, joten osa typen hävikistä myös meidän kokeessamme johtui todennäköisesti immobilisaatiosta.

Vaikka osa virtsalaikun tyypestä varmasti huuhtoutui, maan hetkellinen nitraattityppipitoisuus ei kuvaa typen todellista huuhtoutumispotentiaalia riittävän tarkasti. Pitoisuus riippuu näytepisteestä, näytteenottoajankohdasta, näytteenottoa edeltäneistä sääolosuhteista sekä maasta mineralisoituneen typen määrästä. Esimerkiksi kontrollikohdassa maan liukoisen typen määrä ei muuttunut 77 – 120 vrk välillä, mutta kasvusto sitoi silti 38 kg N ha^{-1} . Tämän määrän on täytynyt mineralisoitua maasta syksyn aikana.

Mielenkiintoinen pooli maan liukoisessa typpivarannossa on liukoinen orgaaninen typpi, jonka määrä pysyi läpi kesän melko vakiona. Liukoista orgaanista typpeä oli 0 – 60 cm syvyydessä 60 – 70 kg N ha⁻¹, mikä on verrattavissa mm. Murphyn ym. (2000) tutkimukseen (24 – 34 kg org. N ha⁻¹ 0 – 30 cm kerroksessa). Odotusten mukaisesti suhteellisesti suurin määrä liukoisesta orgaanisesta tyypestä löytyi heti pintamaasta 0 – 2 cm syvyydestä (2 kg N cm⁻¹ ha⁻¹) ja syvemmälle mentäessä määrä väheni nopeasti (< 1 kg N cm⁻¹ ha⁻¹).

Kuten jo edellä mainittiin, kontrollialueen nurmi tuotti syksyn aikana lähes 40 kg N ha⁻¹ ilman, että maaperän liukoisen orgaanisen typen määrässä näkyi merkittävää muutosta. Tämän perusteella liukoinen orgaaninen typpi itsessään ei ole kasveille käyttökelpoista vaan pooli on kooltaan lähes vakiona pysyvä välivaihe typen reaktioreitissä liukenemattomasta liukoiseen mineraalimuotoon. Kirjallisuuden perusteella liukoisen orgaanisen typen pooli koostuu molekyylipainoltaan pienistä (LMW) aminohapoista ja aminosokereista sekä molekyylipainoltaan suurista (HMW) proteiineista, entsyymeistä ja muista N-yhdisteistä (Jones ym 2004). Tämänhetkisen käsityksen mukaan kasvit eivät pysty suoraan hyödyntämään maan orgaanista typpeä, varsinkaan HMW –muotoista. Sen sijaan LMW –muotoinen orgaaninen typpi on mineralisaation käyttömateriaalia, ja sen määrä voi olla ratkaiseva tekijä typen mineralisaationopeuden kannalta (Appel & Mengel 1993, Murphy ym. 2000, Jones ym. 2004).

Pintamaan kalium- ja fosforipitoisuudet

Kontrollikohdassa maan pintakerroksen (0 – 2 cm) K-pitoisuus oli kokeen alussa 236 mg l⁻¹. Virtsalaikun kohdalla pitoisuus oli heti laikun laittamisen jälkeen 1470 mg K l⁻¹, joten virtsalaikkujen merkitys maan kaliumpitoisuuteen on dramaattinen ja pintamaan osalta myös pitkä, sillä K-pitoisuus oli virtsan kohdalla seuraavana keväänä vielä 456 mg K l⁻¹. Syvemmissä kerroksissa on myöhemmin nähtävissä pitoisuuden nousu kaliumin huuhtoutuessa maassa alaspäin. Kasvin kaliuminotto havaitaan 0 – 10 cm kerroksessa pitoisuuden notkahduksena 49 vrk ja 77 vrk kokeen alusta. Sontakasoilla ei ollut merkittävää vaikutusta maan kaliumpitoisuuteen kontrolliin verrattuna.

Kontrollikohdan ja virtsalaikun vaikutus maan pintakerroksen (0 – 2 cm) viljavuusfosforin pitoisuuteen oli pieni. Virtsa ei juuri sisältänyt fosforia, mutta virtsan kohdalla voidaan silti havaita lievä pitoisuuden kasvu vuorokauden kuluttua laikun laittamisesta (12 mg > 16 mg l⁻¹). Tämä oli kuitenkin ohimenevä; keskimäärin virtsa- ja kontrollikohdan P-pitoisuudet olivat n. 11 mg P l⁻¹. Sontakan kohdalla pintamaan P-pitoisuus alkoi kasvaa 21 vrk kokeen alusta. Syksyllä 120 vrk kuluttua maassa oli 53 mg P l⁻¹ ja pitoisuus oli sama seuraavana keväänä, jolloin koe loppui.

Kokeessa saaduista maanäytteistä mitattiin erillisessä tutkimuksessa myös orgaanisen fosforin pitoisuuksia ("Orgaaninen fosfori kasvin fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana" MMM 4047/502/2001; Karppinen 2005). Kentän sisäisen vaihtelun aiheuttamien suurten hajontojen takia Al- ja Fe-oksidiin pidättyneen orgaanisen fosforin pitoisuuserot olivat ainoastaan syvyyssuunnassa tilastollisesti merkitseviä. Tuloksissa voidaan kuitenkin havaita joitakin trendejä. Virtsa näytti aiheuttavan heti levityksen jälkeen orgaanisen fosforin desorboitumista Fe-oksideista aivan maan pintakerroksessa (0 – 2 cm) ja siirtymistä syvempiin kerroksiin. Sonnan orgaaninen fosfori näytti päätyvän vasta 120 vrk:n kuluttua sekä Al- että Fe-oksidiin ja jäävän aivan ylimpään kerrokseen. Tulokset osoittivat, että sonnan vaikutus näkyy huomattavasti virtsaa myöhemmin. Syynä on sonnan hidas hajoaminen maan päällä, sillä kolmen viikon kuluttua levitetystä tuoreesta sonnasta oli vielä jäljellä vajaa puolet, kun taas 120 vrk:n kuluttua siitä oli jäljellä enää reilu neljännes.

Yhteenveto

Kesän kasvuolosuhteet olivat suotuisat. Kontrollikohdan sato oli laitumen sadoksi suuri, ja lannoitetypen hyväksikäyttö oli yli 100 % eli maasta mineralisoitui tyypeä nurmen käyttöön.

Virtsalaikun ja sontakasan vaikutus kasvustoon näkyy viiveellä: kolmen viikon kuluttua kokeen alusta käsittelyiden välillä ei ollut eroa. Sen sijaan ero eritteiden kohdalla ja ympärillä kasvavan nurmen ja kontrollikohdan välillä oli selkeä seitsemän viikon kuluttua kokeen alusta ja jatkui syksyyn saakka. Sonnan osalta tärkein syy suurempaan satoon oli kasan tekemän aukon aiheuttama kilpailuetu. Virtsalaikun ja sitä ympäröivän alueen kasvusto ei pystynyt käyttämään hyväkseen virtsan typpipulssia. Kuiva-ainesato oli vain hie- man suurempi kuin kontrollin, toisaalta eroa tuli selvemmin typpisadossa. Tämä johtui luultavasti virtsan vahingoittavasta vaikutuksesta kasvuston juuristoon. Kun laidunta ajatellaan kokonaisuutena, eritteet kuitenkin lisäsivät sekä typpi- että kuiva-ainesatoa kontrolliin verrattuna. Yhteensä nurmi käytti sonnan typestä kokeen aikana 7 % ja virtsan typestä 19 %.

Läpi kokeen kontrollikohdan maassa suurin liukoinen typpipooli oli liukoi- nen orgaaninen typpi. Sitä oli kaikissa koekäsittelyissä maassa jatkuvasti vähintään 40 – 60 kg N ha⁻¹ 0 – 60 cm kerroksessa. Kontrollikohdassa lan- noitteen mineraalityppi hävisi maasta kolmen viikon kuluessa lannoitteen antamisesta. Muutenkin mineraalityppipoolin koon merkitys nurmen sadon- muodostuksessa jäi epäselväksi, koska viidennellä laidunkierroksella ja syk- syllä maan mineraalitypen määrästä ei pystynyt arvioimaan nurmen todellista kasvupotentiaalia. Kontrollikohdassa nurmi kasvoi syksyllä normaalisti, vaikka mineraalimuotoista tyypeä ei ollut maanäytteissä lainkaan ja virtsa- laikussa taas sato jäi alle kontrollin, vaikka maassa oli yli 100 kg nitraattityp- peä ha⁻¹. Kirjallisuuden perusteella maan orgaanisen typen määrä vaikuttaa

maasta mineralisoituvan typen määrään. Tässä kokeessa tätä käsitystä ei voitu arvioida, mutta tulosten perusteella maan liukoisen orgaanisen typpipoolin ja typen mineralisaation välistä suhdetta on syytä tutkia tarkemmin.

Kirjallisuus

- Appel, T. & Mengel, K. 1993. Nitrogen fractions in sandy soils in relation to plant nitrogen uptake and organic matter incorporation. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 685-691.
- Bhogal, A., Murphy, D.V., Fortune, S., Shepherd, M.A., Hatch, D.J., Jarvis, S.C., Gaunt, J.L. & Goulding, K.W.T. 2000. Distribution of nitrogen pools in the soil profile of undisturbed and reseeded grassland. *Biology and Fertility of Soils* 30: 356-362.
- Chadwick, D.R., John, F.C., Pain, P.F., Chambers, B.J. ja Williams, J. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 134: 159-168.
- Gastal F. & Durand, J.L. 2000. Effects of nitrogen and water supply on N and C fluxes and partitioning in defoliated swards. Teoksessa: Lemaire, G. ym. (toim.). *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. CAB International 2000. s.15 – 39.
- Haynes, R.J. & Williams, P.H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49: 119-199.
- Jones, D.L., Shannon, D., Murphy, D.V. & Farrar, J. 2004. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 749-756.
- Karppinen, M. 2005. Maan orgaanisen fosforin määrittäminen ja reaktiot – erityitapauksena laidunmaat. Pro gradu –tutkimus. Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. Maa- ja ympäristökemia. *Pro Terra* 23. 70 s.
- Middelkoop, N. & Deenen, P.J.A.G. 1992. The local influence of cattle urine and dung and its interactions with fertilizer nitrogen on herbage dry matter production. *Aspects of Applied Biology* 30.
- Murphy, D.V., Macdonald, A.J., Stockdale, E.A., Goulding, K.W.T., Fortune, S., Gaunt, J.L., Poulton, P.R., Wakefield, J.A., Webster, C.P. & Wilmer, W.S. 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 30: 374-387.

- Pakrou, N. & Dillon, P. 1995. Preferential flow, nitrogen transformations and ¹⁵N balance under urine-affected areas of irrigated and non-irrigated pastures. *Journal of Contaminant Hydrology* 20: 329-347.
- Pietola, L., Horn, R. and Yli-Halla, M. 2004. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research* 82(1): 99-108.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 88-100.
- Saarijärvi, K., Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006b. Laitumien ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 75-87.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006a. Heinä- ja heinäapilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- Shand, C.A., Williams, B.L., Dawson, L.A., Smith, S. & Young, M.E. 2002. Sheep urine affects soil solution nutrient composition and roots: differences between field and sward box soils and the effects of synthetic and natural sheep urine. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 163-171.
- Shepherd, M., Bhogal, A., Barrett, G. & Dyer, C. 2001. Dissolve organic nitrogen in agricultural soils: Effects of sample preparation on measured values. *Communications in Soil Science and Plant Analyses* 32(9&10): 1523-1542.
- Stevenson, F.J. 1982. Nitrogen in agricultural soils. Madison: Soil Science Society of America. s. 67-122.

Typen huuhtoutuminen laitumelta eri maalajeilla

Riitta Lemola ja Eila Turtola

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Maaperä ja kasvinravitseminen, 31600 Jokioinen, eila.turtola@mtt.fi

Tiivistelmä

Lehmän kertaostusmääriä vastaavien yksittäisten sonta- ja virtsalaikkujen aiheuttamaa typen huuhtoutumista seurattiin savi-, hiesu-, hieta- ja turvelysimetreissä. Laiduntamista jäljiteltiin sonta- ja virtsakäsittelyiden ja nurmen niittojen avulla vuonna 2003. Sontakäsittelyissä maahan tuli typpeä 149-159 kg/ha (liukoista typpeä 6,5 %) ja virtsakäsittelyissä 299-316 kg/ha (liukoista 98 %). Nurmi sai lisäksi laitumille suositeltavan määrän typpi-, fosfori- ja kaliumväkilannoitusta. Osa lysimetreistä sai vain väkilannoituksen ja osalle ei levitetty lannoitteita lainkaan vuosina 2003-2004. Tässä raportoitava seuranta alkoi jo käsittelyjä edeltävänä erittäin kuivana vuonna 2002, jolloin lysimetreihin perustettiin laidunnurmi, ja jatkui käsittelyjen jälkeen lähes kaksi vuotta kevääseen 2005. Suurimmat huuhtoumien lisäykset mitattiin jälkivaikutusvuonna, jolloin myös valunta oli edellisiä vuosia suurempi. Seuranta jatkui vuoden 2005 loppuun asti, mihin mennessä todennäköisesti suurin osa käsittelyjen aiheuttamasta lisähuuhtoutumasta ehti liikkua 165 cm:n syvyisten profiilien läpi.

Kivennäismailla 75-90 % annetusta väkilannoitetyypistä korjattiin sadon mukana, kun taas turvemaassa vastaava hyötysuhde jäi 44 %:iin. Siten kahden vuoden yhteenlaskettu typpitaso (annettu typpi - sadossa korjattu typpi) pysyi vain väkilannoituksen saaneissa lysimetreissä matalana (savi 25, hiesu -117, hieta -37, turve -342 kg/ha). Sonnan typen hyötysuhde oli 2-28 %, ja sontakäsittelyt nostivat typpitasetta 106-156 kg/ha. Kivennäismailla alkukesällä levitetyn virtsan sisältämän typen hyötysuhde oli 40-60 %, mutta loppukesän levityksessä se jäi puoleen tästä (20-34 %). Turvemaalla virtsan typen hyötysuhde oli 0-16 %. Tämän seurauksena virtsakäsittelyt nostivat typpitasetta kaikkein eniten, kivennäismailla 129-241 kg/ha ja turvemaalla 251-315 kg/ha.

Kevääseen 2005 mennessä väkilannoitus lisäsi typen huuhtoutumista vain 0,6-2,4 kg/ha. Sontalaikut lisäsivät huuhtoutumaa kivennäismailla 0-10 kg/ha ja turvemaalla 54 kg/ha. Virtsalaukut lisäsivät typpihuutoutumaa savimaalla 53-57, hiesumaalla 19-67, hietamaalla 40-81 ja turvemaalla 155-169 kg/ha. Loppukesällä levitetty virtsa aiheutti 3-47 kg/ha suuremman huuhtoutuman kuin alkukesän levitys. Kivennäismailla virtsan typen aikaansaama typpitaseen nousu lisäsi siten huuhtoutumaa varsin suoraan, kun taas sonnan typen vaikutus jäi tämän tutkimuksen aikana pieneksi. Turvemaalla laidunkäsittely-

jen vaikutuksia peitti erittäin voimakas typen mineralisoituminen. Lysimetrikokeessa koko valunnan kulkeutuminen maan läpi edisti nitraattitypen huuhtoutumista, mutta jätti toisaalta huomiotta käytännön laitumilla tapahtuvan pintavalunnan ja sen vaikutukset maan pinnalle tuleviin ulostekasoihin.

Avainsanat: sonta, virtsa, väkilannoitteet, lannoitus, laitumet, maalajit, savi, hiesu, hieta, turve, typi, tase, huuhtoutuma, huuhtoutuminen, lysimetri

Johdanto

Viljeltyä laidunta on Suomessa noin 95 000 ha (4 % peltoalasta, MMM 2004). Laitumilla saattaa kuitenkin olla selvästi pinta-alaosuuttansa suurempi merkitys vesistökuormituksen kannalta, sillä normaalin lannoituksen lisäksi niiden pintaan tulee helposti lähes saman verran ravinteita ulosteiden mukana. Lisäksi sonta- ja virtsalaikkujen kohdalla ravinnelisiä on niin suuri, että nurmi voi käyttää siitä vain murto-osan hyväkseen. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli täydentää MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla tehtäviä tutkimuksia, joissa mitattiin laidunnuksen aiheuttamaa vesistökuormitusta pelto-olosuhteissa ja seurattiin lisäksi ravinteiden liikkumista laitumen yksittäisistä virtsa- ja sontalaikuista alapuoliseen maahan. Jokioisten lysimetrikentällä mitattiin yksittäisten, laitumelle tulevien virtsa- ja sontalaikkujen aiheuttamaa vesistökuormitusta neljällä eri maalajilla. Tähän raporttiin sisältyvät typen huuhtoutumista koskevat mittaustulokset kevästä 2002 kevääseen 2005 asti. Tutkimus jatkui tästä eteenpäin vielä vuoden 2005 loppuun, joten tulosten tarkastelu on alustavaa.

Aineisto ja menetelmät

Lysimetrikenttä

Jokioisten lysimetrikentällä on 96 maalla täytettyä lieriötä, joiden halkaisija on 90 cm (Jaakkola 1984). Maata on 170 cm korkeissa lysimetreissä 115 cm ja tämän alapuolella suodatinhietaa 50 cm:n kerros. Lysimetrit perustettiin vuonna 1981 ottamalla pellolta maata kerroksittain ja täyttämällä lysimetrit kerros kerrokselta (0-20, 20-40, 40-80 ja 80-115 cm). Kentällä on myös kahdeksan monoliittilysimetriä, jotka otettiin maasta kokonaisina profiileina ja joissa maan rakenne säilyi rakentamisen yhteydessä pelto-olosuhteisiin nähden muuttumattomana. Maalajeja lysimetrikentällä on neljä: savi, hiesu, hieta ja saraturve (Taulukko 1). Tarkempi kuvaus lysimetrikentän rakenteesta ja maalajien ominaisuuksista on esitetty aiemmin (Jaakkola 1984, Ylärinta ym. 1993, Lemola ym. 2000).

Taulukko 1. Lysimetrimaiden (0-20 cm) ominaisuuksia ennen kokeen alkamista (23.4.2002).

	Savi	Hiesu	Hieta	Turve
pH	5,6	5,7	5,6	5,3
P (mg/l)	5,7	8,38	32,3	9,88
org. C (%)	2,9	2,3	2,3	16,3
Hiukkaskokojakauma				
<0,002 mm	46	17	13	62
0,002-0,02 mm	15	62	8	8
0,02-0,06 mm	17	14	16	3
0,06-0,2 mm	10	3	42	11

Kokeen perustaminen

Laidunkoe aloitettiin keväällä 2002 perustamalla lysimetreihin timotein ja nurminadan seosnurmi (24.-29.4.). Kokeen perustamisen yhteydessä kaikille kivennäismaiden lysimetreille annettiin väkilannoitetyypeä 80 kg/ha ja kaikille turvemaan lysimetreille 65 kg/ha (Taulukko 2). Fosfori- ja kaliumlannoitusmäärät perustuivat ennen koetta tehtyyn viljavuustutkimukseen. Heinäkuun alussa kasvustot lannoitettiin vielä pienellä määrällä NK -lannosta (Taulukko 2).

Ennen perustamista turvelysimetreihin jouduttiin lisäämään alkuperäisestä paikasta otettua turvetta noin 10-15 cm:n kerros lysimetriin täyttämiseksi sopivalle korkeudelle (5 cm lysimetrin yläreunasta). Lysimetriin pintamaa (0-10 cm) kalkittiin kylvön yhteydessä sekoittamalla maahan kalsiittikalkkia tai kalsiitti- ja dolomiittikalkin seosta (savi: 7 tn/ha CaCO_3 , turve: 3 tn/ha CaCO_3 , hiesu ja hieta: 5 tn/ha $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$).

Koejärjestelyt

Lannoittamatonta koejäsentä lukuun ottamatta kaikki lysimetrit saivat samansuuruisen, maalajikohtaisen väkilannoituksen sekä käsittelyvuonna (2003) että jälkivaikutusvuonna (2004) (Taulukko 2). Väkilannoitus pohjautui laidunnurmille suositeltaviin typpi-, fosfori- ja kaliumlannoitusmääriin. Vuonna 2003 ensimmäinen annos väkilannoitetyypeä (kivennäismaat 90 kg/ha, turvemaat 65 kg/ha) levitettiin toukokuun puolivälissä, toinen lannoitus (80 ja 50 kg/ha) annettiin toisen niiton jälkeen ja kolmas kolmannen niiton jälkeen (50 ja 25 kg/ha) (Taulukko 2). Jälkivaikutusvuonna 2004 ensimmäinen typpilannoitus (kivennäismaat 90 kg/ha, turvemaat 62 kg/ha) annettiin toukokuun alussa, kun nurmi oli lähtenyt hyvin kasvuun. Toisen kerran typpeä annettiin toisen niiton jälkeen (kivennäismaat 80 kg/ha, turvemaat 50 kg/ha) ja kolmannen kerran kolmannen niiton jälkeen (50 ja 25 kg/ha) (Taulukko 2).

Varsinaisena koevuonna 2003 laiduntamista jäljiteltiin nurmen niitoilla ja niittojen jälkeen tehdyillä virtsa- ja sontakäsittelyillä. Virtsa- ja sontalaikut levitettiin lysimetreihin (yksi virtsa- tai yksi sontalaikku käsiteltävää lysimetriä kohti) alkukesällä toisen niiton jälkeen (ns. kevätkäsittely) ja loppukesällä viidennen niiton jälkeen (ns. syyskäsittely, Taulukko 3). Lisäksi kontrollikäsitteilyinä olivat pelkällä väkilannoitteella lannoitettu nurmi sekä lannoittamaton nurmi, jonka avulla voitiin arvioida typen mineraloitumista maasta.

Koeasetelmana oli lohkoittain täydellisesti satunnaistettu malli, jossa sonta- ja virtsakäsittelyistä sekä väkilannoituskäsittelystä oli kaksi kerrannetta, sisältäen kukin kaksi toistoa (lysimetriä). Näissä tapauksissa sama käsittely tehtiin kullakin maalajilla kaikkiaan neljään lysimetriin. Lannoittamattomasta koejäsenestä oli kaksi toistomittausta (lysimetriä). Monoliittilysimetriin nurmikas-

Taulukko 2. Lysimetrien väkilannoitusajankohdat ja -määrät (kg/ha) perustamisvuonna 2002, käsittelyvuonna 2003 ja jälkivaikutusvuonna 2004.

Vuosi	Pvm	Kivennäismaat			Saraturve		
		N	P ¹⁾	K ²⁾	N	P	K
2002							
I	22.4.2002	80	35 (0)	50 (70)	60	35	50
II	2.7.2002	30	0	20	20	0	20
Yhteensä		120	35 (0)	70 (90)	80	35	70
2003							
I	12.5.2003	90	20 (0)	0 (20)	65	10	0
II	17.6.2003	80	0	30	50	0	30
III	11.7.2003	50	0	40	25	0	40
Yhteensä		220	20 (0)	70 (90)	140	10	70
2004							
I	7.5.2004	90	20 (0)	0 (20)	62	10	0
II	10.6.2004	80	0	30 (40)	50	0	30
III	2.7.2004	50	0	40	25	0	40
Yhteensä		220	20 (0)	70 (100)	137	10	70

1) Suluissa hietamaan fosforilannoitus

2) Suluissa hiesumaan kaliumlannoitus

vusto sai saman käsittelyn kuin väkilannoitetut lysimetrit vuosina 2003 ja 2004. Monoliittilysimetrien tulokset eivät sisälly tähän raporttiin. Samoin tässä raportissa ei esitetä tulosten tilastollisia analyysejä.

Sonta- ja virtsalaikkujen levittämisen jälkeen lysimetreistä mitattiin myös typen kaasumaisia hävikkejä denitrifikaation (N₂O, Regina ym. 2006) ja ammoniakkin haihtumisen seurauksena (Salo ym., julkaisematon aineisto).

Nurmi sai kasvaa syksyyn 2004 asti, jolloin sen pinta (0-15 cm) muokattiin kyntöä vastaavasti lapiolla (5.-7.10.2004). Syksystä 2004 kevääseen 2005 lysimetrit olivat kasvipeitteettöminä kynöksellä. Keväällä 2005 kaikkiin lysimetreihin kylvettiin nurmi ohra suojaviljana (alkaen 2.5.2005). Syyskesällä ja syksyllä 2005 myyrät tuhosivat perustetun nurmen joistakin lysimetreistä niin pahoin, että tutkimus päätettiin lopettaa vuoden loppuun.

Taulukko 3. Sonta- ja virtsakäsittelyjen typpi-, fosfori- ja kaliumsisältö.

	Ravinnepitoisuus g/kg tuore			Ravinnemäärä kg/ha		
	N	P	K	N	P	K
Kevätsonta (KS) 16.6.2003	3,84	1,38	1,29	149	53,6	50
Kevätvirtsa (KV) 16.6.2003	8,47	0,02	12,17	316	0,7	454
Syyssona (SS) 26.8.2003	4,08	1,69	1,10	159	65,6	43
Syysvirtsa (SV) 26.8.2003	8,03	0,05	12,34	299	0,7	460

Sonta- ja virtsakäsittelyt

Laidunnusta simuloivat yksittäiset virtsa- ja sontalaikut levitettiin lysimetreille vuonna 2003. Kevätkäsittelyt tehtiin toisen niiton jälkeen (16.6.2003) ja syyskäsittelyt viidennen niiton jälkeen (26.8.2003). Lysimetreille annosteltu sonta ja virtsa kerättiin samana aamuna MTT:n Lintupajun parsinavetasta lehmien ulostaessa. Lehmät olivat laidunkauden ruokinnalla. Hyvin sekoitusta sonnasta ja virtsasta otettiin myös näytteet ravinneanalyysejä varten (Taulukko 3). Virtsan tyypestä oli liukoisessa muodossa 98% ja sonnan 6.5%.

Kunkin käsiteltävän lysimetrin keskelle levitettiin joko yksi virtsalaikku tai yksi sontalaikku. Virtsa levitettiin 0,37 m²:n alueelle rajaamalla levitysalue kehikon (halkaisija 68 cm) avulla. Sonta puolestaan kaadettiin ämpäristä lysimetrin keskelle halkaisijaltaan 31 cm:n alueelle. Virtsaa levitettiin lysimetriä kohti 2,37 l ja sontaa 2,47 kg. Määrät vastasivat MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla mitattuja lehmän kertaulostusmääriä (Saarijärvi ym. 2006a). Kevät- ja syyskäsittelyissä lysimetrit saivat hieman eri määrät ravinteita sonnan ja virtsan erilaisista pitoisuuksista johtuen (Taulukko 3). Kevätkäsittelyn yhteydessä annettu väkilannoite levitettiin seuraavana päivänä tasaisesti koko lysimetrin alueelle, myös sontakasojen ja virtsalaikkujen päälle.

Sadetus ja sadonkorjuu

Vuonna 2002 satoa ei kerätty talteen, mutta nurmi puhdistusniitettiin kesäkuun lopussa ja elokuun puolivälissä. Kaikkia lysimetrejä sadetettiin vuonna 2002 yhteensä 79 mm (4.6. 14.6 mm, 16.7. 22.4 mm, 31.7. 15.7 mm, 9.8. 15,7 mm, 22.8. 10.4 mm) ja huonoimmin orastuvia vielä lisäksi kastelukanalla 31 mm (20.6. 15.7 mm, 19.7. 15.7 mm).. Vuonna 2003 sato korjattiin viisi kertaa ja vuonna 2004 kuusi kertaa. Sadonkorjuussa lysimetrien nurmi leikattiin saksilla 7 cm:n sänkeen. Nurmi niitettiin, kun suurin osa lysimetrien kasvustoista oli 25-30 cm korkeita, mikä vastaa sopivaa laidunnuksen aloittamisajankohtaa. Tuoresato punnittiin ja siitä otettiin näytteet kuiva-aineen ja ravinteiden määrityksiä varten. Vuonna 2003 maan kosteutta seurattiin asentamalla TDR –anturit 25 ja 40 cm:n syvyyteen yhteensä kahdeksalle lysimetrille (kaksi lysimetriä kutakin maalajia kohti). Sadetustarve määritettiin laskemalla sadannan vajuus, ja sadetus aloitettiin, kun sadannan vajuus ylitti 20 mm. Lysimetrejä sadetettiin vuonna 2003 yhteensä 91 mm (21.7. 22.1 mm, 31.7 24 mm, 7.8. 23.1 mm, 13.8. 22.2 mm). Vuonna 2004 sadetusta ei tarvittu.

Valunnan mittaus ja vesinäytteet

Kaikki lysimetrien läpi valunut vesi kerättiin talteen 20 l:n kanistereihin. Vesinäytteenoton yhteydessä kanisterien sisältö punnittiin, jolloin saatiin valunnan määrä selville. Vesinäytteet otettiin ravinneanalyysijä varten aina kylvön, sadonkorjuun, virtsa- ja sontakäsittelyjen, väkilannoituksen ja maan muokkauksen yhteydessä, ja muulloin, kun kanisterit olivat täysiä. Vesinäytteitä otettiin 7-12 kertaa vuodessa. Ennen ravinneanalyysijä näytteet säilytettiin happopestyissä polyeteenipulloissa kylmiössä (+4 °C).

Vesi- ja kasvianalyysit

Vesinäytteistä analysoitiin kokonaistyyppi (Kok-N), ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$) ja nitraattityppi ($\text{NO}_3\text{-N}$). Analyysimenetelmät on kuvattu mm. julkaisuissa Turtola ja Paajanen (1995) ja Lemola ym. (2000). Ennen ammonium- ja nitraattitypen analysointia vesinäytteet suodatettiin 0,2 μm :n membraanisuodatimen läpi. Ravinnehuuhtoutumat laskettiin vuoden jaksoille alkaen kevät-kylvöistä tai ensimmäisestä lannoituksesta ja päättyen seuraavan kevään kylvöön tai lannoitukseen.

Vuoden 2003 satonäytteistä typpipitoisuus analysoitiin jokaisesta lysimetristä ja kaikista niitoista erikseen kuivapolttomenetelmällä (LECO). Vuonna 2004 koejäsenten näytteet yhdistettiin satomäärien suhteessa kutakin niittokertaa vastaavaksi yhdeksi näytteeksi, josta typpipitoisuus määritettiin märkäpoltomenetelmällä.

Tulokset ja alustava tulosten tarkastelu

Nurmen sato ja typen otto

Lannoittamattomat lysimetrinurmet tuottivat kuiva-ainesatoa vuosina 2003 ja 2004 kivennäismailla keskimäärin 1750–3220 kg/ha vuodessa, ja turvemaalla 5000-8800 kg/ha vuodessa (Taulukko 4). Lannoittamattomien lysimetrinurmien typen ottoa voitaneen pitää karkeana minimiarviona maan omien typpi-varojen mineralisoitumisesta, sillä molempina vuosina nurmi otti maasta vapautuvaa typpeä koko kasvukauden ajan. Savimaalla mineralisoituminen olisi näin arvioiden ollut vähintään noin 40, hiesumaalla 60-90, hiedalla 50-70 ja turvemaalla 210-280 kg/ha vuodessa.

Taulukko 4. Nurmisadot ja satojen typen otto käsittelyvuonna ja jälkivaikutusvuonna

Maalaji Koejäsen	Käsittelyvuosi		Jälkivaikutusvuosi		Yhteensä	
	Kuiva- aine sato kg/ha	N-otto kg/ha	Kuiva- aine sato kg/ha	N-otto kg/ha	Kuiva-aine sato kg/ha	N-otto kg/ha
Savi						
Lannoittamaton	1754	43	1941	42	3695	85
Väkilannoitus	5906	212	6620	203	12526	415
+Kevätsonta	6501	232	7549	225	14050	457
+Kevätvirtsa	7005	281	8127	261	15132	542
+Syyssona	5937	214	7385	226	13322	440
+Syysvirtsa	5917	207	9044	308	14961	515
Hiesu						
Lannoittamaton	3221	94	2942	67	6163	161
Väkilannoitus	7492	307	7817	250	15309	557
+Kevätsonta	7406	309	8341	251	15747	560
+Kevätvirtsa	9203	454	9322	290	18525	744
+Syyssona	7066	303	8503	271	15569	574
+Syysvirtsa	7409	305	10156	350	17565	655
Hieta						
Lannoittamaton	2523	73	2623	59	5146	132
Väkilannoitus	6441	243	7595	234	14036	477
+Kevätsonta	6729	266	8417	252	15146	518
+Kevätvirtsa	7623	353	8533	268	16156	621
+Syyssona	6749	257	8423	255	15172	512
+Syysvirtsa	6456	245	9109	290	15565	535
Turve Lannoit- tamaton	5021	217	8839	282	13860	499
Väkilannoitus	5816	254	10216	368	16032	622
+Kevätsonta	6269	294	10149	371	16418	665
+Kevätvirtsa	6333	276	10079	347	16412	623
+Syyssona	6070	276	9948	349	16018	625
+Syysvirtsa	5950	280	10791	390	16741	670

Väkilannoitus paransi eniten savimaan nurmisatoja, jotka kohosivat yli kolminkertaisiksi tasolle 5900-6600 kg/ha vuodessa (Taulukko 4). Myös hiesuja hietamaalla väkilannoitus nosti satotasoa lähes yhtä paljon, hiesumaalla tasolle 7500-7800 kg/ha ja hietamaalla tasolle 6400-7600 kg/ha vuodessa. Turvemaassa tyypeä vapautui niin paljon, että väkilannoitus lisäsi turvemaan satoa vain 16 % tasolle 5800-10200 kg/ha vuodessa.

Myös virtsa- ja sontalajukujen mukana tulleet lisäravinteet nostivat satoa. Alkukesällä levitetty virtsa ja sonta kasvattivat kivennäismaiden nurmisatoja sekä käsittely- että jälkivaikutusvuonna, kun taas loppukesällä levitetty teki- vät sen vasta jälkivaikutusvuonna. Kaiken kaikkiaan alkukesällä levitetty virtsa nosti kahden vuoden yhteenlaskettua satoa hieman enemmän kuin lop- pukesällä levitetty virtsa. Savimaalla virtsalaikut paransivat kahden vuoden yhteenlaskettua satoa pelkän väkilannoituksen saaneisiin kasvustoihin verrat- tuna 19-21 % ja sontalajikut 6-12 %. Hiesumaalla vain virtsa paransi satoa (15-21 %), kun taas hietamaalla molemmat käsittelyt nostivat satoa (virtsa 11-15 %, sonta 8 %).

Kivennäismailla varsinkin alkukesällä levitetty virtsa nosti käsittelyä seura- viden nurmisatojen typpipitoisuutta. Näiden nurmisatojen kuiva-aineen typpi- pitoisuus oli vuonna 2003 keskimäärin 4.0-4.9 %, kun se oli muissa käsitte- lyissä 3.5-4.3 %, väkilannoitetuissa 3.6-4.1 % ja lannoittamattomissa 2.5-2.9 %. Turvemaalla typpipitoisuus oli käsittelyvuonna 4.3-4.7 %. Jälkivaikutus- vuonna typpipitoisuus oli kaikissa tapauksissa pienempi kuin käsittelyvuon- na, lannoittamattomissa ero oli 0.3-1.1 prosenttiyksikköä ja muissa kasvus- toissa 0.5-1.8 prosenttiyksikköä.

Annetun typen hyötysuhde eri käsittelyissä laskettiin jakamalla nurmen li- sääntynyt typen otto väkilannoituksessa ja laidunkäsittelyissä annetun lisäty- pen määrällä (Taulukko 5). Kivennäismaissa 75-90 % annetusta väkilannoite- tpestä korjattiin sadon mukana, kun taas turvemaassa vastaava hyötysuhde jäi 44 prosenttiin. Turvemaata lukuunottamatta alkukesällä levitetyn virtsan typpisisällöstä niinkin paljon kuin 40-60 % päätyi satoon loppukesän levityk- sen hyötysuhteen jäädessä noin puoleen tästä (20-34 %). Sonnan typen hyö- tysuhde vaihteli välillä 2-28 %. Samalla sontalajikut tuhosivat noin 12 % nurmen pinta-alasta. Lysimetrikokeessa typen hyötysuhteet olivat korkeita verrattuna Saarijärven ym. (2006b) tutkimukseen, jossa nurmi käytti sonnan tpestä 7 % ja virtsan tpestä 11 %.

Taulukko 5. Väkilannoituksen sekä sonta- ja virtsakäsittelyjen sisältämän typen hyötysuhde keskimäärin vuosina 2003 ja 2004 eri maalajeilla.

Käsittely	Lisätyn typen hyötysuhde, %			
	Savi	Hiesu	Hieta	Turve
Väkilannoitus	74,8	90,2	78,4	44,4
+Kevätsonta	28,1	1,7	27,3	28,3
+Kevätvirtsa	40,4	59,5	45,4	-0,1
+Syyssona	15,3	10,7	22,2	1,6
+Syysvirtsa	33,5	32,9	19,5	16,1

Nurmen typpitase

Lysimetrinurmien kahden vuoden yhteenlaskettu typpitase (annettu typpi – sadossa korjattu typpi) pysyi matalana, kun nurmikasvusto sai pelkän väkilannoituksen (Taulukko 6, typpitase A). Kaikkien käsittelyiden osalta hiesumaa saavutti kivennäismaista pienimmän typpitaseen, sillä nurmi kasvoi parhaiten hiesumaalla. Hiesulla virtsakäsittelyjenkään taseet eivät nousseet korkeiksi, kun taas muilla kivennäismailla ne ennakoivat selvästi kohonnutta typen huuhtoutumisriskiä. Jos typen mineraloituminen otettiin huomioon tasetarkastelussa väkilannoituksen, sonta- ja virtsakäsittelyjen sekä kasvien typen oton lisäksi, nousivat taseet kaikilla maalajeilla ja käsittelyillä selvästi korkeammiksi (Taulukko 6, typpitase B). Tällöin myös turvemaan vahvasti negatiiviset taseet muuttuivat positiivisiksi, mikä kuvaa tase A:ta selvemmin turvemaassa olleen huuhtoutumispotentiaalin suuruutta.

Valunta

Kokeen perustamisvuosi (kevätkylvöstä 2002 kevääseen 2003) oli erittäin kuiva, sillä vuosijakson sadanta oli vain 373 mm. Tämän seurauksena valuntaa muodostui poikkeuksellisen vähän, savi- ja turvemaalla keskimäärin 150-160 mm, hietamaalla noin 50 mm ja hiesulla alle 10 mm (Taulukko 7). Aikaisemmassa ohrakokeessa hieman normaalia pienempi sademäärä (597 mm) tuotti valuntaa savimaalta 219, hiesulta 43, hiedalta 181 ja turvemaalta 167 mm, kun taas normaaleina (noin 650 mm) ja runsassateisina (yli 700 mm) vuosina valuntaa tuli savi- ja turvemaalla noin puolet sademäärästä, hiedalla 230-340 mm ja hiesulla 50-230 mm (Lemola ym. 2000).

Varsinainen käsittelyvuosi alkoi viileähkönä ja varsin sateisena. Vuoden kokonaissademäärä jäi kuitenkin normaalia pienemmäksi (527 mm). Jälkivaikutusvuonna puolestaan lämmintä toukokuun alkua seurasi erittäin viileä kausi

Taulukko 6. Käsittelyvuoden ja jälkivaikutusvuoden yhteenlaskettu typpitase maalajeittain ja käsittelyittäin. Typpitase A (ns. peltotase) = maahan lisätty typpi – sadossa korjattu typpi, Typpitase B = maahan lisätty typpi + arvioitu mineralisaatioissa vapautunut typpi – sadossa korjattu typpi.

Käsittely	Typpitase A, kg/ha				Typpitase B, kg/ha			
	Savi	Hiesu	Hieta	Turve	Savi	Hiesu	Hieta	Turve
Väkilannoitus	25	-117	-37	-342	111	42	95	154
+Kevätsonta	132	29	71	-236	218	190	203	260
+Kevätvirtsa	214	12	135	-27	300	171	268	470
+Syyssona	159	25	87	-186	246	185	219	310
+Syysvirtsa	224	84	204	-91	310	244	336	404

kesäkuun alkupuolelle asti. Kesäkuun jälkeen kasvukausi oli hyvin sateinen, ja sää jatkui sateisena aina marraskuuhun saakka. Talvi pysyi leutona tammi-kuun lopulle, minkä jälkeen seurasi 2 kk:n pakkasjakso maaliskuun loppuun. Lumi sulii lysimetreistä keväällä 2005 maaliskuuhun vaihteessa.

Lemolan ym. (2000) raportoimiin valuntoihin suhteutettuna tässä kokeessa käsittelyvuoden ja jälkivaikutusvuoden (sademäärä 733 mm) valunnat olivat turvemaalla samansuuruisia, savella ja hiedalla 30-90 mm suurempia, ja hiesulla 100-150 mm suurempia (Taulukko 7). Kivennäismailla lysimetreistä tuli sitä vähemmän valuntaa, mitä paremmin nurmi kasvoi ja siten lisäsi haihduntaa. Savimaalla valunta väheni 10 mm noin 1600 kg:n (ka) nurmisaadon lisäystä kohti, hiesulla ja hiedalla vastaava valunnan väheneminen edellytti noin 700 ja 900 kg:n sadonlisäyksiä.

Typen huuhtoutuminen

Typpeä huuhtoutui kokeen perustamisvuonna pienestä valunnasta johtuen erittäin vähän, lukuunottamatta muutamia turvelysimetrejä (Taulukko 8). Huuhtoutuminen oli suurinta runsassateisena jälkivaikutusvuonna, jolloin myös edeltävien käsittelyjen vaikutus oli suurimmillaan. Kivennäismailla vaadittiin noin 200 mm valuntaa käsittelyjen jälkeen, että virtsalisäysten myötä maahan tullut typpi alkoi näkyä valunnan nitraattipitoisuuden nousuna (Kuva 1). Pitoisuuden huippu saavutettiin noin 400 mm:n valunnan jälkeen. Myös Lemolan ym. (2000) raportoimassa aikaisemmassa lysimetrikokeessa koekäsittelyt alkoivat näkyä valunnan typpipitoisuudessa vasta, kun käsittelyjen jälkeistä läpivaluntaa oli tullut yli 200 mm.

Tässä tutkimuksessa kuitenkin savimaan nitraattipitoisuus käyttäytyi alkukesän virtsalevityksen jälkeen edellisistä poikkeavalla tavalla. Savimaalla nitraattipitoisuus alkoi nousta alkukesän virtsalevityksen jälkeen jo, kun valuntaa oli tullut noin 100 mm, ja pitoisuus saavutti huippunsa, kun valuntaa oli kertynyt 200 mm. Todennäköisesti nitraatti liikkui oikovirtauksena savimaan suurimmissa huokosissa ja siten nopeammin kuin muilla maalajeilla. Syyslevityksen jälkeen maa oli kosteampaa ja kuivumishalkeamat sulkeutuneet, minkä seurauksena savimaan valunnan nitraattipitoisuus käyttäytyi muiden maiden tavoin.

Virtsakäsittelyt lisäsivät typen huuhtoutumista kaikissa tapauksissa, loppukesällä levitetty virtsa alkukesän levitystä enemmän (Taulukko 8). Savimaalla typpikuormitus lisääntyi 53-57, hiesumaalla 19-67, hietamaalla 40-81 ja turvemaalla 155-169 kg/ha yhteensä kahden vuoden aikana. Hiesulla ja hiedalla loppukesän käsittely lisäsi typen huuhtoutumista 40-50 kg/ha enemmän kuin alkukesän käsittely. Näissä tapauksissa huuhtoutuman muutokset näyttivät riippuvan typpitaseen muutoksista, sillä 'syysvirtsa' -käsittelyjen kahden

Taulukko 7. Valunta (mm) nurmen perustamisvuonna (24.4.2002-2003) ja koevuosina (käsittelyvuosi 2003-2004, jälkivaikutusvuosi 2004-2005). Keskiarvon keskivirhe (SE) laskettu käsittelyvuoden ja jälkivaikutusvuoden valun-
tojen summalle.

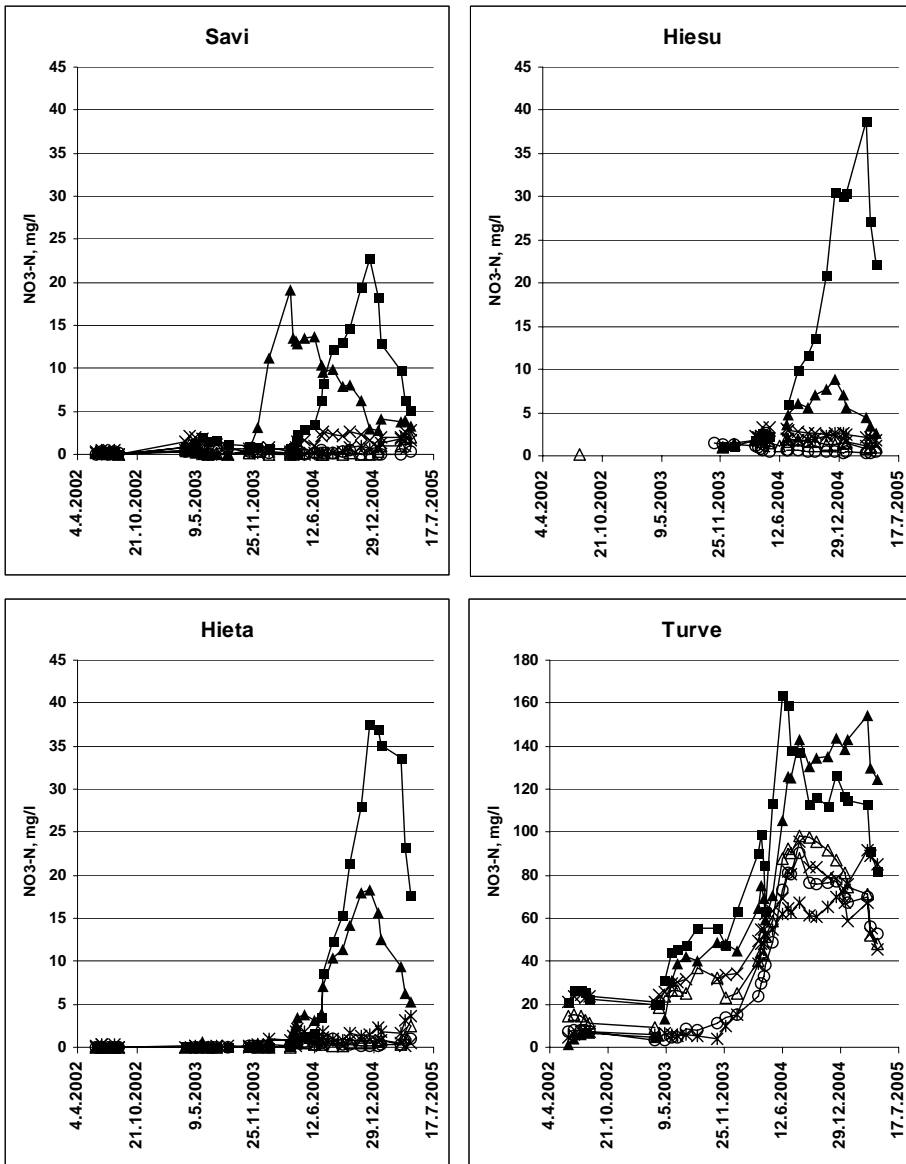
Maalaji Koejäsen	Perusta- misvuosi mm	Koevuodet				SE mm
		Käsittely- vuosi mm	Jälkivai- kutusuosi mm	Koevuodet yhteensä mm		
	Sade 373 (+sadet 79-110) mm	Sade 527 (+sadet 91 mm)		Sade 733		
Savi						
Lannoittamaton	314	398	457	855	10	
Väkilannoitus	165	380	430	810	34	
+Kevätsonta	164	391	445	836	25	
+Kevätvirtsa	160	391	438	828	55	
+Syyssona	175	416	464	880	21	
+Syysvirtsa	152	367	395	762	22	
Hiesu						
Lannoittamaton	0	234	440	674	28	
Väkilannoitus	1	167	375	542	27	
+Kevätsonta	25	165	356	521	12	
+Kevätvirtsa	8	134	351	485	39	
+Syyssona	0	182	342	524	68	
+Syysvirtsa	5	177	325	502	63	
Hieta						
Lannoittamaton	53	286	430	716	84	
Väkilannoitus	55	282	422	704	33	
+Kevätsonta	67	267	403	669	32	
+Kevätvirtsa	52	305	405	710	35	
+Syyssona	44	251	366	617	39	
+Syysvirtsa	39	224	372	596	49	
Turve						
Lannoittamaton	83	291	382	673	5	
Väkilannoitus	157	276	375	651	46	
+Kevätsonta	121	274	374	648	30	
+Kevätvirtsa	174	295	386	681	70	
+Syyssona	166	318	411	729	36	
+Syysvirtsa	148	324	381	705	47	

Taulukko 8. Kokonaistypen huuhtoutuminen (kg/ha) nurmen perustamisvuonna ja koevuosina. Keskiarvon keskivirhe (SE) laskettu käsittelyvuoden ja jälkivaikutusvuoden typpihuuhtoutuman summalle.

Maalaji Koejäsen	Koevuodet				
	Perustamisvuosi kg/ha	Käsittelyvuosi kg/ha	Jälkivaikutusvuosi kg/ha	Yhteensä kg/ha	SE kg/ha
Savi					
Lannoittamaton	10,0	1,9	1,8	3,7	0,0
Väkilannoitus	2,3	2,3	2,7	5,0	1,1
+Kevätsonta	0,9	1,9	4,3	6,2	0,9
+Kevätvirtsa	1,0	28,3	30,0	58,3	15,7
+Syyssona	6,1	7,2	7,8	15,0	3,7
+Syysvirtsa	0,9	19,4	42,1	61,5	3,4
Hiesu					
Lannoittamaton	0	3,6	3,0	6,6	0,0
Väkilannoitus	0	3,1	5,9	9,0	1,8
+Kevätsonta	0,6	3,4	6,9	10,3	1,4
+Kevätvirtsa	2,2	3,1	25,2	28,3	5,2
+Syyssona	0	3,4	6,6	10,0	1,4
+Syysvirtsa	0	8,5	67,0	75,5	20,3
Hieta					
Lannoittamaton	0,7	2,9	5,7	8,6	0,6
Väkilannoitus	0,6	3,3	5,9	9,2	1,9
+Kevätsonta	2,9	5,2	7,8	13,0	3,0
+Kevätvirtsa	0,7	12,8	36,5	49,3	13,8
+Syyssona	0,4	2,8	4,8	7,6	0,9
+Syysvirtsa	0,5	6,4	83,7	90,1	18,9
Turve					
Lannoittamaton	11,0	91,5	350,1	441,6	85,3
Väkilannoitus	28,4	108,3	393,3	501,6	77,2
+Kevätsonta	11,6	69,5	295,9	365,4	27,3
+Kevätvirtsa	48,7	183,0	473,7	656,7	182,0
+Syyssona	30,1	146,4	408,9	555,3	73,5
+Syysvirtsa	30,4	182,0	488,5	670,5	101,7

vuoden yhteenlaskettu typpitase oli molemmilla mailla noin 70 kg/ha korkeampi kuin 'kevätvirtsa' -käsittelyissä (Taulukko 6).

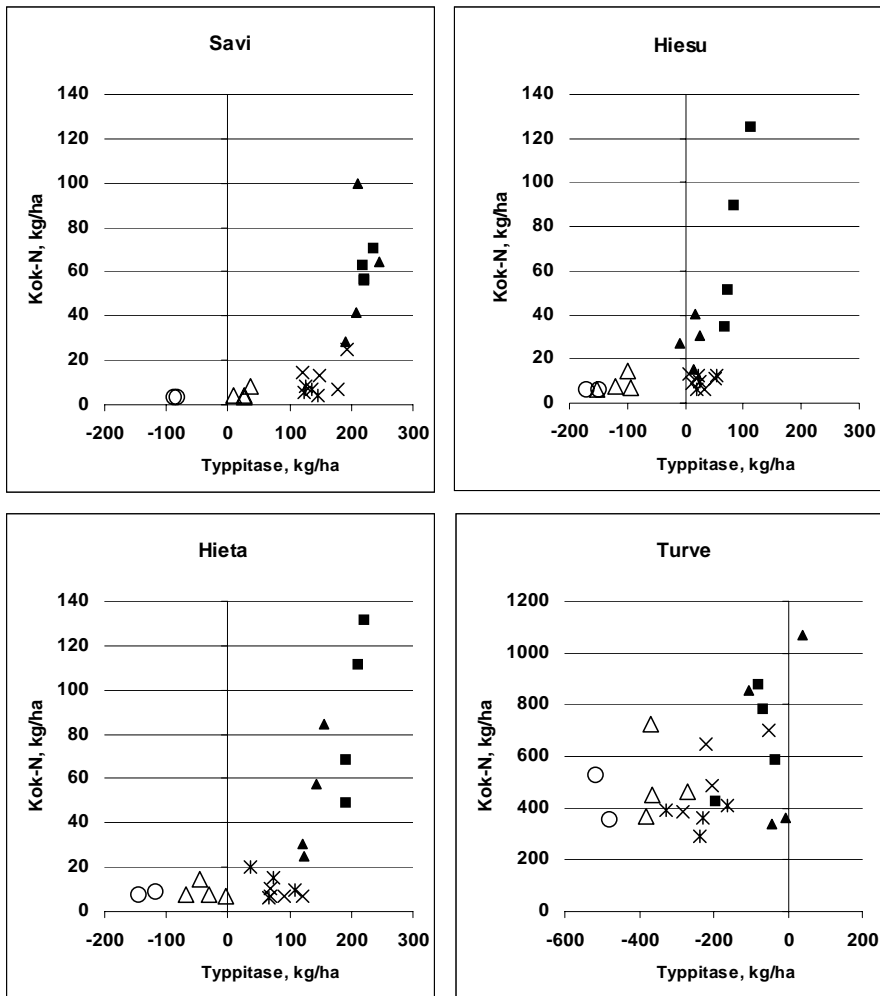
Lysimetrikohtaisessa tasetarkastelussa näkyy, kuinka virtsan aiheuttama typpitaseen nousu lisäsi kivennäismailla yleensä suoraan typen huuhtoutumista (Kuva 2). Sensijaan muissa tapauksissa taseen muutokset eivät heijastuneet vastaavalla tavalla typpikuormitukseen tai yhteys oli hyvin heikko. Myös aikaisemmassa typpitaseiden ja huuhtoutumien yhteyttä selvittäneessä tutkimuksessa taseen ja kuormituksen välille löytyi selkeä yhteys vain, kun oli



○ Lannoittamaton * + Kevätsonta × + Syysonta
 △ Väkilannoitus ▲ + Kevätvirtsa ■ + Syysvirtsa

Kuva 1. Valumaveden nitraattityppipitoisuuden (NO₃-N, mg/l) kehittyminen tutkimuksen aikana.

kysymys hyvin runsaita typpihuuhtoutumia aiheuttavista viljelytoimenpiteistä kuten avokesannoinnista tai lannan levityksestä nurmen pintaan syksyllä ja talvella (Salo & Turtola 2006). Näissäkin tapauksissa taseista näyttää olevan vaikea ennustaa typpihuuhtoutuman tarkkaa määrää. Tämä on helppo havaita, kun vertaa kuvan 2 virtsakäsittelyjen huuhtoumia samalla typpitasolla,



○ Lannoittamaton ✕ + Kevätsonta ✕ + Syysonta
 △ Väkilannannoitus ▲ + Kevätvirtsa ■ + Syysvirtsa

Kuva 2. Kokonaistypen huuhtoutuminen (kg/ha) ja typpitase (kg/ha) käsittely-
 vuonna ja jälkivaikutusvuonna yhteensä eri maalajeilla.

mutta eri maalajeilla. Erityisesti maan orgaanisesta aineksestä vapautuva
 typpi vaikeuttaa taseen käyttöä huuhtoutumisen mittarina, kuten turvemaan
 negatiiviset typpitaseet ja suuret huuhtoutumat osoittavat.

Toisin kuin virtsakäsittelyt sontalaukut lisäsivät typen huuhtoutumista vain
 vähän verrattuna levitettyyn typpimäärään ja sonnan typen huonoon hyö-
 tysuhteeseen (Taulukot 2 ja 5). Tämä on ymmärrettävää, sillä sonnan typpi
 vapautuu huuhtoutumisaltiseen nitraattimuotoon vasta mikrobiologisten pro-
 sessien myötä. Myös aikaisemmassa luomu- ja tavanomaisia viljelykiertoja
 seuranneissa tutkimuksissa havaittiin, että luomuviljelykiertojen suuremmat,

orgaanisen typen lisäyksistä aiheutuneet typpitaseet eivät kasvattaneet huuhtoutumaa seitsemän vuoden seurannan aikana (Turtola ym. 2005). Savimaalla typpihuuhtoutuma oli 'syyssonta' -käsittelystä kahden vuoden aikana 10 kg/ha suurempi kuin pelkän väkilannoituksen saaneista lysimetreistä ja hietamaalla 'keväsonta' -käsittelystä 3.8 kg/ha suurempi (hietamaalla 'syyssonta' -käsittelyn huuhtoutuma oli vähäisen valunnan vuoksi pienempi kuin vain väkilannoituksen saaneissa lysimetreissä) (Taulukko 8). Turvemaalla syyssontakäsittely lisäsi typpikuormitusta pelkkään väkilannoitukseen verrattuna 55 kg/ha. Turvemaan valuntaerot eivät selitä keväsontakäsittelyn muita käsittelyjä pienempää huuhtoutumaa. Käsittelyvuonna keväsontakäsittely tuotti kuitenkin paremman sadon kuin saatiin pelkällä väkilannoituksella, ja typen otto oli 40 kg/ha suurempi. Jälkivaikutusvuonna typenottoissa ei ollut eroja.

Tässä tutkimuksessa pelkkä suositusten mukainen väkilannoitus ei lisännyt typen huuhtoutumista nurmelta. Myös aikaisemmissa tutkimuksissa typen huuhtoutuminen pysyi kivennäismailla hyvin pienenä, jos nurmen viljelyyn ei liittynyt lannan levitystä nurmen pintaan syksyllä tai talvella (Turtola & Jaakkola 1985, Turtola & Paajanen 1995, Turtola & Kemppainen 1998). Typen huuhtoutuminen lisääntyy yleensä nurmen kyntämisen jälkeen (mm. Turtola & Jaakkola 1987), mutta tässä tutkimuksessa lisäystä ei havaittu kevääseen 2005 mennessä, jo pelkästään lysimetrihuuhtoumille luonteenomaisen viiveen vuoksi (Lemola ym. 2000).

Sitävästoin turvemaalta typeä huuhtoutui erittäin paljon aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna (Huhta 1989, Lemola ym. 2000), erityisesti jälkivaikutusvuonna 2004-2005. Tämä johtui todennäköisesti vuoden 2002-2003 poikkeuksellisesta kuivuudesta, mikä kuivatti turvelysimetrit syväälle ja loi siten optimaaliset olosuhteet typen mineraloitumiselle. Myös lysimetreihin kokeen alussa lisäystä turvekerroksesta on saattanut vapautua normaalia enemmän typeä. Samaan suuntaan on voinut vaikuttaa myös maan kalkitseminen koetta perustettaessa. Lisäksi nurmikasvusto oli perustamisvuonna kaikkein heikoin turvelysimetreissä, minkä vuoksi typen otto jäi tuolloin vähäiseksi. Näiden tekijöiden seurauksena maaprofiileihin kertyi todennäköisesti runsaasti huuhtoutumisaltista nitraattitypeä, joka lähti liikkeelle seuraavana vuonna. Typen erittäin suuresta mineralisaatiosta on osoituksena paitsi lannoittamattomien lysimetrien kahden vuoden typpihuuhtoutuma (442 kg/ha) myös niissä kasvaneen nurmen typpisato (499 kg/ha).

Koska lysimetreissä kaikki valunta oli läpivaluntaa, suurin osa huuhtoutuneesta kokonaistypestä oli nitraattitypeä. Käsittelyjen aikaansaama kokonaistypen lisääntynyt huuhtoutuminen oli ennen kaikkea seurausta nitraattitypen määrän kasvusta. Ammoniumtypen osuus oli yleensä vain muutamia prosenttia kokonaistypestä ja alle 0.5 kg/ha vuodessa. Virtsakäsittelyjä lukuunottamatta orgaanista typeä tuli savimaan valunnassa saman verran kuin ammoniumtypeä (alle 0.5 kg/ha vuodessa), hiesulla ja hiedalla orgaanista typeä tuli enemmän kuin ammoniumtypeä (hiesulla alle 1, hiedalla 1.6-3.7

kg/ha) ja turvemaalla kaikkein eniten (6-40 kg/ha). Virtsakäsittelyt lisäsivät orgaanisen typen huuhtoutumista kahden vuoden aikana kivennäismailla 1-5 kg/ha ja turvemaalla noin 20-25 kg/ha.

Lysimetrikoe vs. käytännön laiduntaminen

Tässä tutkimuksessa sontalaikku peitti 11,9 % ja virtsalaikku 57 % lysimetrin nurmipinta-alasta. Peittävyys oli noin kolminkertainen laitumilla keskimäärin mitattuihin peittävyysiin verrattuna (sontalaikut 4 %, virtsalaikut 17 %) laitumen pinta-alasta viisi laidunnuskierrosta sisältäneen laidunkauden jälkeen (Saarijärvi ym. 2006). Toisaalta oikeille laitumille tulee samanaikaisesti molempia ulostelajeja. Vähentämällä sonta- ja virtsalaikkujen aiheuttama kuormituslisä kolmannekseen lysimetreissä mitatusta ja laskemalla molempien vaikutus yhteen saadaan karkea arvio laikkujen potentiaalisesta kuormittavuudesta käytännössä (Taulukko 9). Lysimetrikokeen tuloksia arvioitaessa pitää myös muistaa, että oikeilla laitumilla on aina alueita, joille tulee ulosteita huomattavasti keskimääräistä enemmän, kuten vesipisteet ja erilaiset reuna-alueet. Näillä alueilla voidaan helposti saavuttaa lysimetrikokeen peittävyys.

Koska lysimetreissä kaikki valunta kulkee maaprofiilin läpi, typen huuhtoutuminen kasvaa etenkin savimaalla suuremmaksi kuin oikeilla pelloilla, joilla vaihteleva osa valunnasta tulee pinta- tai pintakerrosvaluntana (Turtola 1999). Käytännön nurmiviljelyssä pintavalunnan osuus kasvaa myös karke-

Taulukko 9. Väkilannoituksen ja käsittelyjen aiheuttama lisäys kokonaistypen huuhtoutumiseen (kg/ha) yhteensä vuosina 2003-2004 ja 2004-2005 lysimetreissä ja keskimääräiselle laitumelle arvioitujen peittoprosenttien mukaan laskettuna.

	Lysimetri	Laidun
Savi	1,3	1,3
Väkilannoitus	54,5	18
+Kevätsonta ja -virtsa	66,5	22
+Syysonta ja virtsa		
Hiesu		
Väkilannoitus	2,4	2,4
+Kevätsonta ja -virtsa	20,6	7
+Syysonta ja -virtsa	67,5	23
Hieta		
Väkilannoitus	0,6	0,6
+Kevätsonta ja -virtsa	43,9	15
+Syysonta ja -virtsa	80,9	27
Turve		
Väkilannoitus	60,0	60
+Kevätsonta ja -virtsa	155	52
+Syysonta ja -virtsa	223	74

ammilla kivennäismailla ja voi etenkin keväällä muodostaa valtaosan kokonaisvalunnasta (Turtola & Kemppainen 1998, Saarijärvi ym. 2006a). Em. tutkimuksista voidaankin päätellä, että pintavalunta huuhtoo käytännössä helposti mukaansa laitumen sontakasoista ammoniumtyypeä ja fosforia, mikä ei tullut lysimetrikokeessa lainkaan esille.

Yhteenveto

Virtsakäsittelyt lisäsivät selvästi kokonaistypen huuhtoutumista sekä kivennäismailla että turvemaalla. Myös nurmisadot ja typen otto kasvoivat selvästi. Runsaasta lannoituksesta huolimatta sato otti virtsan tyyppistä kivennäismailla 20-60%. Kahden vuoden typpitaseen ylijäämäksi virtsakäsittelyissä jäi kuitenkin 171-336 kg/ha, josta huuhtoutui 17-31%. Kivennäismailla kokonaistypen huuhtoutuminen lisääntyi 19-81 kg/ha. Normaalien laidunolosuhteiden virtsalaikkujen peittävyyksien mukaan laskettuna lisäystä olisi tullut 6-27 (turvemaalla 52-56) kg/ha. Pelto-olosuhteissa lisäys olisi pienempi, koska nurmella merkittävä osuus valunnasta tulee pintavaluntana, joka ei pysty huuhtomaan virtsan tyyppiä yhtä paljon kuin maan läpi kulkeva valunta. Toisaalta laitumien juottopaikat ja muut mieluisat oleskelualueet saavat helposti keskimääräistä suuremman virtsakuorman, mikä kasvattaa kuormitusriskiä.

Sontakäsittelyjen vaikutus huuhtoutumiin ja satoon oli selvästi pienempi kuin virtsan, johtuen pienemmästä typpimäärästä ja siitä, että lähes kaikki sonnan tyyppi oli orgaanisessa muodossa. Kivennäismailla kokonaistypen huuhtoutuminen lisääntyi hietamaan syysontakäsittelyä lukuun ottamatta. Sontakäsittelyt myös lisäsivät satoa ja sadon typen ottoa. Sontakan ympärillä kasvanut kasvusto pystyi kompensoimaan sontakan alle jääneen nurmen kasvun niin, että sontakäsittelyissä typen otto oli väkilannoitettua kontrollikäsittelyä suurempi. Kivennäismailla nurmi hyödynsi 1,7-28,1% sontalaikkujen sisältämästä tyyppistä. Typpitaseen ylijäämäksi jäi 185-246 kg/ha, josta huuhtoutui 3-6%. Laidunolosuhteiden sontalaikkujen peittävyyksien mukaan laskettuna sontakäsittelyt lisäsivät kokonaistypen huuhtoutumista 0,3-3 (turvemaalla 18) kg/ha hietamaan loppukesän ja turvemaan alkukesän käsittelyä lukuunottamatta. Toisin kuin virtsan kohdalla, pelto-olosuhteissa pintavalunta lisäisi sonnan typen aiheuttamaa kuormitusta.

Turvemaan typen huuhtoutuminen oli poikkeuksellisen suurta johtuen turpeen runsaasta mineraloitumisesta, mikä peitti alleen lannoituksen ja koekäsittelyjen vaikutusta. Turvemaalla väkilannoitteen ja käsittelyjen sisältämän typen hyötysuhde jäi selvästi kivennäismaita alhaisemmaksi ja vaikutus kokonaistypen huuhtoutumiin oli kivennäismaita suurempi. Poikkeuksellisten olosuhteiden vuoksi turvemaalta saatujen tulosten yleistämiseen tulee suhtautua varauksellisesti.

Kirjallisuus

- Huhta, H. 1989. Typen ja fosforin huuhtoutuminen turvemaan nurmesta ja viljapellosta. Koetoiminta ja käytäntö 46(20.6.1989): 47.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76: 59-66.
- Lemola, R., Turtola, E. & Eriksson, C. 2000. Undersowing Italian ryegrass diminishes nitrogen leaching from spring barley. *Agricultural and Food Science in Finland* 9: 201-215.
- MMM 2004. Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisuja 1/2004. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 300 s.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen. MTT. s. 88-100.
- Saarijärvi, K., Karppinen, M. & Virkajärvi, P. 2006b. Typpifraktioiden dynamiikka sekä nurmen typenotto sonta- ja virtsalaikuissa. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen. MTT. s. 37-54.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006a. Heinä- ja apilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen. MTT. s. 18-36.
- Salo, T. & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 98-107.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1985. Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 6/85. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 43 s.
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1987. Viljelykasvin vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen savimaasta Jokioisten huuhtoutumiskentällä v. 1983-1986. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 22/87. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 34 s.
- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertil-

- izer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 569-581.
- 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., Lemola, R., Laitinen, P., Kiljala, J., Esala, M., Rämö, S., Huttu, S., Joki-Tokola, E., Hakkola, H. & Lehto, E. 2005. *Ympäristökuormitus luonnonmukaisessa viljelyssä*. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. ISBN 951-729-948-6.
- Yläranta, T., Uusi-Kämppe, J. & Jaakkola, A. 1993. Leaching of nitrogen in barley, grass ley and fallow lysimeters. *Agricultural Science in Finland* 2: 281-291.

Laitumen ammoniakkipäästöt

Kirsi Saarijärvi¹⁾, Pasi Mattila²⁾ ja Perttu Virkajärvi¹⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, etunimi.sukunimi@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen, pasi.mattila@helsinki.fi

Tiivistelmä

Tutkimuksen tarkoitus oli tutkia ammoniakkin haihtumisen dynamiikkaa intensiivisesti laidunnetulta nurmelta ja selvittää, miten sademäärä vaikuttaa haihtumiseen. Tutkimuksessa käytettiin mikrometeorologista kammiomenetelmää, jolla on mitattu aiemmin mm. lietteen ja väkilannoitteiden ammoniakkipäästöjä. Menetelmä sopii päästöjen mittaamiseen myös pienistä päästölähteistä, joten kokeessa käytettiin aidonkokoisia sontakasoja ja virtsalaikkuja. Kokonaisuudessa oli kaksi osakoetta. Ensimmäisessä mitattiin ammoniakkin haihtumista sontakasoista ja virtsalaikuista. Ensimmäisen mittausjakso kesti 5 vuorokautta ja toista jaksoa pidennettiin ensimmäisen jakson tulosten perusteella 8 vuorokauteen. Osakokeessa 2 tutkittiin sademäärän vaikutusta ammoniakkin haihtumiseen virtsalaikuista. Käsittelyitä olivat 1) ei sadetusta 2) 5 + 5 mm sadetus ja 3) 20 mm sadetus.

Osakokeessa 1 koko laitumelle sonnan ja virtsan peittoosenttien (4 % ja 17 %) perusteella laskettu ammoniakkin haihdunta oli 16,1 kg NH₃-N ha⁻¹. Noin 96 % haihtuneesta kokonaismäärästä oli peräisin virtsalaikuista. Osakokeessa 2 koko laitumen virtsalaikuista laskettu haihdunta oli sadetus 0 mm käsittelystä 6,9 kg NH₃-N ha⁻¹, 5+5 mm sadetuskäsittelystä 3,0 kg NH₃-N ha⁻¹ ja 20 mm sadetuskäsittelystä 1,7 kg NH₃-N ha⁻¹. Kokeissa saadut tulokset ammoniakkin haihdunnasta ovat linjassa aiemman tutkimuksen kanssa. Tulosten mukaan kummassakin osakokeessa yli 80 % haihdunnasta tapahtui ensimmäisten 48 tunnin aikana kokeen alusta. Haihdunnassa havaittiin selkeä vuorokausirytmii niin, että öisin haihdunta oli lähes olematonta ja iltopäivisin suurinta. Kun sademäärä kasvoi, ammoniakkaa haihtui merkittävästi vähemmän. Eniten ammoniakkin haihtumiseen vaikuttivat maan lämpötila ja kosteus. Haihdunta oli suurimmillaan, kun maa oli kuiva ja lämmin. Menetelmä näytti soveltuvan ammoniakkin haihtumisen mittaamiseen tämän tyyppisessä kokeessa. Suomen laidunala on noin 110 000 ha. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella laitumilta haihtuu vuosittain 710–1570 t NH₃-N v⁻¹. Määrä vastaa ainoastaan 2,3–5 % koko maan maataloudesta tulevaa vuosittaista ammoniakkipäästöä, joten tulosten perusteella laidunten merkitys ammoniakkipäästölähteenä Suomessa on pieni.

Avainsanat: nurmet, laitumet, ammoniakki, typpi, haihtuminen, päästöt, sonta, virtsa

Johdanto

Ammoniakin (NH₃) haihtuminen on yksi tärkeimmistä maatalouden aiheuttamista N-päästöistä. Vuonna 1995 maan ammoniakkipäästöt olivat n. 35 000 t. Yli 90 % haihtuneesta ammoniakista oli peräisin maataloudesta, erityisesti lietteen ja kuivalannan levityksestä (Grönroos ym. 1998). Riski päästöjen syntymiseen on suurimmillaan, kun liete hajalevitetään pellon pintaan tuulisen ja lämpimän sään aikana. Tällöin haihtuminen voi olla yli 20 % lietteen sisältämästä kokonaistypestä (Mattila & Joki-Tokola 2003).

Laidunnettaessa sonta ja virtsa kertyvät vastaavasti pellon pintaan. Intensiivisen laiduntamisen aiheuttama typpikuormitus on merkittävä, sillä 60-80 % lehmien syömästä typestä palautuu laitumelle sonnan ja virtsan mukana (Haynes & Williams 1993). Eritteet aiheuttavat suuren paikallisen ravinnekuormituksen, etenkin typen osalta, mikä voi johtaa merkittäviin typen hävikkeihin. Ulkomaisten tutkimusten perusteella 4 – 66 % laitumelle tulevan virtsan typestä haihtuu kaasumaisina yhdisteinä (NH₃, N₂O, N₂ ja NO; Whitehead 1995 s. 163).

Ammoniakin haihtuminen riippuu maan pH:sta, kosteudesta, rakenteesta, kationinvaihtokapasiteetista (KVK) ja lämpötilasta sekä tuulen nopeudesta ja ilman lämpötilasta (Bolan ym. 2004). Koska ammoniakin haihtumisen vaikuttavat monet tekijät, ulkomaisten tutkimusten perusteella tehdyt arviot eivät riitä pohjoisten olosuhteiden ammoniakkipäästöjen arvioimiseen. Paikalliset tutkimustulokset ovat tarpeen, jotta haihdunta-arviot voidaan tehdä luotettavasti (Bolan ym. 2004, Bussink 1996).

Ammoniakin haihtumista voidaan mitata monilla menetelmillä Esim. tuulitunneli ja mikrometeorologinen menetelmä). Tässä tutkimuksessa käytettiin mikrometeorologista kammiomenetelmää (JTI), jolla on mitattu aiemmin mm. lietteen ja väkilannoitteiden ammoniakkipäästöjä (Mattila & Joki-Tokola 2003, Rodhe & Rammer 2002, Misselbrook & Hansen 2001). Koska menetelmä sopii päästöjen mittaamiseen myös pienistä päästölähteistä, käytimme kokeessa aidonkokoisia sontakasoja ja virtsalaikkuja.

Tutkimuksen tarkoitus oli 1) tutkia ammoniakin haihtumisen dynamiikkaa intensiivisesti laidunnetulta nurmelta tyypillisellä maidontuotantoalueella ja 2) selvittää miten sademäärä vaikuttaa haihtumiseen.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimus tehtiin kesällä 2002 ja 2003 MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla Maaningalla. Koalueen maaperä 0-10 cm syvyydessä koostuu pääasiassa hienosta hiedasta (Taulukko 1.)

Taulukko 1. Koepaikkojen maaperän koostumus 0-10 cm syvyydessä.

	-0,002 mm	0,002- 0,02 mm	0,02- 0,2 mm	0,2- mm	pH	KVK cmol kg ⁻¹	Ca mg l ⁻¹	K mg l ⁻¹	Mg mg l ⁻¹	Na mg l ⁻¹
Koe I	7,7	11,9	73,5	6,9	6,13	4,0	1237	89,3	120,5	11,67
Koe II	11,6	20,7	49,9	17,8	5,86	3,4	1065	72,5	66,3	8,44

Maan kosteus mitattiin TDR –mittarilla (TDR, Delta-T devices, Cambridge UK). Maan ja ilman lämpötila mitattiin Hoboilla (H8, Onset Computer Corporations, Bourne, MA, USA) ja tuulennopeus mitattiin kuppianemometrillä (Wilh. Lambrecht GmbH, Göttingen, Germany).

Molemmissa kokeissa laitumen kokonaispäästö laskettiin aiemmin keskimääräisellä laidunpaineella syötetyltä laidunalalta määritetyn sonnan ja virtsan peittävyuden perusteella (sonna 4 % ja virtsa 17 % v⁻¹; Saarijärvi ym. 2006). Virtsa punnittiin kuhunkin mittauskohtaan 2,37 kg ja sontaa 2,47 kg. Eritteet kerättiin laiduntavilta lehmillä navetassa aamulla lypsyaikana ja levitettiin pellolle samana päivänä. Eriteistä otettiin analyysinäytteet, joista määritettiin totaali N (Kjeldahl N), ammonium N, kuiva-ainepitoisuus ja pH Kemppaisen (1989) menetelmillä. Ammoniumtyyppipitoisuuden määrittämiseksi yhden näytteen annettiin seistä huoneenlämmössä 48 h ennen analyysiä, jotta urea ehtii hajota ja sen tyyppi muuttua ammoniumtyypeksi. Muuten näytteet varastoitettiin +4 °C lämpötilassa ennen analyysiä. Virtsan tyyppipitoisuus kokeessa 1 oli 7,4 g kg⁻¹ ja kokeessa 2 7,3 g kg⁻¹. Sonnan tyyppipitoisuus oli 3,5 g kg⁻¹. Suhteellinen tyyppikuormitus sontakasan alla oli 113 g N m⁻² ja virtsalaikun kohdalla 47 g N m⁻². Levitettävien sontakasojen halkaisija oli 31 cm ja virtsalaikkujen 68 cm.

Ammoniakin haihtuminen mitattiin JTI -menetelmällä (Svensson 1994). Menetelmässä ammoniakkikeräimiä sijoitetaan koekäsittelyihin sekä ulkoilmaan että kammioihin, joissa on vakioitu ilmanvaihto. Ulkoilman keräimet asetettiin kunkin virtsalaikun ja sontakasan keskelle. Lisäksi virtsaa ja sontaa levitettiin koko kammion alueelle laikun ja kasan kohdalla olevaa kuormitusta vastaava määrä. Laminaarikerroksen paksuus kammioissa mitattiin kussakin käsittelyssä yhdestä kammioista (Llbl,ch) L-tyypin keräimillä (Svensson 1994). Ammoniakin haihtumispotentiaalini mittana käytettiin kammioiden ammoniakkipitoisuutta, johon ulkoilman tuuliolosuhteiden vaihtelu ei vaikuta. Keräimiin kertyneen ammoniakin perusteella voidaan laskea ulkoilman olosuhteissa haihtuneen ammoniakin määrä pinta-alan ja ajan suhteen mittaushetken sääolosuhteissa. Kokonaihaihdunta laskettiin mittausjaksojen väliin lämpötilaan ja tuulennopeuteen perustuvan kaavan avulla (Malgeryd 1996).

Kokeessa 1 oli kaksi mittausjaksoa kesällä 2002. Ensimmäinen jakso kesti 5

Taulukko 2. Kokeen 1 mittausten ja toimenpiteiden aikataulu kesäkuussa ja elokuussa.

Mittaus	Pvm	Klo	Tunti	Mitattu käsittely	pvm	Klo	Tunti	Mitattu käsittely
1	17.6.	14:00	1	V S	26.8.	14:00	1	V S
2		16:00	3	V		17:00	4	V
3		20:00	7	V		20:00	7	V
4	18.6.	2:00	13	V	27.8.	2:00	13	V
5		9:30	21	V		9:30	21	V
6		15:00	26	V S		15:00	26	V S
7		20:00	31	V		20:00	31	V
8	19.6.	2:00	37	V	28.8.	2:00	37	V
9		9:30	45	V		9:30	45	V
10		15:00	50	V S		15:00	50	V S
11		20:00	55	V		20:00	55	V
12	20.6.	9:30	69	V	29.8.	15:00	74	V
13		15:00	74	V S	31.8.	14:00	97	V
14	21.6.	15:00	98	V	2.9.	15:00	122	V S

vuorokautta ja toista jaksoa pidennettiin ensimmäisen jakson tulosten perusteella 8 vuorokauteen (Taulukko 2). Koenurmi oli toisen vuoden timoteinurminataseosnurmi. Koeala niitettiin 10 cm sänkeen kaksi tuntia ennen kokeen alkua. Alue oli lannoitettu toukokuu 14. päivä (100 kg N ha^{-1} , 48% $\text{NO}_3\text{-N}$, 52 % $\text{NH}_4\text{-N}$). Myös toisen jakson alussa alue niitettiin 10 cm sänkeen koejakson alussa. Edellinen lannoitus ennen koejaksoa oli annettu 18. kesäkuuta, 100 kg N ha^{-1} . Lannoitteen nitraatti-ammoniumsuhde oli sama kuin edellisessä lannoituksessa.

Kaikki mittaukset kestivät 90 minuuttia, paitsi kun lämpötila alitti $16 \text{ }^\circ\text{C}$, jolloin mittausaika pidennettiin 120 minuuttiin. Haihdunta mitattiin koekäsittelyissä neljältä kerranteelta sekä yhdestä taustamittauspisteestä.

Kokeen 2 käsittelyitä olivat 1) ei sadetusta 2) 5 + 5 mm sadetus ja 3) 20 mm sadetus ja se sisälsi 2 mittausjaksoa kesällä 2003. Molemmat kestivät 8 vuorokautta (Taulukko 3). Koe tehtiin ensimmäisen vuoden timoteinurminataseosnurmella, joka niitettiin 10 cm korkeuteen kaksi tuntia ennen kokeen alkua. Alue lannoitettiin toukokuun 20. päivä $88 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Toista mittausjaksoa varten alue niitettiin 18.8.2003 jakson ensimmäisen päivän aamuna 10 cm sänkeen. Toista jaksoa edeltävä lannoitus oli tehty 31.7.2003, jolloin alueelle annettiin $52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Lannoitteissa oli 48 % $\text{NO}_3\text{-N}$ ja 52 % $\text{NH}_4\text{-N}$.

Kokeessa oli kolme toistoa. Koekäsittelyistä ensimmäinen sadetus (20 ja ensimmäinen 5 mm) annettiin ensimmäisen mittauksen jälkeen. Toinen sadetus (5 mm) annettiin kolmannen mittauksen jälkeen. Kaikki mittaukset kestivät 90 minuuttia. Ammoniakin taustapitoisuus mitattiin yhdestä kohdasta.

Taulukko 3. Kokeen 2 mittauksen ja toimenpiteiden aikataulu kesäkuussa ja elokuussa.

Mittaus	Pvm	Klo	Tunti	Sadetus	pvm	Klo	Tunti	Sadetus
1	24.6.	12:00	1		18.8.	13:00	1	
2		17:00	6	20 ja 5 mm		17:00	5	20 ja 5 mm
3	25.6.	10:30	24		19.8.	10:00	23	
4		15:30	29	5 mm		14:00	27	5 mm
5	26.6.	15:00	52		20.8.	13:00	50	
6	27.6.	15:00	76		21.8.	13:00	74	
7	29.6.	12:00	121		23.8.	13:30	122	
8	2.7.	18:00	199		26.8.	11:30	192	

Tulokset ja tulosten tarkastelu

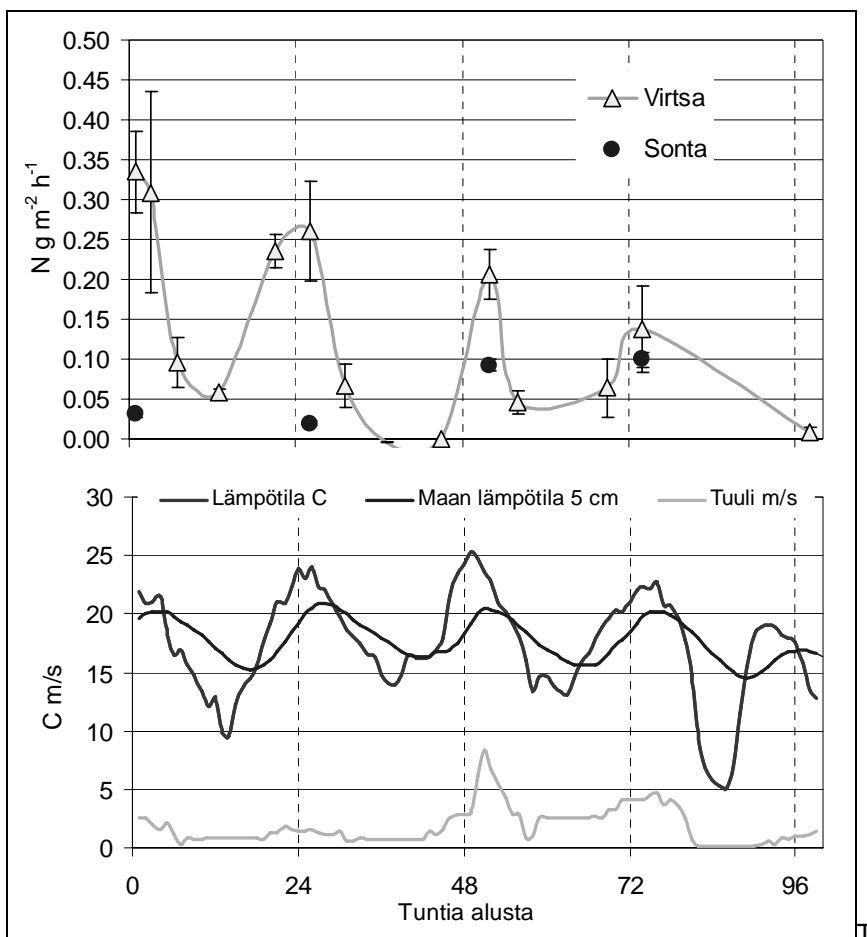
Ammoniakin haihtuminen sontakasoista ja virtsalaikuista (Koe 1)

Kokeessa 1 virtsalaikuista haihtui alussa runsaasti typpeä ammoniakkina. Suurimmat haihtumisnopeudet (ensimmäisellä mittausjaksolla $0,34$ ja toisella mittausjaksolla $0,54 \text{ g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) mitattiin heti kokeen alussa mittauksen 1 ja 2 aikana. Sen sijaan sontakasojen $\text{NH}_3\text{-N}$ haihtumisnopeus oli odotusten mukaisesti melko pieni ($0,10 \text{ g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Eniten ammoniakkia haihtui iltapäivällä ja vähiten yöllä (Kuva 1).

Virtsalaikuista haihtunut ammoniakkimäärä oli yli viisi kertaa suurempi kuin sontakasoista haihtunut (Taulukko 4). Ensimmäisen koejakson aikana erityisesti sontakasojen ammoniakkipäästö kohosi hieman 96 tunnin jälkeen kokeen alusta. Tästä syystä toinen koejakso pidennettiin 168 tuntiin. Toisella koejaksolla ammoniakin haihdunta sontakasoista oli kuitenkin vähäistä jo 31 tuntia koejakson alun jälkeen.

Päivälämpötilat olivat melko yhdenmukaiset molemmilla koejaksoilla ($19,9$ °C koejaksolla 1 ja $18,2$ °C koejaksolla 2, kuva 1.) Yölämpötila oli koejaksolla 1 hieman korkeampi kuin koejaksolla 2 ($13,6$ °C vs. $11,7$ °C). Ilman suhteellinen kosteus seurasi tyypillistä päivärytmiä. Ensimmäisen koejakson aikana tuulennopeus oli enimmäkseen $0 - 2 \text{ m s}^{-1}$. Tuuli kuitenkin voimistui 48 ja 86 tunnin välillä lähes kymmeneen metriin sekunnissa. Koejakson 2 aikana tuulennopeus oli $0 - 5 \text{ m s}^{-1}$.

Kokeen 1 aikana molemmilla mittausjaksoilla maa oli hyvin kuiva (mittausjaksolla 1 TDR -tulos $0,104 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ja mittausjaksolla 2 TDR -tulos $0,090 \text{ m}^3$



Kuva 1. Ammoniakin haihtumisnopeus sontakasoista ja virtsalaikuista (yläkuva) ja maan ja ilman lämpötila sekä tuulen nopeus (alakuva) kokeen 1 mittausjaksolla 1.

Taulukko 4. Eritteissä levitetty typpimäärät sekä ammoniakkina haihtuneen typen määrä kokeessa 1. SE=keskivirhe.

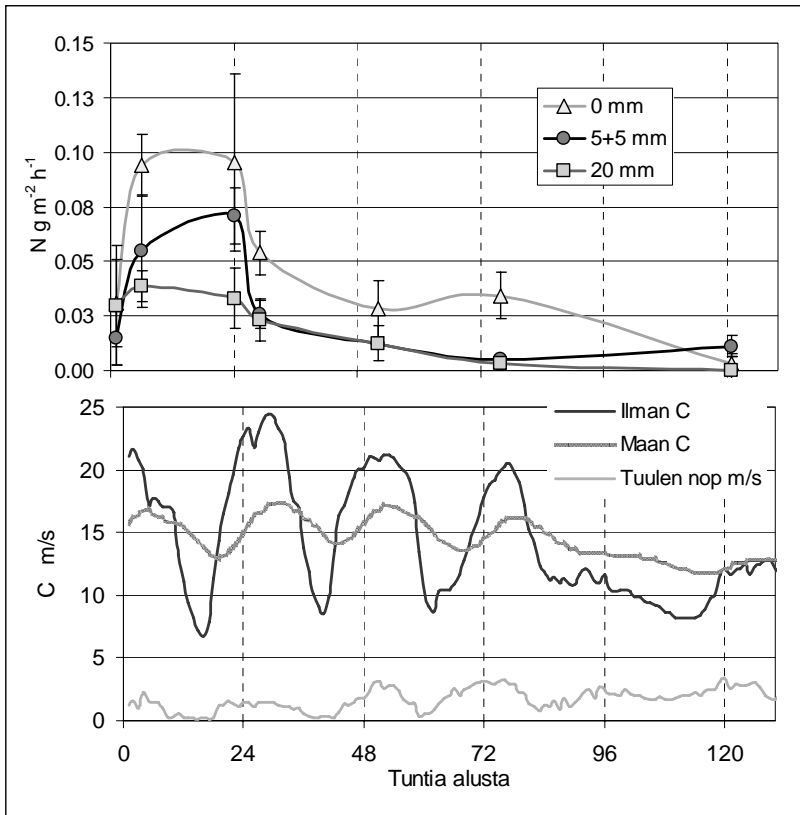
Koe 1	Virtsa	SE	Sonta	SE
Mittausjakso 1				
Levitetty yhteensä N g,	17,5	-	9,3	-
josta ureana ja $\text{NH}_4\text{-N}$ g	13,7	-	0,6	-
$\text{NH}_3\text{-N}$ haihdunta g	3,2	0,48	0,1	0,01
$\text{NH}_3\text{-N}$ haihdunta %:a levitetystä	18,4	2,76	1,2	0,09
Mittausjakso 2				
Levitetty yhteensä N g,	17,8		7,8	-
josta ureana ja $\text{NH}_4\text{-N}$ g	13,9		0,4	-
$\text{NH}_3\text{-N}$ haihdunta g	3,2	0,73	0,1	0,01
$\text{NH}_3\text{-N}$ haihdunta %:a levitetystä	17,8	4,09	1,4	0,18

m⁻³). Ensimmäisen mittausjakson sadenumma oli 4,5 mm, josta 4,1 mm tuli heti ensimmäisenä päivänä 4 h – 7 h mittausjakson alusta. Toisen mittausjakson aikana satoi 22,9 mm, josta 1,8 mm keräysjaksolla 50 h kokeen alusta. Loppu sade osui keräysjaksojen 12 ja 13 sekä 13 ja 14 välisiin aikoihin. Maan lämpötila ensimmäisellä mittausjaksolla vaihteli välillä 21,0 – 14,1 °C (keskimäärin 17,5 °C). Toisen mittausjakson tuloksia ei ole saatavilla laitehäiriöstä johtuen.

Sateen vaikutus virtsasta haihtuvan ammoniakin määrään (Koe 2)

Ammoniakin haihdunta sadettamattomista virtsalaikuista oli huomattavasti vähäisempää kuin vuotta aiemmin kokeessa 1 (Kuva 2). Korkeimmillaankin haihdunta oli edellisen vuoden sontakasojen luokkaa (0,09 ja 0,13 NH₃-N m⁻² h⁻¹, mittausjaksoilla 1 ja 2). Käsittelyn 5+5 mm sadetusta NH₃-N haihdunta oli ensimmäisen mittausjakson aikana suurimmillaan 0,071 g NH₃-N m⁻² h⁻¹ ja toisen mittausjakson aikana sama kuin 0 mm käsittelyn huippuarvo. Sen sijaan 20 mm sadetus -käsittelyn haihdunta oli alle 0,04 g NH₃-N m⁻² h⁻¹ läpi kokeen. Ei sadetusta -käsittelystä haihtuneen ammoniakin kokonaisuusmäärä oli huippupitoisuuden tavoin alle puolet vuotta aiemman kokeen arvosta (Taulukko 5). Sadetettuihin koejäseniin verrattuna ammoniakkia haihtui sadettamattomasta koejäsenestä kuitenkin huomattavasti enemmän.

Ensimmäisen mittausjakson päivälämpötila oli hieman korkeampi kuin mittausjakson 2 (18,1 °C vs. 16,6 °C). Yölämpötiloissa ei ollut paljoakaan eroa (12,1 °C vs. 12,6 °C). Ilman suhteellinen kosteus seurasi tyypillistä vuorokausirytmää. Tuulenoisuus mittausjaksolla 1 oli suurimmillaan ensimmäisen keräysjakson aikana 3,7 m s⁻¹, mutta väheni sitten ollen koko loppujakson alle 3 m s⁻¹. Myös toisen mittausjakson aikana tuulenoisuus oli alle 3 m s⁻¹. Maa oli kokeen 2 alussa huomattavasti märempi kuin vuotta aiemmin (0,345 m³ m⁻³ ja 0,347 m³ m⁻³ mittausjaksoilla 1 ja 2). Ensimmäisen mittausjakson aikana satoi 1,4 mm ja toisen mittausjakson aikana 8,6 mm. Maa pysyi hyvin kosteana läpi molempien mittausjaksojen. Maan lämpötila ensimmäisen mittausjakson aikana oli selvästi alempi kuin vuotta aiemmin (17,3 – 11,5 °C, keskimäärin 14,4 °C). Toinen jakso ei tuonut muutosta tilanteeseen (16,9 °C – 12,2 °C, keskimäärin 14,9 °C).



Kuva 2. Sademäärän vaikutus ammoniakkin haihtumisnopeuteen (yläkuva) ja ilman lämpötilä sekä tuulen nopeus (alakuva) kokeen 2 mittausjaksolla 1.

Taulukko 5. Virtsassa levitetty typpimäärät sekä ammoniakkin haihtuneen typen määrä kokeessa 2. SE=keskivirhe.

Koe 2	0 mm		5+5 mm		20 mm	
		SE		SE		SE
Mittausjakso 1						
Levitetty yhteensä N g,	16,2	-	16,2	-	16,2	-
josta ureana ja NH ₄ -N g	12,9	-	12,9	-	12,9	-
NH ₃ -N haihdunta g	1,3	0,34	0,6	0,10	0,4	0,06
NH ₃ -N haihdunta %:a levite-	8,0	2,09	3,7	0,62	2,2	0,37
tystä						
Mittausjakso 2						
Levitetty yhteensä N g,	19,6	-	19,6	-	19,6	-
josta ureana ja NH ₄ -N g	15,7	-	15,7	-	15,7	-
NH ₃ -N haihdunta g	1,5	0,37	1,0	0,16	0,4	0,07
NH ₃ -N haihdunta %:a levite-	9,5	2,29	6,0	0,97	2,5	0,44
tystä						

Tulosten tarkastelu

Käytetty menetelmä (JTI) näytti olevan sopiva käytettäväksi tämäntyyppisissä kokeissa. Virtsalaikkujen ja sontakasojen reunavaikutus vähentää ilman ammoniakkipitoisuutta suoraan eritteen yläpuolella, mutta toisaalta tämä on luonnollinen tilanne eritelaikkujen suhteen, eikä sen näin ollen pitäisi vääristää tulosta. Vaikka ensimmäisenä päivänä heti käsittelyiden jälkeen ammoniakkia haihtui runsaasti, kokonaisuutena haihtunut määrä (1 – 17 % annetusta tyypestä) on melko vaatimaton verrattuna kirjallisuudesta löytyneisiin korkeimpiin arvoihin 4 – 66 % (Whitehead 1995 s. 163).

Sonnasta haihtui $\text{NH}_3\text{-N}$ muodossa alle 5 % annetusta tyypestä. Tulos vastaa hyvin muita tutkimuksia (Petersen ym. 1998). Mittausjakson 1 lopussa havaittu lievä kasvu $\text{NH}_3\text{-N}$ haihdunnassa johtui tuulen voimistumisesta sekä luultavasti myös suuresta määrästä hyönteisten tekemiä reikiä kasan kuoresa.

Misselbrookin ja Hansenin (2001) tuloksiin (rakeinen urea $898 \text{ g NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ja hajalevitetty liete $905 \text{ g NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, JTI menetelmä) verrattuna virtsalaikuista haihtunut ammoniakkipitoisuus kokeessa 1 oli korkea (kuva 1). Koska heidän kokeessaan tyypeä annettiin huomattavasti vähemmän (138 kg N ha^{-1} urea, $50 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ liete) kuin meidän kokeessamme, tulokset ovat kuitenkin melko hyvin linjassa meidän tulostemme kanssa. Mattila ja Joki-Tokola (2003) mittasivat hajalevitetystä lietteestä JTI –menetelmällä $3400 \text{ g NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ja letkulevitetystä lietteestä $2900 \text{ g NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ haihduntanopeudet ensimmäisen koepäivän aikana. Tulokset ovat hyvin verrattavissa meidän tuloksiimme.

Sadetus 5+5 mm vähensi ammoniakin haihtumista 46 % ja 20 mm sadetus 75 %. Suuren sademäärän tiedetään vähentävän ammoniakin haihduntaa (Bussink 1994, Whitehead & Raistrick 1991). Toisaalta, joissain kokeissa vähäinen sademäärä (< 5 mm) on lisännyt ammoniakin haihtumista (Bussink 1994). Tässä kokeessa ensimmäinen 5 mm sadetus vähensi ammoniakin haihduntaa n. 20 % sadettamattomaan koejäseneseen verrattuna. Suurempi vaikutus oli vasta toisella sadetuskerralla (5 mm mittauksen 3 ja 4 välissä), joka vähensi haihduntaa 26 %.

Kokeessa 1 koko laitumelle sonnan ja virtsan peittoprosenttien perusteella laskettu ammoniakin haihdunta oli $16,1 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Noin 96 % haihtuneesta kokonaisuudesta oli peräisin virtsalaikuista. Kokeessa 2 koko laitumen virtsalaikuista laskettu haihdunta (mittausjakojen 1 ja 2 keskiarvo) olisi ollut sadetus 0 mm käsittelystä $6,9 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$, 5+5 mm sadetuskäsittelystä $3,0 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ ja 20 mm sadetuskäsittelystä $1,7 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Kummassakin kokeessa haihtunut määrä oli verrattavissa Bussinkin (1994) mikrometeorologisella menetelmällä 250 kg N ha^{-1} lannoitetulta laitumelta saa-

maan tulokseen, joka oli $9,1 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Meidän kokeessamme ei mitattu ammoniakkin haihtumista lannoitteen levittämisen jälkeen, mikä luultavasti vähentää kokonaishaihduntaa hieman. Kirjallisuuden mukaan ammoniakkin haihdunta rakeisista lannoitteista on kuitenkin vähäistä, joten tuloksen vääristymä on luultavasti melko pieni.

Kuten jo edellä todettiin, ammoniakkin haihtuminen riippuu maan pH:sta, kosteudesta, rakenteesta, kationinvaihtokapasiteetista (KVK) ja lämpötilasta sekä tuulen nopeudesta ja ilman lämpötilasta (Bolan ym. 2004). Virtsan typpi- ja hippurihappopitoisuus ovat muita merkittäviä haihduntaan vaikuttavia tekijöitä (Petersen ym. 1998).

Molempien kokeiden mittausjaksot 1 ja 2 olivat lähes samanlaisia, mutta vuosien välillä oli suuri ero sekä haihdunnan huippupitoisuuksissa että haihtuneessa kokonaismäärässä. Haihdunta oli kokeessa 2 vain puolet siitä mitä kokeessa 1. Maan pH arvo oli kokeessa 1 hieman korkeampi kuin kokeessa 2, ja tämä voi selittää osan suuremmasta haihdunnasta kokeessa 1 (Taulukko 1). Maan KVK oli molemmissa kokeissa alhainen ($< 10 \text{ cmol kg}^{-1}$), joten kirjallisuuden perusteella se tuskin vähensi haihtuneen ammoniakkin määrää (Whitehead & Raistrick 1993).

Koska sääolot (ilman lämpötila ja sademäärä) kokeissa 1 ja 2 olivat samankaltaiset, syy ammoniakkin haihtumisessa havaittuun eroon vuosien välillä löytynee maaperämuutujista. Ammoniakkikonsentraatio kammioiden sisällä, missä säätekijöiden vaikutus on minimaalinen, oli kokeessa 1 yli kolme kertaa korkeampi kuin kokeessa 2 (tuloksia ei esitetty). Maan kosteuden ja lämpötilan tiedetään vaikuttavan NH_3 -haihtumiseen virtsalaikuista (esim. Whitehead & Raistrick 1991, Haynes & Williams 1993). Suurin ero kokeiden 1 ja 2 välillä oli nimenomaan maan kosteudessa kokeen alussa. Kokeen 1 alussa maa oli erittäin kuiva, suorastaan hydrofobinen (maan kosteus vain 10 % tilavuudesta). Kokeen 2 alussa taas maa oli erittäin märkä (maan kosteus 35 % tilavuudesta), mikä ylittää maan maksimaalisen vedenpidätyskyvyn (30 % tilavuudesta), joka on mitattu samalta alueelta $-0,1 \text{ MPa}$ paineessa (Pietola ym. 2004).

Aiemmissä tutkimuksissa kostea maa on lisännyt haihduntaa kuivaan maahan verrattuna (Whitehead & Raistrick 1991), mutta meidän tutkimuksessamme tulos oli päinvastainen. Selittäjä voi löytyä maan lämpötilasta, joka oli kokeessa 1 keskimäärin 3 ja toisinaan jopa 5 astetta korkeampi kuin kokeessa 2 (kuvat 1 ja 2). Maan lämpötila on jo aiemmin osoittautunut merkittäväksi tekijäksi ammoniakkin haihdunnan selittäjänä (van der Putten & Ketelaars 1997). Rachhpal-Singhin ja Nyen (1986a,b) mukaan kohonneen lämpötilan vaikutus haihtumisen kiihtymiseen johtuu kolmesta tekijästä: lämpötilan noustessa maan ureaasiaktiivisuus kasvaa, suurempi osuus ammoniumtypestä on kaasumaisessa muodossa ammoniakkina ja sen diffuusio on nopeampaa. Urean hydrolyysi kiihtyy välillä $10 - 40 \text{ }^\circ\text{C}$ (Vlek & Carter 1983) ja ammoni-

akin haihtuminen lisääntyy ilman lämpötilan noustessa aina 20 °C saakka (Whitehead & Raistrick 1991). Laboratoriossa stabiileissa olosuhteissa tehdyt kokeet eivät ota huomioon lämpötilan vuorokausirytmiiä, jonka vaikutus määrässä maassa korostuu. Öisin maan lämpötila laskee ja päivisin lämpötila kohoaa hitaammin kuin kuivan maan lämpötila. Näin ollen pelkkä ilman päivälämpötila ei riitä kuvaamaan maan lämpötilavaihteluita, kun maa on hyvin märkää kuten kokeessa 2. Yhteenvetona voidaan sanoa, että tärkein tekijä suureen haihduntaan kokeessa 1 oli kuiva ja tästä johtuen iltapäivisin hyvin lämmin maa.

Virtsan typpipitoisuus oli keskitasoa (Bussink 1994, Petersen ym. 1998) ja vaihtelu vuosien välillä oli pieni. Virtsan typpipitoisuudella ei luultavasti ollut merkitystä vuosittaiseen eroon NH₃-N haihdunnassa. Virtsan hippurihappopitoisuutta ei mitattu.

Tulosten merkitys

Eräät aiemmat Suomesta tehdyt arviot laitumilta haihtuvasta ammoniakkin määrästä ovat näiden tulosten perusteella yliarvioita. Keränen ja Niskanen (1987) käyttävät laskelmissaan Buijsmanin ym. (1987) tuloksia ja arvioivat, että sonnan tyypestä 5 % ja virtsan tyypestä 40 % haihtuu. Pipatin (1990) arvion mukaan yhden lehmän laidunkauden aikana tuottama ammoniakkimäärä on 6,5 kg NH₃-N v⁻¹. Tässä esitettyjen kokeiden tulosten perusteella määrä on 4,0 kg NH₃-N v⁻¹, kun hehtaaria kohti haihtuva ammoniakkitypen määrä 16,1 kg jaetaan keskimääräisellä laidunpaineella 4 NY ha⁻¹ v⁻¹.

Suomen laidunala on noin 110 000 ha. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella laitumilta haihtuu vuosittain 710–1570 t NH₃-N. Määrä vastaa ainoastaan 2,3–5 % koko maan maataloudesta tulevasta vuosittaisesta ammoniakkipäästöistä (Grönroos ym. 1998). Kun otetaan huomioon, että Rossin ja Jarvisin (2001) mukaan 20 – 60 % haihtuneesta ammoniakista laskeutuu takaisin maahan 2 m säteellä päästölähteestä, voidaan todeta, että laidunten merkitys maan ammoniakkipäästöissä on lähes merkityksetön.

Yhteenvedo

1. Kokeissa saadut tulokset ammoniakkin haihdunnasta ovat hyvin linjassa aiemman tutkimuksen kanssa. Yli 80 % haihdunnasta tapahtui ensimmäiset 48 tunnin aikana kokeen alusta. Haihdunnassa havaittiin myös selkeä vuorokausirytmii.

2. Kun sademäärä kasvaa, ammoniakkin haihtuminen vähenee merkittävästi.

3. Eniten ammoniakkin haihtumiseen vaikuttivat maan lämpötila ja kosteus. Haihdunta oli suurimmillaan, kun maa oli kuiva ja lämmin.
4. JTI menetelmä näytti soveltuvan ammoniakkin haihtumisen mittaamiseen tämän tyyppisessä kokeessa.
5. Tulosten perusteella laidunten merkitys ammoniakkipäästölähteenä Suomessa on lähes merkityksetön.

Kirjallisuus

- Bolan, N.S., Saggari, S., Luo, J., Bhandral, R. & Singh, J. 2004. Gaseous Emissions of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling, Environmental Implications and Mitigation. *Advances in Agronomy* 84: 37-120.
- Buijsman, E.D., Maas, H.F & Asman, W.A. 1987. Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. *Atmospheric Environment* 21: 1009-1022.
- Bussink, D.W. 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertilizer Research* 38: 111-121.
- Bussink, D.W. 1996. Ammonia volatilization from intensively managed dairy pastures. Thesis Landbouwwuniversiteit Wageningen. 177 s.
- Grönroos, J., Nikander, A., Syri, S., Rekolainen, S. & Ekqvist, M. 1998. Maatalouden ammoniakkipäästöt. (Ammonia emissions from agriculture) Suomen ympäristö 206. 68 s.
- Haynes, R.J. & Williams, P.H. 1993. Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem. *Advances in Agriculture* 49: 199-199.
- Kempainen, E. 1989. Nutrient content and fertilizer value of livestock manure with special reference to cow manure. *Annales Agriculturae Fenniae* 28: 163–284.
- Keränen, S. & Niskanen, R. 1987. Typpilannoituksen vaikutus happamoitumiseen Suomessa. Kirjallisuusselvitys. Ympäristöministeriö. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto. Sarja D 30/1987. Helsinki: Ympäristöministeriö. 64 s.
- Malgeryd, J. 1996. Åtgärder för att minska ammoniakemissionerna vid spridning av stallgödsel (Measures to reduce ammonia emissions following application of animal manure). JTI-rapport, Lantbruk & Industri nr 229. Uppsala: Swedish Institute of Agricultural Engineering. 126 s. (In Swedish, summary in English).

- Mattila, P.K. & Joki-Tokola, E. 2003. Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 221-230.
- Misselbrook, T.H. & Hansen, M.N. 2001. Field evaluation of the equilibrium concentration technique (JTI method) for measuring ammonia emission from land spread manure or fertilizer. *Atmospheric Environment* 35: 3761-3768.
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., Aas, O. & Søgaard K. 1998. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect on N intake. *Atmospheric environment* 32: 295-300.
- Pietola, L., Horn, R. & Yli-Halla, M. 2004. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research* 82(1): 99-108.
- Pipatti, R. 1990. Ammoniakkipäästöt ja –laskeuma Suomessa. Valtion teknillinen tutkimuskeskus. Tutkimuksia 711. Espoo: VTT. 41 s.
- Rodhe, L. & Rammer, C. 2002. Application of Slurry to Ley by Band Spreading and Injection Methods. *Biosystems Engineering* 83(1): 107-118.
- Ross, C.A. & Jarvis, S.C. 2001. Measurement of emission and deposition patterns of ammonia from urine in grass swards. *Atmospheric Environment* 35: 867-875.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006. Heinä- ja apilalaitumen tuotanto- ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Maa- ja elintarviketalous* 76, Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- 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 Science* 44: 35-46.
- van der Putten, A.H.J. & Ketelaars, J.J.M.H. 1997. Ammonia Volatilization from Dairy Farms: Experiments and Model. Teoksessa: Jarvis, S.C. & Pain, B.F. (toim.). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. Wallingford: CAB International. 452 s.
- Whitehead, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. Wallingford: CAB International. 397s.
- Whitehead, D.C. & Raistrick, N. 1991. Effects of some environmental factors on ammonia volatilization from simulated livestock urine applied to soil. *Biology and Fertility of Soils* 11: 279-284.
- Whitehead, D.C. & Raistrick, N. 1993. The volatilization of ammonia from cattle urine applied to soil as influenced by soil properties. *Plant and Soil* 148: 43-51.

Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta

Kristiina Regina¹⁾, Perttu Virkajärvi²⁾, Kirsi Saarijärvi²⁾ ja Marja Maljanen³⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, kristiina.regina@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi, kirsi.saarijarvi@mtt.fi

³⁾ Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Bioteknia 2, PL 1627, 70211 Kuopio, marja.maljanen@uku.fi

Tiivistelmä

Laitumet aiheuttavat hankalasti hallittavaa ravinnekuormitusta, ja laidunalueen suuren paikallisen vaihtelun vuoksi on vaikea saada tarkkoja arvioita laitumelle virtsan ja sonnan mukana joutuvan typen vaikutuksesta kasvihuonekaasupäästöihin. Suojakaistat pidättävät niiden läpi kulkevaa typpeä ja siten vähentävät typen poistumista peltoekosysteemeistä. Ei kuitenkaan ole hyvin tiedossa, kuinka paljon typpeä suojakaistoilta poistuu kaasumaisessa muodossa, ja mitä nämä yhdisteet ovat. Laitumien ja suojakaistojen dityppioksiidi- ja metaanipäästöjä mitattiin vuosina 2002 - 2005 Maaningalla ja Jokioisilla sijaitsevilla koekentillä. Alueilta mitattiin dityppioksidin ja metaanin taustapäästö erikseen eritteettömältä maalta sekä laidunnuksen tähän tuoma lisä vakioiduista virtsa- ja sontalaikuista.

Eri maalajeille eri aikoina levitetystä virtsasta ja sonnasta keskimäärin 0,9 % muuntui dityppioksidiksi. Tulosten perusteella voidaan arvioida, että kasvihuonekaasulaskennassa nykyään käytetty päästökerroin, jonka mukaan 2 % laitumelle päätyneestä tyypestä haihtuu dityppioksidina ilmaan, yliarvioi Suomen laitumien päästöjä. Metaanin päästöt olivat vähäisiä verrattuna märehittämisen tai lannankäsittelyn päästöihin.

Erityyppisten suojakaistojen dityppioksidipäästöt olivat alhaiset verrattuna yläpuolella olevaan laitumeen, ja suomalaisiin peltomaihin yleensäkin. Suojakaistat toimivat heikkoina metaanin nieluina, kun taas laidun oli metaanin lähde. Paras metaanin hapetuskapasiteetti oli luonnonkasvillisuutta kasvavilla suojakaistoilla, joita ei oltu kynnetty eikä lannoitettu.

Avainsanat: laitumet, kasvihuoneilmiö, ravinteet, kuormitus, typpi, yhdisteet, dityppioksiidi, metaani, suojakaista

Greenhouse gas emissions from pastures and buffer zones

Kristiina Regina¹⁾, Perttu Virkajärvi²⁾, Kirsi Saarijärvi²⁾ and Marja Maljanen³⁾

¹⁾ MTT Agrifood Research Finland, Plant Production, FI-31600 Jokioinen, Finland, kristiina.regina@mtt.fi

²⁾ MTT Agrifood Research Finland, North Savo Research Station, Halolantie 31A, FI-71750 Maaninka, Finland, perttu.virkajarvi@mtt.fi, kirsi.saarijarvi@mtt.fi

³⁾ University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, Bioteknia 2, PB 1627, FI-70211 Kuopio, Finland, marja.maljanen@uku.fi

Abstract

Nutrient load on pastures is spatially variable and thus it is difficult to estimate the effect of excretal returns on greenhouse gas emissions of a pasture. Buffer zones diminish nutrient losses to watercourses but it is not well known how much gaseous nitrogen is emitted from them. Greenhouse gas emissions from pastures and buffer zones were measured in 2002-2005 on field experiments in Maaninka and Jokioinen. The background emissions of nitrous oxide and methane and emissions from patches of urine and dung were measured separately.

On the average 0.9% of the nitrogen applied to soil in urine and dung was emitted as nitrous oxide. On the basis of these results it can be estimated that the default emission factor of the IPCC (2%) overestimates nitrous oxide emissions from Finnish pastures. The emissions of methane were of minor importance compared to the emissions from the gastric fermentation of ruminants or treatment of manure.

Nitrous oxide emissions from different types of buffer zones were low compared to the pasture adjacent to them, or to Finnish arable soils in general. The buffer zones were a sink for methane whereas the pasture was a slight source of methane. The highest methane oxidation capacity was found on buffer zones with natural vegetation.

Key words: greenhouse effect, nitrous oxide, methane, pasture, buffer zone

Johdanto

Dityppioksidi (N_2O) on ilmastoa lämmittävältä vaikutukseltaan tehokas kasvihuonekaasu, joka lisäksi osallistuu otsonikerrosta ohentaviin reaktioihin yläilmakehässä (Prather & Ehhalt 2001). Sen pitoisuus ilmakehässä nousee 0,3 % vuosittain, ja tärkeimmäksi N_2O :n lähteeksi on arvioitu maaperä. Maaperässä sitä tuottavat sekä nitrifikaatio- että denitrifikaatiobakteerit, ja lisäksi eräät muut vähemmän tärkeät prosessit (Focht & Verstraete 1977).

Suomi raportoi vuosittain maatalouden kasvihuonekaasupäästöt YK:n ilmastopimuksen sihteeristölle. Suomen vuosittaisista maatalouden aiheuttamista kasvihuonekaasupäästöistä noin 60 % on dityppioksidin (N_2O) päästöjä maatalousmaista. Koska tätä kaasua tuottavien mikrobin aktiivisuuteen vaikuttavat maaperässä vallitsevat olosuhteet, päästöt vaihtelevat suuresti sekä maala-
jin mukaan että ajallisesti ja paikallisesti, ja tästä aiheutuu suuri epävarmuus kasvihuonekaasupäästöjen arviointiin. Suomessa ei aiemmin ole mitattu laitumien kasvihuonekaasupäästöjä ja ulkomailtakin tietoa on niukasti (Flessa ym. 1996, Goossens ym. 2001, Anger et al. 2003). Suojakaistat pidättävät niiden läpi kulkevaa typpeä ja siten vähentävät typen poistumista peltoekosysteemeistä. Ei kuitenkaan ole hyvin tiedossa, kuinka paljon typpeä suojakaistoilta poistuu kaasumaisessa muodossa, ja mitä nämä yhdisteet ovat.

Metaanin (CH_4) tärkeimmät lähteet maataloudessa ovat märehitjööiden ruuan-
sulatus ja lannankäsittely. Maatalousmaissa metaania yleensä kulkeutuu il-
makehästä maaperään päin metaania hapettavien mikrobin muuntaessa sitä
hiilidioksidiksi. Maatalousmaiden kuluttamaa metaania ei nykyään oteta
huomioon kasvihuonekaasuinventaarissa. Laitumella lannan ja virtsan mu-
kana tullut ammoniumtyyppi saattaa heikentää maan luontaista metaanin hape-
tuspotentiaalia (Hütsch ym. 1994), ja sen lisäksi laitumelle päätyneestä son-
takasasta vapautuu siihen sitoutunutta metaania jonkin aikaa (Flessa ym.
1996). Maaperän kykyyn hapettaa metaania vaikuttaa typpikuormituksen
lisäksi mm. maan muokkaus (Hütsch ym. 1994). Suojakaistat poikkeavat
laitumesta siten, että niillä kasvusto ja maaperä usein saavat olla pidempään
häiriintymättömänä ja siten myös maahuokosissa elävät metaania hapettavat
mikrobit saattavat runsastua suojakaistoilla enemmän kuin aktiiviviljelyssä
olevilla alueilla. Tyypiltään erilaiset suojakaistat saattavat erota toisistaan
metaanin hapetuskyvyn suhteen.

Tässä tutkimuksessa tutkittiin maaperän dityppioksidin ja metaanin virtoja
kahdella laitumella ja toisen laitumen alapuolisilla suojakaistoilla. Lisäksi
mitattiin vakioitujen sonta- ja virtsalaikkujen päästöjä. Tavoitteena oli selvit-
tää, onko laitumien dityppioksidipäästöjen arvioinnissa käytetty päästöker-
roin sopiva Suomen oloihin, ja pitäisikö maalajin vaikutus ottaa huomioon
päästöarvioita tehtäessä. Lisäksi haluttiin selvittää erilaisten suojakaistojen

vaikutus dityppioksidina peltoekosysteemistä poistuvan typen määrään ja metaanin hapetukseen maassa.

Aineisto ja menetelmät

MTT:n Maaningan tutkimusasemalla mitattiin kasvihuonekaasupäästöjä hie-tamaalla keväällä 2000 perustetulla nurmella toukokuusta 2002 toukokuuhun 2005. Vuosina 2002 ja 2003 koealueelle simuloiduista käsittelypisteistä, son-ta (n=6), virtsa (n=6) ja eritteetön maa (n=6), mitattiin dityppioksidin (N₂O) ja metaanin (CH₄) kaasuvirtoja viikoittain kammiomenetelmällä (Nykänen ym. 1995). Kumpanakin laidunkautena alueelle tehtiin sekä alkukesällä että loppukesällä virtsa- ja sontalisäykset, eri näytteenottopisteisiin (10.6.2002, 24.8.2002, 11.6.2003 ja 26.8.2003). Vuonna 2004 ei tehty uusia eritelisäyk-siä. Yhden virtsalisäyksen määrä oli 2,37 kg ja sontalisäyksen 2,47 kg, jotka vastaavat 58,35 ja 113,37 g N m⁻². Lisäykset vastaavat naudan yhdellä kertaa tuottaman ulosteen määrää. Ensimmäisenä viikkona käsittelyjen jälkeen kaa-supäästöjen mittaustiheys oli suurempi, jonka jälkeen mittauksia tehtiin 2 - 4 kertaa kuukaudessa. Kunkin kasvukauden aikana koeruuduista sato leikattiin jäljitellen normaalia laidunkiertoa ja sato poistettiin koealueilta. Koealueilla ei laidunnettu tutkimuksen aikana.

Kaasumittauksissa lumettomana aikana käytettiin alumiinikauluksia (60 cm x 60 cm) (Nykänen ym. 1995), jotka asennettiin maahan ennen mittausten aloittamista. Näytteenoton ajaksi kauluksen päälle asetettiin 30 cm korkea alumiinikammio. Näytteet otettiin 60 ml:n muoviruiskuihin 5, 10, 15 ja 25 minuutin kuluttua kammioiden sulkemisesta. Näytteitä otettiin juuri ennen eritelisäyksiä sekä noin puolen tunnin, kuuden, 24 ja 48 tunnin kuluttua lisä-ysten jälkeen ja sen jälkeen noin viikon välein. Näytteistä analysoitiin dityp-pioksidipitoisuus EC-detektorilla varustetulla kaasukromatografilla (Shimad-zu GC-14B) vuorokauden kuluessa näytteenotosta (Maljanen ym. 2003b).

Talvella, lumipeitteen ollessa maassa, kaasuvirtoja maasta ilmakehään selvi-tettiin määrittämällä lumipeitteen kaasupitoisuuksia ja laskemalla kaasuvirta lumen huokoisuus ja lämpötila huomioonottaen (Maljanen ym. 2003a). Näyte otettiin ohuella (n. 3 mm halkaisija) metalliputkella lumen alla maassa olevan kauluksen kohdalta. Tällöin ei tuhottu näytteenottopisteen lumipeitettä, millä on suuri merkitys talviaikaisiin kaasuvirtoihin. Pysyvä lumipeite Maaningan korkeudella mahdollisti näytteenoton lumikerroksesta koko talvikauden ajan.

Jokioisilla kasvihuonekaasupäästöjä mitattiin savimaalla sijaitsevalta laitumelta ja sen alapuolella olevilta suojakaistoilta (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006) toukokuusta 2003 toukokuuhun 2004. Laitumella oli 12 mittauspistet-tä, jossa mitattiin laitumen taustapäästöä kammiomenetelmällä kaasukromatografisesti. Mittauspisteet aidattiin siten, että lehmät eivät päässeet kävele-mään mittausalueelle, mutta ylettyivät syömään sieltä heinää. Suojakaistoilla

oli neljä mittauspistettä joka suojakaistatyypillä (kaksi jokaisella suojakaistalla). Näytteet otettiin noin kahden viikon välein, ja tulosten perusteella laskettiin vuotuinen kaasupäästö jokaiselle mittauspisteelle.

Virtsa- ja sontalaikkujen vaikutus laitumen kaasupäästöihin arvioitiin erikseen lysimetrikentällä tehtyjen mittausten perusteella. Lysimetrit ovat maahan upotettuja, halkaisijaltaan 0,9 m ja 1,7 m korkeita lieriöitä, jotka on pakattu eri maalajeilla vuonna 1981 (Lemola & Turtola 2006). Kaasupäästöjä mitattiin sekä eritteettömästä väkilannoitetusta maasta että lysimetreiltä, joihin oli lisätty tunnettu määrä virtsaa tai sontaa. Lisäykset tehtiin 16.6.2003 ja 26.8.2003 kolmelle rinnakkaiselle lysimetrille joka maalajilla. Samalla maalajilla sijaitsevien kontrollilysimetriensä ja sonta- tai virtsalisäyksen saaneiden lysimetriensä kaasupäästöjen erotuksena saatiin selville pelkästään virtsan tai sonnan aiheuttama päästö. Mittauksia tehtiin savi-, hiesu-, ja hietamaalieriöillä vuoden ajan. Lysimetreillä ei pystytty tekemään mittauksia talvella lumipeitteen ollessa yli lieriön reunan, sillä mittaukset olisivat häirinneet lumipeitettä ja huuhtoumamittauksia, jotka olivat samanaikaisesti käynnissä.

Maaningan tutkimusasemalla määritettiin virtsa- ja sontalaikkujen peittävyys aidossa laidunnustilanteessa, kun laidunnusintensiivisyys oli $491 \text{ ny ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ja laidunkauden pituus 110 vuorokautta. Virtsalaikkujen peittävyys oli 17 % ja sontalaikkujen 4 % (Saarijärvi ym. 2006). Sekä Maaningan että Jokioisten laidunsimulaatioiden hehtaarikohtaiset päästöt laskettiin siten, että otettiin huomioon laikkujen peittävyys laidunhehtaarilla.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Laitumien päästöt

Maaningalla sijaitsevan nurmen dityppioksidipäästöt ilman laiduntavien lehmien vaikutusta olivat $1,3 - 3,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vuosi}^{-1}$ (Taulukko 1). Laidunnuksen kanssa tutkitun alueen päästö oli $2,3 - 4,7 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vuosi}^{-1}$. Kesäkuussa 2002 tehtyjen virtsa- ja sontalisäysten päästöt pysyivät korkeina kahden kuukauden ajan (Kuva 1b). Elokuussa tehtyjen lisäysten vaikutus oli pidempi, sillä päästöt olivat taustapäästöä (Kuva 1a) korkeammat viiden kuukauden ajan (Kuva 1c). Kesäkuun 2003 virtsa- ja sontalaikkujen päästöt (Kuva 2b) seuraavalla talvikaudella olivat korkeammat kuin edellisenä talvena mitatut. Simuloidun laidunnuksen aiheuttama päästö seuraavana vuonna ilman uutta typpilisäystä ($2,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vuosi}^{-1}$) (Kuva 2c) oli hieman suurempi kuin samana vuonna mitattu päästö ilman laidunnusta ($1,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vuosi}^{-1}$) (Kuva 2a). Laidunnuksen vaikutukset ovat siten havaittavissa melko pitkään.

Ilman laidunnusta alue oli vuositasona pieni metaanin nielu (-0,4 - -0,6 kg CH₄-C ha⁻¹ vuosi⁻¹), laidunnuksen vaikutus huomioituna taas pieni metaanin lähde (0,6 - 1,2 kg CH₄-C ha⁻¹ vuosi⁻¹). Suurin osa metaanipäästöistä tuli sontakasoista neljän viikon kuluessa niiden levityksestä maahan. Virtsalisäys ei juuri vaikuttanut metaanivirtoihin.

Taulukko 1. Dityppioksidin päästöt laidunhehtaarilta Maaningalla ja Jokioisilla arvioituna taustapäästön sekä simuloitujen virtsa- ja sontalaikkujen päästöjen avulla.

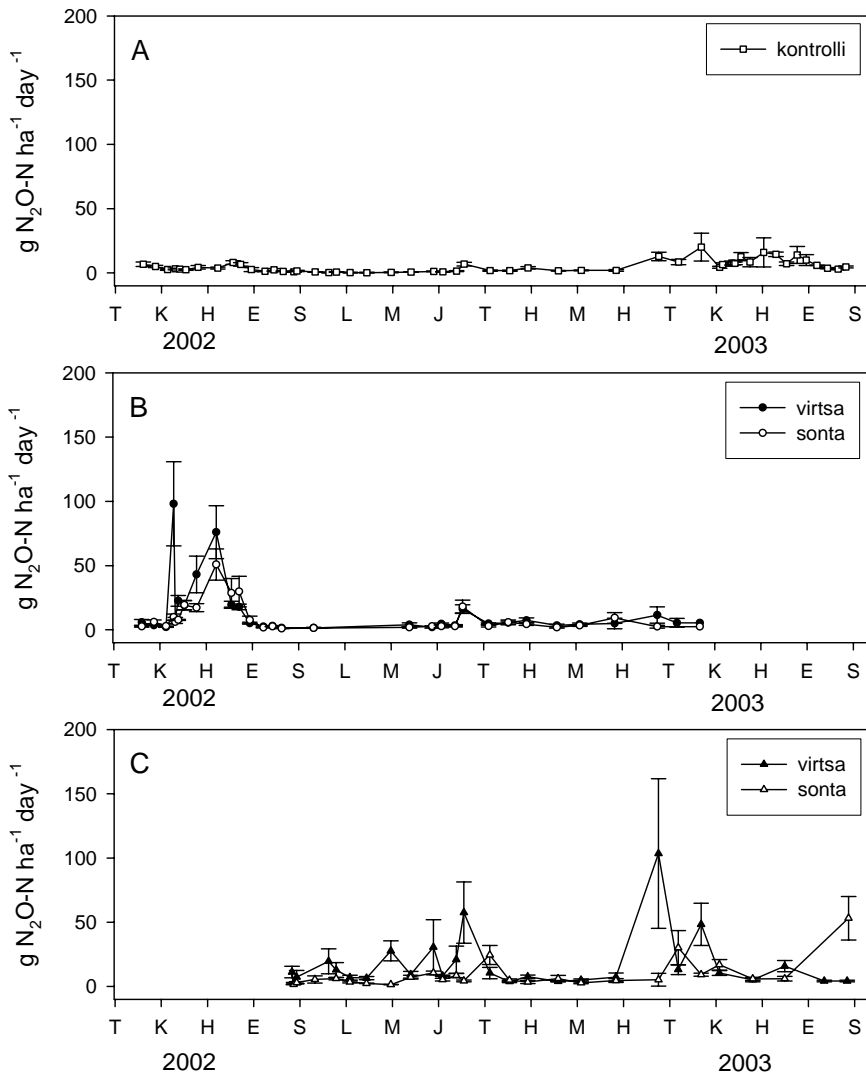
Maalaji/ levitysaika	Vuospäästö (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ vuosi ⁻¹)			% virtsan ja sonnan tipestä N ₂ O-N:na
	Kontrolli	Virtsa + sonta	Yhteensä	Virtsa + sontaa
Hieta^a				
Laikut:				
10.6.2002	1,26	1,27	2,26	0,69
24.8.2002	2,29	1,31	3,11	0,56
11.6.2003	2,20	1,82	3,55	0,89
26.8.2003	3,34	2,04	4,66	0,91
Savi ^b	2,60±2,43	-	2,60±2,43	
Savi^c				
Laikut:				
16.6.2003	0,45	0,73±0,04	1,18	0,57±0,03
26.8.2003	0,17	0,68±0,17	0,88	0,37±0,12
Hiesu^c				
Laikut:				
16.6.2003	0,32	0,78±0,24	1,10	0,61±0,29
26.8.2003	0,40	0,71±0,03	1,11	0,23±0,02
Hieta^c				
Laikut:				
16.6.2003	0,40	4,32±0,64	4,72	3,06±0,84
26.8.2003	0,56	1,57±0,34	2,13	0,73±0,63

Hajontaa ei voitu joka tapauksessa laskea, joko koska virtsan ja sonnan päästö on laskettu vähentämällä laikkujen keskiarvosta kontrollien keskiarvo tai koska rinnakkaisia oli vain kaksi (kontrollilysimetrit).

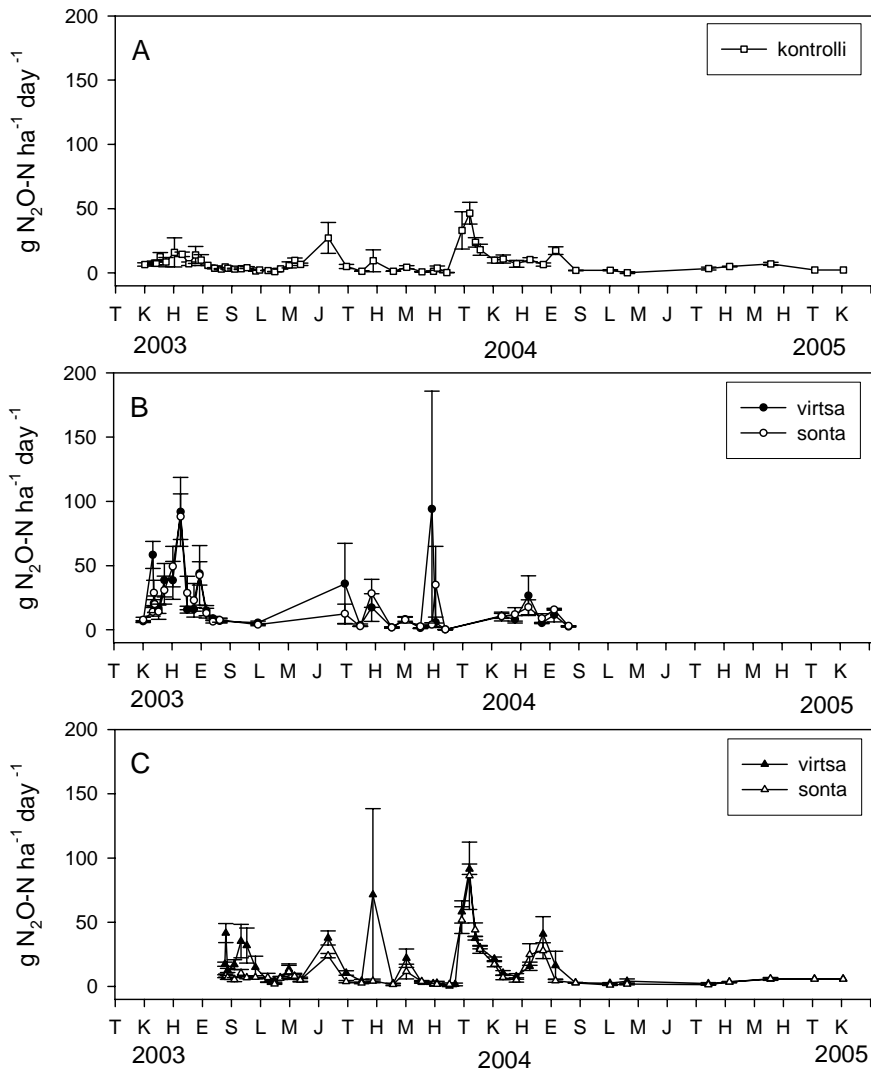
^alaidun, Maaninka

^blaidun suojakaistojen yläpuolella, Jokioinen

^clysimetrit



Kuva 1. Dityppioksidin päästöt kesäkuussa 2002 (B) ja elokuussa 2002 (C) levitetyiltä virtsa- ja sontalaikuilta sekä eritteettömistä näytteenotuspisteistä (A) Maaningan hietamaalla.

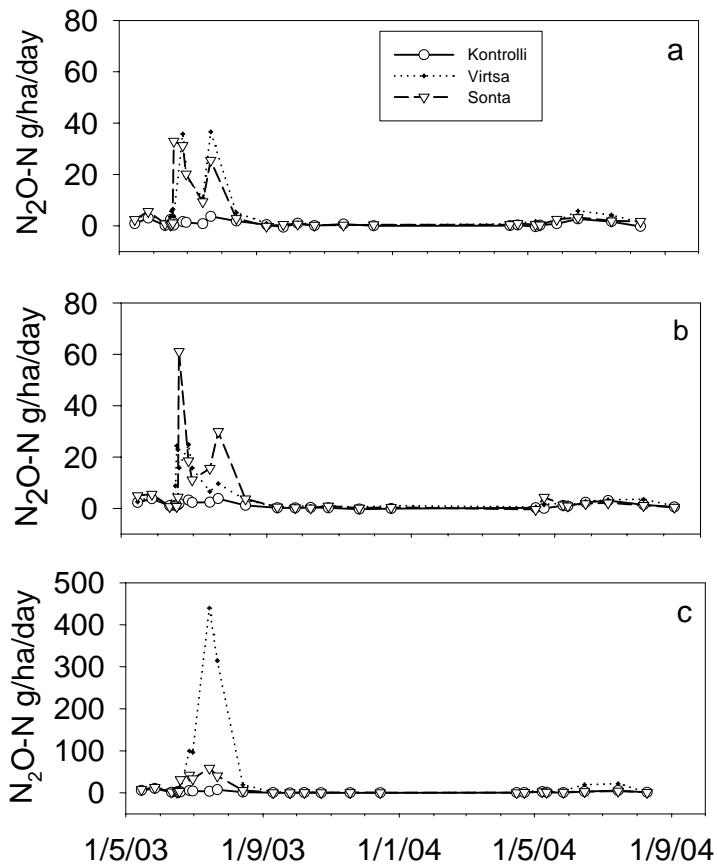


Kuva 2. Dityppioksidin päästöt kesäkuussa 2003 (B) ja elokuussa 2003 (C) levitetyiltä virtsa- ja sontalaikuilta sekä eritteettömistä näytteenottopisteistä (A) Maaningan hietamaalla. Kaasuvirtojen mittaus kyseisistä näytteenottopisteistä ilman uusia virtsa- ja sontalisäyksiä jatkui seuraavan vuoden ajan.

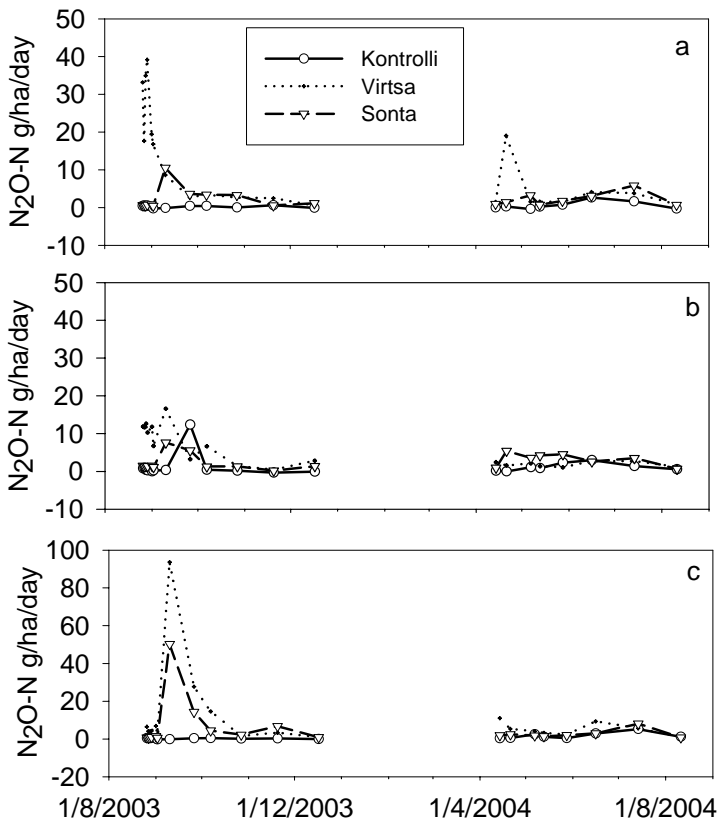
Jokioisilla sijaitsevan laitumen dityppioksidipäästöt ilman laiduntavien lehmien vaikutusta olivat $2,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vuosi}^{-1}$ (Taulukko 1). Se vastaa aiemmin savimaalta mitattuja päästöjä (Syväsalu ym., 2004). Laidun oli vuositasolla lievä metaanin lähde jo ilman sontalaikkujen vaikutusta, mikä johtuu savimaan tiiviistä rakenteesta (Kuva 4). Metaania ilmakehästä ottavat mikrobit eivät ole aktiivisia liian tiiviissä maassa, ja syvemmällä maaprofilissa saattaa olla suotuisat olosuhteet metaania tuottaville mikrobeille.

Dityppioksidin päästöt kohosivat kaikilla maalajeilla välittömästi virtsalaikujen ja sontakasojen lisäyksen jälkeen ja olivat huomattavasti taustapäästöä korkeammat noin kolmen kuukauden ajan sekä alkukesän että loppukesän levitysten jälkeen (Kuvat 3 - 4). Laikkujen päästöt olivat pääsääntöisesti taustapäästöä korkeammat vielä seuraavana kesänä, yli vuoden päästä levityksistä.

Metaania vapautui sontakasoista noin kahden viikon ajan, jonka jälkeen päästö ei ollut juurikaan korkeampi kuin kontrollilysimetreistä. Virtsalaikuilla ei ollut huomattavaa vaikutusta metaanin päästöihin.



Kuva 3. Dityppioksidin päästöt kesäkuussa levitetyiltä virtsa- ja sontalaikuilta sekä eritteettömiltä lysimetreiltä savi- (a), hiesu- (b) ja hietamaalla (c).



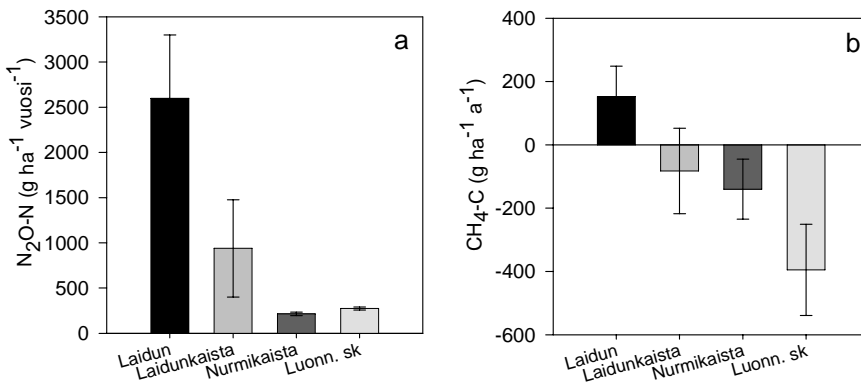
Kuva 4. Dityppioksidin päästöt elokuussa levitetyiltä virtsa- ja sontalaikuilta sekä eritteettömiltä lysimetreiltä savi- (a), hiesu- (b) ja hietamaalla (c).

Maaningalla tehtyjen mittausten perusteella laitumelle päätyvän virtsan ja sonnan tyypestä 0,6 - 0,9 % haihtui dityppioksidina (Taulukko 1). Jokioisilla sijaitsevalla lysimetrikentällä tehtyjen mittausten perusteella virtsa- ja sontalaikkujen aiheuttama N₂O-päästö vaihteli välillä 0,2 - 3,1 % lisätyn typen määrästä. Keskimäärin kaikkien virtsa- ja sontalaikkujen sisältämästä tyypestä 0,9 % haihtui dityppioksidina vuoden aikana. Tämä on vain noin puolet oletuspäästökertoimesta, jonka mukaan kasvihuonekaasuinventaariorissa laskeetaan laitumien päästöt, sillä IPCC:n laskentaohjeiden mukainen oletuspäästökerroin on 2 % (IPCC 2000). Kirjallisuudessa arviot laitumien dityppioksidipäästöistä vaihtelevat välillä 0,3 - 7,3 % lisätyn typen määrästä (Flessa ym. 1996, Goossens ym. 2001, Anger ym. 2003).

Päästöt suojakaistoilta

Erityyppisten suojakaistojen dityppioksidipäästöt vaihtelivat välillä 0,2 - 0,9 kg N₂O-N ha⁻¹ vuosi⁻¹ (Kuva 5), ja suojakaistatyyppien välillä ei havaittu tilastollisia eroja. Näiden tulosten perusteella suojakaistat eivät ole merkittävä dityppioksidin lähde. Päästöt olivat erittäin alhaiset verrattuna yläpuolella olevaan laitumeen, ja suomalaisiin peltomaihin yleensäkin. Laidunkaistoilta päästöt olivat korkeammat kuin muilta suojakaistoilta, koska ne lannoitettiin kyseisenä vuonna toukokuussa toisin kuin muut suojakaistat.

Suojakaistat toimivat heikkoina metaanin nieluina kun taas laidun oli metaanin lähde (Kuva 5). Paras metaaninhapetuskapasiteetti oli luonnonkasvillisuutta kasvavilla suojakaistoilla, joita ei ole kynnetty eikä lannoitettu. Luonnonkaistan metaaninhapetus erosi tilastollisesti laitumesta, mutta muiden käsittelyjen välillä ei eroja havaittu. Mikrobit, jotka hapettavat metaania pintamaassa, ovat herkkiä kynnön ja typpilannoituksen aiheuttamalle häiriölle (Hütsch 1994), mikä selittää luonnonkasvillisuutta kasvavan suojakaistan laidunta paremman metaaninhapetuspotentiaalin.



Kuva 5. Dityppioksidin päästöt a) ja metaanivuo b) (\pm keskiarvon keskivirhe) Jokioisten laitumelta ja kolmen tyyppisiltä suojakaistoilta ajalla 5/2003 - 5/2004.

Yhteenveto

Tulokset osoittavat, että laitumella sonta- ja virtsalaikkujen osuus laidunhehtaarin kokonaispäästöstä voi olla moninkertainen taustapäästöön verrattuna, vaikka laikkujen peittävyys on 17 % (virtsa) tai 4 % (sontra). Maalajien välillä oli jonkin verran eroja siinä, miten paljon N₂O-päästöjä karjasta laitumelle päätynyt tyyppi aiheuttaa. Hietamaalla suurempi osuus virtsan ja sonnan types-

tä muuntui dityppioksidiksi kuin savi- tai hiesumaalla. Metaanin päästöön maalajilla ei ollut vaikutusta, koska metaani vapautuu lannasta eikä maaperän mikrobi-prosessien vaikutuksesta kuten dityppioksidi. Tulosten perusteella olisi mahdollista ottaa käyttöön kansallinen päästökerroin laitumien päästöjen arviointiin kasvihuonekaasuinventaariossa. Uusi kerroin olisi noin puolet nykyään käytettävästä oletuspäästökertoimesta. Suojakaistat eivät olleet merkittävä dityppioksidin lähde. Metaanin hapetus suojakaistoilla on sitä voimakkaampaa, mitä kauemmin maa on kyntämättä.

Kirjallisuus

- Anger, M., Hoffman, C. & Kühbauch, W. 2003. Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use and Management* 19: 104-111.
- Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H. & Bouwman, A.F. 1996. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *Journal of Environmental Quality* 25: 1366-1370.
- Focht, D.D. & Verstraete, W. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Teoksessa: Alexander, M. (toim.). *Advances in Microbial Ecology*. New York: Plenum Press. s 135-214.
- Goossens, A., De Visscher, A., Boeckx, P. & Van Cleemput, O. 2001. Two-year study on the emission of N₂O from coarse and middle-textures Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 23-34.
- Hütsch, B.W., Webster, C.P. & Powlson, D.S. 1994. Methane oxidation in soil as affected by land use, pH, and N fertilization. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1613-1622.
- IPCC, 2000. N₂O emissions from manure management. Teoksessa: Penman, J. ym. (toim.). *Good Practice Guidance Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC, Hayama, Japani. s. 4.43. Saatavissa internetissä: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpgaum.htm>.
- Lemola, R. & Turtola, E. 2006. Typen huuhtoutuminen laitumelta eri maalajeilla. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). *Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus*. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 55-74.
- Maljanen M., Liikanen A., Silvola J., & Martikainen P.J. 2003a. Measuring N₂O emissions from organic soils with closed chamber or gas gradient methods. *European Journal of Soil Science* 54: 625-631.

- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 2003b. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 689-700.
- Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* 22: 1149-1155.
- Prather, M. & Ehhalt, D. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. Teoksessa: Houghton, J.T. ym. (toim.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. IPCC, Cambridge, UK: Cambridge University Press. s. 239-288.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006. Heinä- ja apilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). *Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus*. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- Syväsalo, E., Regina, K, Pihlatie, M. & Esala, M. 2004. Emissions of nitrous oxide from agricultural clay and loamy sand soils in Finland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 155-165.
- Uusi-Kämpä, J. & Palojärvi, A. 2006. Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.) *Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus*. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s.101-137.

Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella

Jaana Uusi-Kämpä ja Ansa Palojarvi

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Maaperä ja kasvinravitseminen, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, ansa.palojarvi@mtt.fi

Tiivistelmä

Lintupajun suojakaistakentällä tutkittiin 10 m leveiden nurmi- ja luonnonkasvikaistojen kykyä vähentää eroosioainesta, fosforia, typpeä ja ulosteperäisiä mikrobeja savimaan pintavalunnasta. Lisäksi otettiin näytteitä maan mikrobiston kokonaismäärän ja typen kierron potentiaalisten aktiivisuuksien mittaamista varten. Kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea 2003–2005. Suojakaistaruutujen tuloksia verrattiin ilman suojakaistaa viljeltyyn ruutuun tai laidunnettuun suojakaistaan.

Kevätiljamaalla suojakaistat poistivat pintavalunnan eroosioaineksesta 50 %, kokonaisfosforista 30 % ja kokonaistypestä 40–50 %. Sen sijaan liukoisen fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) määrä kasvoi 75 % hoitamattomilla luonnonkasvikaistoilla verrattuna niitettyyn nurmikaistaruutuun tai ilman suojakaistaa viljeltyyn viljaruutuun. Laitumella, jota ei lannoitettu fosforipitoisilla lannoitteilla, eroosio sekä kokonaisfosfori- ja kokonaistypikuormitus olivat pienempiä kuin kevätiljamaalla. Sen sijaan $\text{PO}_4\text{-P}$:n määrä pintavalunnassa oli yleensä laitumella suurempi kuin kevätiljamaalla. Kevään 2003 pintavalunnassa $\text{PO}_4\text{-P}$ -määrä oli erityisen suuri 0,4–1,0 kg/ha. Syynä $\text{PO}_4\text{-P}$:n huuhtoutumiseen saattoi olla edellisen syksyn äkillinen talventulo, johon kasvit eivät olleet varautuneet. Myös laboratoriokokeessa, jossa kasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedessä, suojakaistakasveista huuhtoutui liukoista fosforia 2–5 kg/ha. Tulos osoittaa, että osa pintavalunnan $\text{PO}_4\text{-P}$:sta on todennäköisesti peräisin jäätyneistä kasvisoluista, joista huuhtoutuu fosforia kevään lumensulamisvesien mukana. Kesällä laitumen pintavalumaveden hygieeninen laatu oli Suomen ympäristökeskuksen pintavesien käyttökelpoisuusluokituksen mukaan huono (>1000 pmy/100 ml). Laidunkaistalla ulosteperäisten mikrobien tiheydet olivat yleensä vain vähän suuremmat kuin laiduntamattomilla nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla.

Suojakaistojen perustaminen muutti maaperän mikrobiston kokonaismäärää ja typen kierron potentiaalisia mikrobiaktiivisuuksia. Mikrobibiomassa ja potentiaalinen kyky vapauttaa typpeä eloperäisestä aineksestä (typen netto-mineralisaatio) nousi, kun taas nitrifikaatiopotentiaali laski suojakaistoilla laitumeen verrattuna. Tuloksia voidaan parhaiten hyödyntää, kun mallintamisen avulla huomioidaan ympäristötekijöiden vaikutus typen kierron toteutumiseen ja arvioidaan eri suojakaistojen merkitystä ympäristökuormitukselle.

Avainsanat: suojavyöhykkeet, fosfori, typpi, pintavalunta, hajakuormitus, viljavuustutkimus, fekaaliset bakteerit, typen kierto, maamikrobiologia

Efficiency of buffer strips on cereal fields and pastures

Jaana Uusi-Kämpä and Ansa Palojarvi

MTT Agrifood Research Finland, Plant Production Research, FI-31600 Jokioinen, Finland, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, ansa.palojarvi@mtt.fi

Abstract

The effects of 10-metre wide annually cut grass buffer zones (GBZ) and vegetated buffer zones under natural vegetation (VBZ) on losses of erosion, total P, PO₄-P, total N, NO₃-N and faecal microbes in surface run-off from a buffer zone field have been studied for 15 years at MTT Agrifood Research Finland. The results were compared with those from 70-m-long and 18-m-wide plots without a buffer (NBZ). Spring cereals were grown in the period 1991–2002 and there was a pasture grazed by dairy cows in 2003–2005.

During cereal growing, the retention of erosion, total P and total N from surface run-off were 50, 30 and 40–50%, respectively, by the buffers. However, the cumulative loss of PO₄-P was 75% larger from the VBZ, where the plants of the buffer zone were not harvested, than from the annually harvested GBZ and NBZ. During grazing, the PO₄-P loss was even larger than from the cereal field. Exceptional high losses of PO₄-P (0.4–1.0 kg/ha) were measured in surface run-off water from all treatments in spring 2003. The sudden onset of winter previous autumn when grass was still growing may have been a reason for high PO₄-P losses. Also in laboratory tests, the PO₄-P losses in plant leachates from frozen and thawed green plant material collected in autumn from the VBZ and GBZ were high (about 2 kg/ha). The hygienic status of surface run-off was poor (>1000 cfu/100 ml) during grazing. The counts of faecal coliforms in surface run-off were only a little lower in the pasture with a 10-m-wide non-grazed GBZ than in the one with a buffer grazed by cattle.

Soil microbial biomass and potential activities of nitrogen cycle were changed after construction of buffer zones. Microbial biomass and net nitrogen mineralization increased, where as nitrification potential decreased compared to adjacent pasture. The results can be applied, when nitrogen cycle and the importance of buffer zones for reducing environmental loadings are modelled.

Key words: buffer strips, buffer zones, phosphorus, nitrogen, surface run-off, non-point-source pollution, soil analysis, faecal bacteria, nitrogen cycle, soil microbiology

Johdanto

Suojavyöhykkeitä on perustettu vesistöjen varsille maassamme jo 1980-luvun lopulta lähtien (Ahola 1989, 1990). Suojavyöhykkeitä ja -kaistoja suositellaan, koska ne vähentävät tehokkaasti erityisesti eroosioaineksen ja fosforin sekä typen ja muiden haitallisten aineiden kulkeutumista pintavalunnan mukana pellolta vesistöön (esim. Dillaha ym. 1989, Uusi-Kämpä ym. 2000, Syversen 2002). Suojakaistat ja -vyöhykkeet vaikuttavat ensisijaisesti maan päällä sekä maan pintakerroksessa tapahtuvaan pintavaluntaan. Kaistojen ja vyöhykkeiden vaikutusten on arveltu olevan vähäisiä salaojavaluntaan.

Suojakaistalla tarkoitetaan vähintään keskimäärin kolmen metrin levyistä monivuotisen kasvillisuuden peittämää kaistaa puron ja muiden vesistöjen varsilla sijaitsevilla pelloilla. Suojakaistan kasvusto voidaan niittää ja käyttää esimerkiksi rehuksi. Suojakaistalta niitetty heinä tulee aina vesiensuojelusyistä kuljettaa pois. Poikkeuksena ovat peltokasviasetuksen kesannot, joista pientareiden ja suojakaistojen kasvustoa ei saa korjata pois eikä käyttää hyödyksi (MMMA 30.6.2000/646). Suojakaistoja oli vuonna 2002 perustettu vesistöjen varsille yhteensä 13 814 kilomeriä. Laskennallisella kolmen metrin keskileveydellä suojakaistojen yhteispinta-ala oli noin 4150 peltihehtaaria (Maa- ja metsätalousministeriö 2004).

Suojavyöhyke on vähintään keskimäärin 15 metriä leveä monivuotisen kasvillisuuden peittämä hoidettu alue, joka on perustettu peltoalueelle valtaojan tai vesistön varteen. Suojavyöhykkeen kasvusto niitetään vuosittain ja kasvi-jäte korjataan pois. Suojavyöhykkeelle, -kaistalle ja pientareelle ei levitetä lannoitteita eikä kasvinsuojeluaineita. Suojavyöhyke kannattaa perustaa jyrkästi valtaojaan tai vesistöön viettävälle pelloille, helposti sortuville rantapelloille, toistuvasti tulva- tai vettymishaitoista kärsiville maille sekä mutkikkaille tai alaville ja työteknisesti vaikeille rantapellon osille (Maa- ja metsätalousministeriö 2000). Esimerkiksi vesistöalueita koskevilla suojavyöhykkeiden yleissuunnitelmissa kartoitetaan kuormittavia peltoalueita, joissa suojavyöhykkeet olisivat hyödyllisiä (Salmela 1999). Suojavyöhykkeitä voidaan perustaa myös tärkeille pohjavesialueille, vedenottamoiden suoja-alueille ja muille yhdyskuntien vedenhankintaan varatuille alueille (Maa- ja metsätalousministeriö 2000). Suojavyöhykesopimukset ovat toisella ympäristötukikaudella olleet viiden tai kymmenen vuoden mittaisia. Voimassa olevia suojavyöhykesopimuksia on tällä hetkellä kaikkiaan 6142 hehtaarilla ja 2641 tilalla (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, 13.2.2006, sähköpostiviesti).

Suojakaista ja -vyöhyke toimivat usealla eri tavalla. Ensinnäkin suojavyöhykkeen monivuotinen kasvipeite estää eroosion syntymistä itse vyöhykkeellä, jos se on perustettu viettävälle pellolle. Lannoitteita, lantaa ja torjunta-

aineita ei saa levittää pientareelle, kaistalle eikä vyöhykkeelle, jolloin ravinteilla ja muilla aineilla on pitempi matka kuljettavana pellolta pintavalunnan mukana vesistöön kuin ojanreunalta. Lisäksi pintavalunnasta pidättyä fyysikaalisten, kemiallisten ja biologisten prosessien avulla eroosioainesta ja ravinteita kaistalle ja vyöhykkeelle.

Veden virtausnopeuden hidastuessa suojavyöhykkeellä eroosio-ainesta sedimentoituu, kasautuu, vyöhykkeelle. Kun pintavalunta on tasaista ja hidasta, vettä infiltroituu eli imeytyy suojavyöhykkeen maaperään. Samalla maahuokosiin siivilöityy pieniä maapartikkeleita. Fosforia voi myös kemiallisesti sitoutua suojavyöhykkeen maaperään (adsorptio) ja vapautua maasta (desorptio). Kyseessä on tasapainoreaktio, jonka suunta määräytyy maan alumiini- ja rautaoksidien määrästä, niiden fosfori-kyllästymisasteesta sekä maan pH-luvusta (Murrmann & Peech 1969, Hartikainen 1981, 1982). Ravinteita myös sitoutuu suojavyöhykkeen kasvien biomassaan. Ravinteita voidaan poistaa suojavyöhykkeiltä niittämällä kasvustot ja korjaamalla kasvijäte. Parhaiten fosforia saadaan poistettua silloin, kun kasvit niitetään kukinta- tai siementen tuleentumisvaiheessa. Tässä vaiheessa maapäällisten kasvinosien fosforipitoisuus on vielä kohtuullisen suuri ja kasvimassaa on paljon (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Kasvien ravinteiden oton ohella kaasumaiset päästöt denitrifikaation seurauksena ja typen pidättyminen maaperän mikrobistoon ovat tärkeimmät tavat, joilla suojakaistat vähentävät pintavalunnan typpikuormitusta (mm. Hefting ym. 2005). Mittaustuloksia maamikrobiston potentiaalisista typen kierron aktiivisuuksista voidaan hyödyntää, kun mallinnetaan ravinteiden kulkeutumista ja kaistoille pidättyvien ravinteiden kohtaloa, mm. typen poistumaa huuhtoutumalla salaojaveden mukana tai kaasumaisina päästöinä.

Tässä kirjoituksessa verrataan erilaisten suojakaistojen (niitetty nurmikaista, hoitamaton luonnonkasvikaista ja laidunnettu nurmikaista) tehoa eroosioaineksen, fosforin, typen ja ulostemikrobien pidättäjänä, kun suojakaistojen yläpuolisella peltoalueella joko viljellään kevätiljaa tai laidunnetaan lypsykarjaa.

Aineisto ja menetelmät

Suojakaistakoekentät ja analyysimenetelmät

MTT:ssä on tutkittu 15 vuoden ajan suojakaistojen ja -vyöhykkeiden kykyä vähentää viljelymaan eroosiota sekä pintavalunnan hajakuormitusta. Suurin osa kokeista on tehty Lintupajun koekentällä, jossa suojakaistatutkimus aloitettiin vuonna 1991 (Uusi-Kämpä ja Kilpinen 2000, Uusi-Kämpä 2005). Suojakaistojen yläpuolella olevalla peltoalueella viljeltiin ohraa sekä kauraa vuosina 1991–2002 ja laidunnettiin nautoja vuosina 2003–2005. Suojakaisto-

jen laiduntamista tutkittiin myös Kotkanojan pintavaluntakentällä vuosina 2002–2004.

Lintupajun suojakaistakenttä

Lintupajun koekenttä on savimaalla. Kenttä on jaettu kuuteen ruutuun, joiden pituus on 70 m ja leveys 18 m (Kuva 1). Neljän ruudun alaosaan kylvettiin kesällä 1991 kymmenen metriä leveä nurmi- tai luonnonkasvikaista (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Peltoalue on melko tasainen, mutta suojakaistat ovat rinteessä, jonka kaltevuus on 12–18 %.

Kentän alareunassa oleva nurmikaista on niitetty vuosittain, mutta luonnonvaraisia puuvartisia kasveja kasvava luonnonkasvikaista on jätetty hoitamatta. Nurmi- ja luonnonkasvikaistaruutujen tuloksia verrattiin vuosina 1991–2002 ilman suojakaistaa viljeltyyn viljaruutuun. Vuosina 2003–2005 ruutujen 2 ja 5 rinneosassa kasvoi nurmi, jota laidunnettiin (=laidunkaista) yhdessä yläpuolella olevan peltoalueen kanssa (Kuva 1). Laidunkokeessa vanhojen nurmi- ja luonnonkasvikaistojen tuloksia verrattiin laidunkaistan tuloksiin.

Suojakaistakentän peltoalue ja ruutujen 2 ja 5 rinneosat kynnettiin syksyllä 2001. Muilla ruuduilla oli vuonna 1991 perustetut 10 metriä leveät suojakaistat. Toukokuussa 2002 peltoalueelle sekä ruutujen 2 ja 5 rinneosalle kylvettiin ohra ja timotei–nurminata-siemenses. Ohra puitiin elokuun puolivälissä, ja oljet silputtiin pellolle. Kuivuuden takia nurmensiemen iti heikosti. Peltoalue ja ruutujen 2 ja 5 rinneosat kylvettiin uudelleen toukokuussa 2003.

Kevätviljaa viljeltäessä vuosina 1991–2002 peltoalue ja ruutujen 2 ja 5 rinneosat lannoitettiin lannoitusositusten mukaisesti. Laidunkokeen aikana pelto lannoitettiin yleensä Suomensalpietarilla (NPK 26-0-1) kaksi kolme kertaa vuodessa (Taulukko 1). Vuosittaiset lannoitetyypimäärät olivat 130–185 kg N/ha. Heikon nurmikasvuston takia myös ruutujen 2 ja 5 rinneosat (laidunkaistat) lannoitettiin Suomensalpietarilla vuonna 2003. Keväällä 2004 käytettiin poikkeuksellisesti Kevätviljan Y1-lannoitetta (26-2-3), jonka mukana laitumelle sekä laidunkaistoille levitettiin fosforia 6 kg/ha ja typpeä 80 kg/ha. Kevään 2004 jälkeen laidunkaistoja ei enää lannoitettu. Nurmi- ja luonnonkasvikaistat oli lannoitettu perustamisen yhteydessä keväällä 1991.

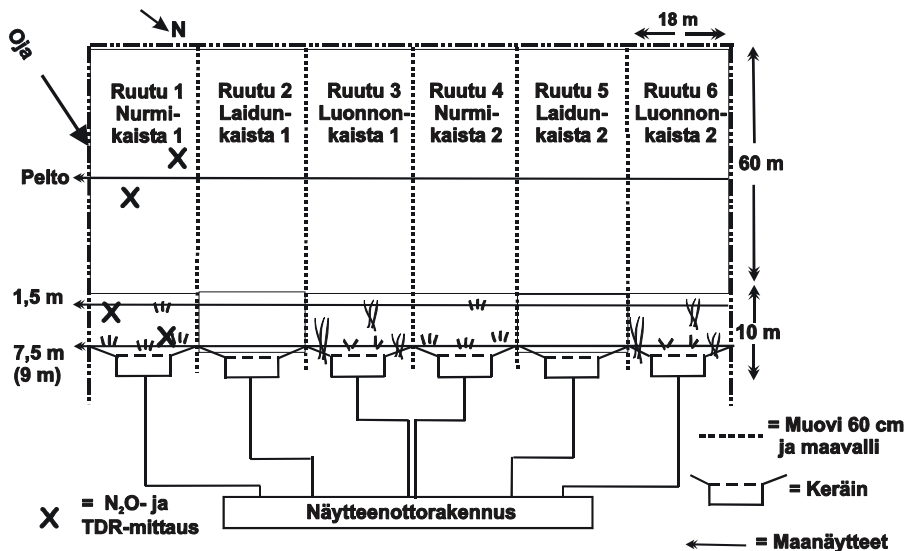
Laidunkoe aloitettiin kesäkuussa 2003 ja lopetettiin elokuussa 2005. Koealueella (0,7 ha) laidunsi yleensä 3–5 nautaa 24–48 vrk vuodessa. Laidunnusintensiteetti oli 72 eyvrk/ha vuonna 2003 (eyvrk = eläinyksikkövuorokausi; MMMA 30.6.2000/646), 234 eyvrk/ha vuonna 2004 ja 128 eyvrk/ha vuonna 2005. Luvuista näkee, että laiduntaminen oli intensiivisintä kesällä 2004. Laitumella oli kymmenen metrin etäisyydellä myös juotto- ja kivennäisten syöttöpaikka, jota vaihdettiin päivittäin ruudulta toiselle.

Taulukko 1. Lintupajun suojakaistakoekentän lannoitus vuosina 2002–2005.

Päivä	Lannoite	Laidun 1–6 ja kaistat 2 ja 5 ¹⁾
13.5.2002 ¹⁾	Kevätviljan Y 1 (NPK 26-2-3), 350 kg/ha	7 kg P/ha 90 kg N/ha
13.5.2003 ¹⁾ 11.7.2003 ¹⁾	Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 350 kg/ha Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 230 kg/ha	90 kg N/ha 60 kg N/ha
6.5.2004 ¹⁾	Kevätviljan Y 1 (NPK 26-2-3), 310 kg/ha	6 kg P/ha 80 kg N/ha
8.7.2004 25.8.2004	Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 250 kg/ha Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 150 kg/ha	65 kg N/ha 40 kg N/ha
29.4.2005 22.6.2005	Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 250 kg/ha Suomensalpietari (NPK 26-0-1), 250 kg/ha	65 kg N/ha 65 kg N/ha

¹⁾ Laidunkaistat 2 ja 5 lannoitettiin kylvön yhteydessä vuonna 2002 sekä laidunkokeen aikana touko- ja heinäkuussa 2003 sekä toukokuussa 2004. Tämän jälkeen laidunkaistoja ei lannoitettu.

Pintavalunta kerättiin koejaksolla kesäkuu 1991–lokakuu 2001 yhdeksän metriä leveältä koeruudun alueelta. Vesienkeräilyjärjestelmää parannettiin lokakuussa 2001 lisäämällä keräinten reunoille ohjaimet, joiden avulla pintavalunta voidaan kerätä koko ruudun alalta. Kaivaustöiden takia pintavalunta saattoi joutua normaalia enemmän eroosioainesta syksyllä 2001, joten koejakson lokakuu–joulukuun pintavalunnat on jätetty pois tuloksista.



Kuva 1. Lintupajun suojakaistakoekenttä 2003–2005. Näytteenottolinjat: I=pelto, II=suojakaistan yläosa (1,7 m) ja III=suojakaistan alaosa (7,5 m).

Kotkanojan pintavaluntakenttä

Kotkanojan 8-ruutuinen koekenttä (0,34 ha) jaettiin kahteen lohkoon, joiden alaosaan jätettiin 10 m leveä lannoittamaton suojakaista (Kuva 2). Kummallakin lohkolle oli 4 koeruutua (6 m x 70 m). Koekäsittelyt olivat

- laidun ja laidunnettu suojakaista (2 ruutua/lohko) ja
- laidun ja laiduntamaton suojakaista (2 ruutua/lohko).

Laidunalue oli tasainen (< 0,9 %), mutta suojakaistat sijaitsivat hieman laidunta viettävämmällä alueella (0,9–1,7 %).

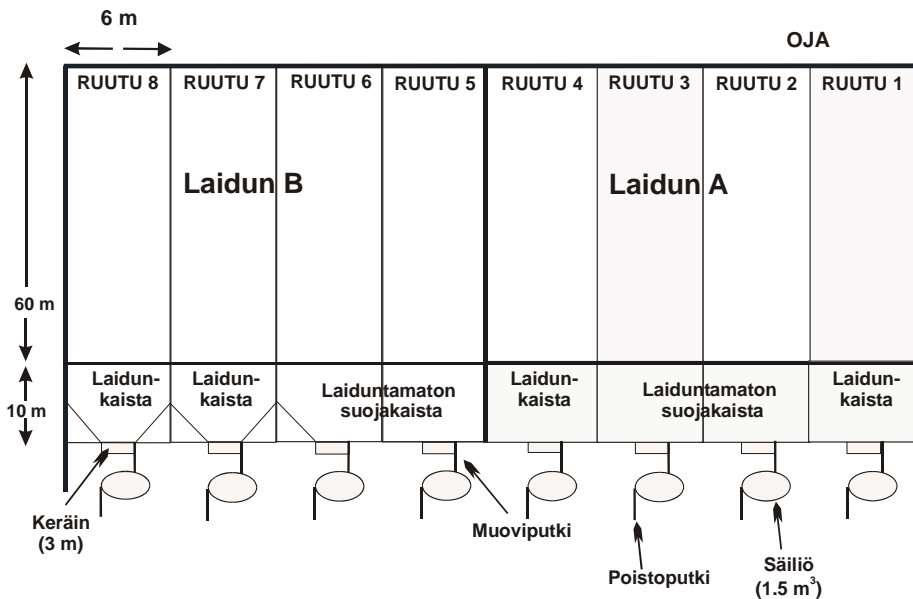
Ensimmäisen vuoden nurmessa kasvoi runsaasti saunakukkaa, jota toukokuun lopussa 2002 torjuttiin Gratili-ruiskutuksella. Kesäkuun puolessa välissä nurmikasvusto niitettiin ja korjattiin pois koekentältä. Laiduntaminen aloitettiin heinäkuussa 2002, jolloin kolme hiehoa tuotiin kentälle. Hiehot laidunsivat yksitoista päivää, jonka jälkeen nurmi lannoitettiin seuraavaa syöttöä varten.

Ensimmäisenä kesänä hiehoja laidunnettiin vain kerran (11 vrk/vuosi) ja kahdena seuraavana vuonna kolme kertaa kesässä (40 vrk/vuosi). Laidunnusintensiteetti oli 64 eyvrk/ha vuonna 2002 ja 230 eyvrk/ha vuosina 2003 ja 2004, kun alle 2-vuotias hieho vastaa 0,6 eläinyksikköä (MMMA 30.6.2000/646). Laidun lannoitettiin Suomensalpietarilla (26-0-1) kolme kertaa vuodessa: kevätlannoitus toukokuussa ja kaksi lisälannoitusta laidunnuksen päätyttyä (180–210 kg N/ha vuosi). Lannoitteena käytettiin yleensä Suomensalpietaria, joten laitumelle tuli fosforia ainoastaan nautojen sonnasta ja virtsasta sekä vähän kivennäisistä. Juotto- ja kivennäisten syöttöpiste, jonka paikkaa vaihdettiin päivittäin, oli kymmenen metrin etäisyydellä suojakaistoista. Keväällä 2004 käytettiin poikkeuksellisesti Kevätviljan Y1-lannoitetta (26-2-3), jonka mukana laitumelle levitettiin fosforia 6 kg/ha ja typpeä 80 kg/ha. Vuosina 1996–2000 kentällä oli ollut lietalannan levitys nurmeen -koe, jossa viiden vuoden aikana pellolle levitettiin lannan mukana yhteensä 270 kg kokonaisfosforia hehtaarille (Uusi-Kämpä ym. 2002). Lietalantakokeen nurmi kynnettiin syksyllä 2000, ja seuraavana keväänä pellolle kylvettiin ohra ja timotei–nurminata-siemenseos. Runsaan lietalannoituksen takia laitumella ei tarvinnut käyttää fosforipitoisia lannoitteita.

Pintavalumanäytteet

Pintavalunta kerättiin molemmilla kentillä maan pintakerroksesta 0–30 cm:n syvyydeltä samanlaisilla keräimillä, kuin Puustinen (1999) oli suunnitellut Aurajoen kentälle. Pintavalunta johdettiin Lintupajussa mittausrakennukseen, jossa mitattiin veden määrä kippisysteemillä ja otettiin vesinäytteet valunnan suhteessa. Tulokset ovat kahden koeruudun keskiarvoja. Syksyn 1994 tulok-

set jätettiin pois tarkastelusta, koska mittalaitteet eivät silloin toimineet koekentällä. Keväällä 2003 koeruudun 2 putki oli jäässä, joten pintavaluntatulokset saatiin tuolloin vain ruudulta 5. Kotkanojalla vesi johdettiin kultakin ruudulta maan alla oleviin säiliöihin (1,5 m³), joiden tyhjennyksen yhteydessä mitattiin vesimäärä virtausmittarilla ja otettiin valumapainotteiset näytteet ravinnemäärityksiä varten. Kotkanojan kentän tulokset ovat neljän ruudun keskiarvoja. Keväällä 2002 osa säiliöiden ulostuloputkista oli jäässä, joten kyseisten ruutujen tulokset jätettiin huomioimatta kevään 2002 osalta. Sademäärät saatiin Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriolla mitatusta sääaineistosta. Observatorio sijaitsee kilometrin etäisyydellä Kotkanojan kentstä ja noin kolmen kilometrin etäisyydellä Lintupajun suojakaistakoekentstä.



Kuva 2. Kotkanojan pintavaluntakoekenttä 2002–2004.

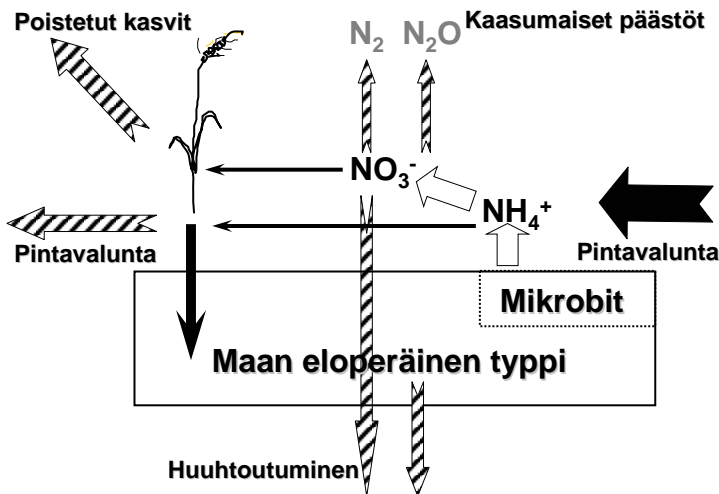
Vesistä määritettiin ortofosfaattifosfori (PO₄-P), kokonaisfosfori (Kok-P), ammoniumtyppi (NH₄-N), nitraattityppi (NO₃-N) ja kokonaistyyppi (Kok-N). Näytteiden ravinnemäärityksissä käytettiin standardien SFS 3025, SFS 3026 sekä SFS 3030–3032 menetelmiä. Ortofosfaattifosforin, nitraattityypin ja ammoniumtyypin määrityksiä varten näytteet suodatettiin kalvolla (Nucleopore®Polykarbonate, huokoskoko 0,2 µm). Lisäksi määritettiin haihdutusjäänös, joka kuvaa eroosioaineksen määrää pintavalunnassa. Muutaman kerran otettiin myös hygienianäytteet, joista määritettiin fekaaliset koliformit (SFS 4088), fekaaliset streptokokit (SFS 3014), sulfiittia pelkistävät klostridit (SFS-EN 26461-2) ja kolifaagit. Somaattiset DNA- ja RNA-kolifaagit määritettiin käyttäen yksikerrostekniikkaa ja isäntinä *E. coli* ATCC 13706 ja *E. coli* ATCC 15597 (Grabow & Coubrough 1986 muunnoksella Rajala-Mustonen & Heinonen-Tanski 1992). Hygieniatulokset ilmoitetaan yksikössä pmy / 100 ml (pmy = pesäkkeen muodostava yksikkö).

Maanäytteet

Lintupajussa näytteet otettiin kolmelta eri linjalta (Kuva 1): pellolta (I linja; 30 m pintavalumakeräimestä), suojakaistan yläosasta (II linja, 1,5 m suojakaistan yläreunasta) ja suojakaistan alaosasta (III linja; 7,5 tai 9,0 m suojakaistan yläreunasta). Kotkanojalla näytteet otettiin erikseen laidunnetuilta ja laiduntamattomilta suojakaistoilta sekä laitumelta. Maanäytteistä määritettiin helppoliukoisen fosforin (Vuorinen ja Mäkitie 1955) sekä nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet (Sippola & Ylärinta 1985). Kokonaistyyppi määritettiin Lintupajun maanäytteistä, jotka oli otettu syyskuussa 2003. Maan irtotiheys määritettiin kummallakin kentällä keväällä 2004 otetuista näytteistä.

Maan mikrobiologiset näytteet

Lintupajussa otettiin näytteitä maan mikrobiston kokonaismäärän ja typen kierron potentiaalisten aktiivisuuksien mittaamiseksi (Kuva 3). Näytteet otettiin samoin kuin viljavuusnäytteet (Kuva 1) kolmelta eri linjalta: pellolta/laitumelta (I linja), suojakaistan yläosasta (II linja) ja kaistan alaosasta (III linja). Näytteenottoajankohta oli syksyisin 2002, 2003 ja 2004 lokakuussa.



Kuva 3. Yksinkertaistettu esitys suojakaistan typen kierrosta. Mustat nuolet: kaistalle tuleva typpi pintavalunnan tai kasvivarikkeen mukana. Avoimet nuolet: maan mikrobiston suorittama typen nettomineralisaatio ($\rightarrow \text{NH}_4^+$) ja nitrifikaatio ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$). Raidalliset nuolet: poistuva typpi kaasumaisena (muodostuu denitrifikaatiossa ($\text{NO}_3^- \rightarrow$) ja nitrifikaatiossakin), pintavaluntana, huuhtoutumina tai erodoituneen aineksen mukana. (Palojärvi ym. 2002, muokattu).

Maanäytteistä määritettiin mikrobibiomassa sen sisältämän typen avulla kaasutus-suorauuttomenetelmällä (Palojärvi ym. 2002) ja nettomineralisaatio-

potentiaali anaerobisen inkubaation avulla (Canali & Benedetti 2006). Potentiaalinen nitrifikaatio määritettiin kloraatti-inhibitiomenetelmällä ja potentiaalinen denitrifikaatio maaliotos-menetelmällä (Pell ym. 1996, 1998). Mittauksia varten näytteistä määritettiin kuiva-aine% (105 °C, yön yli) ja seulotun maan vedenpidätyskyky (Palojärvi ym. 2002).

Kasvihuonekaasupäästöt ja maan kosteusmittaus

Lintupajun koekentältä mitattiin myös dityppioksidi- ja metaanipäästöjä, jotka on esitetty tämän raportin kasvihuonekaasupäästöosiossa (Regina ym. 2006). Kentällä mitattiin myös maan kosteus 4 eri syvyydestä (15, 30, 45 ja 60 cm) vuosina 2003–2004. Kosteustuloksia ei ole raportoitu, mutta niitä käytettiin typen prosessien mallinnuksessa (Rankinen ym. 2006). Kasvihuonekaasupäästöt ja maan kosteudet mitattiin kullakin ruudulla laitumelta ja suojakaistalta. Mittauspisteet on esitetty kuvassa 1.

Fosforin huuhtoutuminen suojakaistakasveista

Lintupajun ja Kotkanojan suojakaistoilta otettiin lokakuussa 2003 kasvinäytteitä, joita laboratorioissa vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedellä. Kokeessa tutkittiin, paljonko maanpäällisestä kasvimateriaalista voi huuhtoutua fosforia talven ja kevään aikana, kun kasvit vuoronperään jäätyvät ja sulavat suojakaistalla. Kotkanojalla otettiin näytteitä myös suojakaistojen lanta- ja virtsalaikkukasvustoista.

Kymmenen gramman (tuorepaino) näyte-erä jäädytettiin ensin muovirasiassa, jonka jälkeen näyte sulatettiin ja rasiaan lisättiin 40 ml deionisoitua vettä. Rasiaa ravisteltiin tasoravisteliassa tunti, jonka jälkeen suodos suodatettiin viileässä Tervakosken suodatinpaperin läpi. Suodoksesta analysoitiin ortofosfaatti- ja kokonaisfosfori kuten valumavesistä. Suodattimeen jäänyt kasvimateriaalia jäädytettiin uudelleen.

Salaojavalunnan arvioiminen

Lintupajun ja Kotkanojan pintavalumakentillä ei ollut salaojavesienkeräyssysteemiä. Salaojaveden mukana huuhtoutuneiden ravinteiden määriä pyrittiin arvioimaan maaprofiilinäytteiden ravinnepitoisuuksista. Pinta- ja salaojavaluntaa sekä niiden mukana kulkeutuneita ravinnemääriä Lintupajussa arvioitiin myös huuhtoutumismallien avulla. Typen vesistökuormitusta mallinnettiin COUP-mallilla (Rankinen ym. 2006) ja pintavalunnan mukana kulkeutuneen eroosioaineksen määrää IceCream-mallilla (Nyholm 2006).

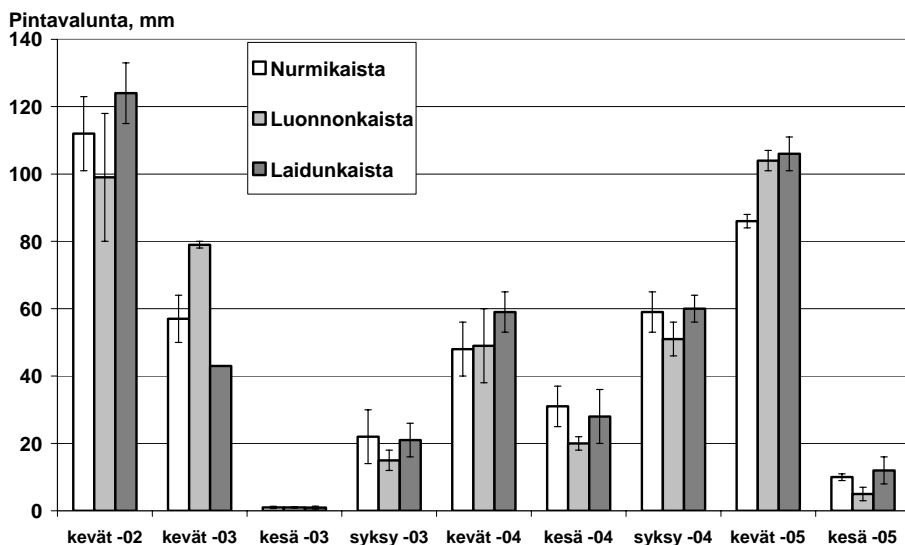
Tulokset ja tulosten tarkastelu

Pintavalunta

Vuonna 2002 satoi vain 440 mm, mikä on lähes 170 mm vähemmän kuin Jokioisten observatorion 30 vuoden vertailusääaineiston keskimääräinen vuosisadanta. Vähäisen vuosisadannan takia pintavaluntaa oli vain keväällä lumien sulaessa (Kuva 4). Seuraavana vuonna kumulatiivinen sadanta (584 mm) oli normaali, ja näytteitä saatiin kevään lisäksi myös syksyllä. Vuoden 2004 kumulatiivinen sadanta (726 mm) oli 120 mm suurempi kuin 30 vuoden vertailusääaineiston keskimääräinen vuosisadanta, ja pintavaluntaa oli kaikkina vuodenaikoina.

Lintupajussa kynnöspellon pintavalunta oli keväällä 2002 keskimäärin 110 mm (Kuva 4). Keväällä 2003 ensimmäisen vuoden nurmikaistaruudulla (43 mm) pintavalunta oli pienempi kuin muilla suojakaistaruuduilla (50–79 mm). Ilmeisesti uusi nurmikaista läpäisi vettä paremmin kuin vanhat suojakaistat. Vuonna 2004 koekentän pintavalunta oli keskimäärin 130 mm. Kun kevään 2003 tulokset sänkimaalta jätetään huomioimatta, niin laidunkoejaksoilla kesäkuu 2003–elokuu 2005 pintavalunta oli keskimäärin 260 mm (Taulukko 2).

Kotkanojalla kasvoi keväällä 2002 ensimmäisen vuoden heinänurmi. Kolmi-vuotisen laidunkokeen pintavalunnasta 70 % oli vuosien 2002 ja 2003 kevät-valuntaa. Kolmen koevuoden (2002–2004) yhteenlaskettu pintavalunta oli



Kuva 4. Pintavalunta Lintupajun suojakaistakoekentällä koejaksolla kevät 2002–kesä 2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Taulukko 2. Sadannan, pintavalunnan sekä eroosioaineksen (HJ), kokonaisfosforin (Kok-P), partikkelifosforin (PP), ortofosfaattifosforin (PO₄-P), kokonaistypen (Kok-N), nitraattitypen (NO₃-N) ja ammoniumtypen (NH₄-N) yhteenlasketut määrät (keskiarvo ± maksimin ja keskiarvon erotus) pintavalunnassa Lintupajun kentän ilman suojakaistaa viljellyillä ruuduilla sekä laidun-, nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla. Kentällä viljeltiin ohraa sekä kauraa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005.

	Ei suoja- kaistaa	Nurmi- kaista	Luonnon- kasvikaista
Kesäkuu 1991–toukokuu 2003			
Sadanta, mm ¹⁾	7235		
Pintavalunta, mm	1500 ± 220	1300 ± 250	1400 ± 200
HJ, tn/ha	13 ± 5	6,1 ± 0,9	5,4 ± 1
Kok-P, kg/ha	13 ± 5	8 ± 2	9 ± 1
PP, kg/ha	12 ± 5	6 ± 1	5 ± 0,7
PO ₄ -P, kg/ha	2 ± 0,2	2 ± 0,4	3,5 ± 0,2
Kok-N, kg/ha	70 ± 10	30 ± 5	40 ± 7
NO ₃ -N, kg/ha	45 ± 5	13 ± 3	21 ± 4
NH ₄ -N, kg/ha	1,7 ± 0,2	1,5 ± 0	2,0 ± 0,2
Kesäkuu 2003–elokuu 2005			
Sadanta, mm ¹⁾	1261		
Pintavalunta, mm	290 ± 30	260 ± 30	240 ± 0
HJ, tn/ha	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0
Kok-P, kg/ha	1,8 ± 0,3	1,5 ± 0	1,4 ± 0
PP, kg/ha	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,1	0,8 ± 0,2
PO ₄ -P, kg/ha	1,1 ± 0,1	0,9 ± 0	0,6 ± 0,1
Kok-N, kg/ha	3,4 ± 0,4	3,0 ± 0,4	3,1 ± 0,1
NO ₃ -N, kg/ha	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,1
NH ₄ -N, kg/ha	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0	0,4 ± 0

¹⁾ Sadanta mitattu Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriossa

laidunkaistaruuduilla 156 mm ja laiduntamattomilla nurmikaistaruuduilla 206 mm (Taulukko 3).

Lintupajussa pintavalunnan määrä oli suurempi kuin Kotkanojalla. Osasyynä tähän oli se, että Lintupajussa koekentän alaosan kaltevuus oli yli 10 % ja Kotkanojalla keskimäärin alle kaksi prosenttia.

Taulukko 3. Sadannan, pintavalunnan sekä eroosioaineksen (HJ), kokonaisfosforin (Kok-P), partikkelifosforin (PP), ortofosfaattifosforin (PO₄-P), kokonaistypen (Kok-N), nitraattitypen (NO₃-N) ja ammoniumtypen (NH₄-N) yhteenlasketut määrät (keskiarvo ± keskihajonta) pintavalunnassa Kotkanojan koekentän laiduntamattomilla ja laidunnetuilla suojakaistaruuduilla vuosina 2002–2004.

	Laidunnettu suojakaista	Laiduntamaton suojakaista
Sadanta, mm ¹⁾	1751	
Pintavalunta, mm	160 ± 50	210 ± 50
HJ, tn/ha	0,3 ± 0,06	0,3 ± 0,1
Kok-P, kg/ha	1,8 ± 1,0	2,2 ± 0,5
PP, kg/ha	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,2
PO ₄ -P, kg/ha	1,3 ± 0,9	1,5 ± 0,4
Kok-N, kg/ha	3,6 ± 2,1	4,4 ± 0,8
NO ₃ -N, kg/ha	0,8 ± 0,5	0,9 ± 0,2
NH ₄ -N, kg/ha	1,1 ± 0,8	1,3 ± 0,3

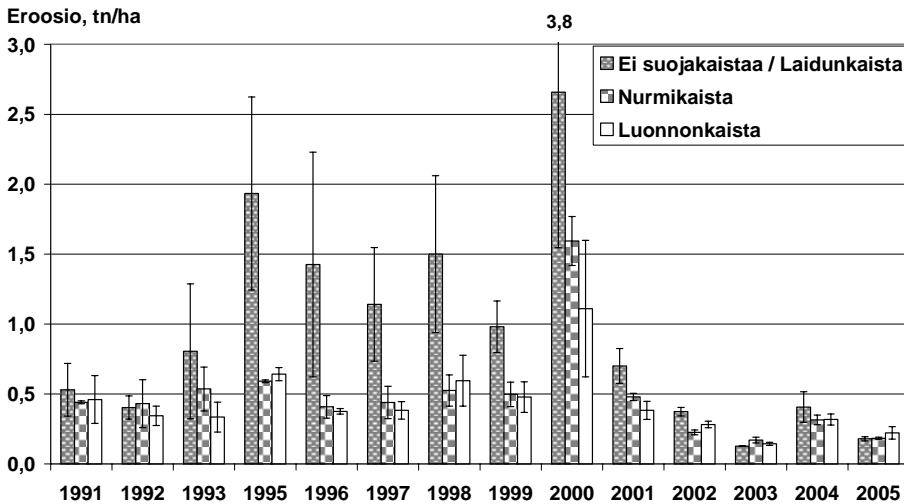
¹⁾ Sadanta mitattu Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriossa

Erosio

Erosio oli suurinta kevätiljamaan ruuduilla, joita viljeltiin ilman suojakaistaa. Laitumella eroosio oli huomattavasti pienempi kuin se oli kevätiljamaalla, joka kynnettiin syksyllä (Kuva 5). Laitumella eroosio oli keskimäärin 0,3 tn/ha vuosi ja ilman suojakaistaa viljellyllä kevätiljamaalla keskimäärin 1,1 tn/ha vuosi. Suojakaistat puolittivat eroosion kevätiljamaalla, mutta laitumen eroosiomäärissä ei ollut eroja eri suojakaistakäsittelyjen välillä (Kuva 5, Taulukko 2).

Lintupajun pelto kynnettiin syksyllä 2001, jonka jälkeen sinne keväällä 2002 kylvettiin ohra ja timotei–nurminata-siemenseos. Kevään 2002 eroosiokuorma kynnetyltä maalta vastasi kaikilla koekäsittelyillä peräti kolmatta osaa vuosien 2002–2004 yhteenlasketusta eroosiokuormasta.

Ensimmäisen vuoden heinäkasvusto oli kesällä 2003 harvaa Lintupajun laidunkaistalla, kun kuivuus oli heikentänyt nurmen kasvuun lähtöä savisessa rinteessä. Lisäksi lehmien kulkureitit aitojen vieressä lisäsivät paljaan maan osuutta laidunkaistalla. Eroosioaineksen määrään pintavalunnassa suojakaistojen laiduntaminen ei kuitenkaan vaikuttanut (Taulukko 2).



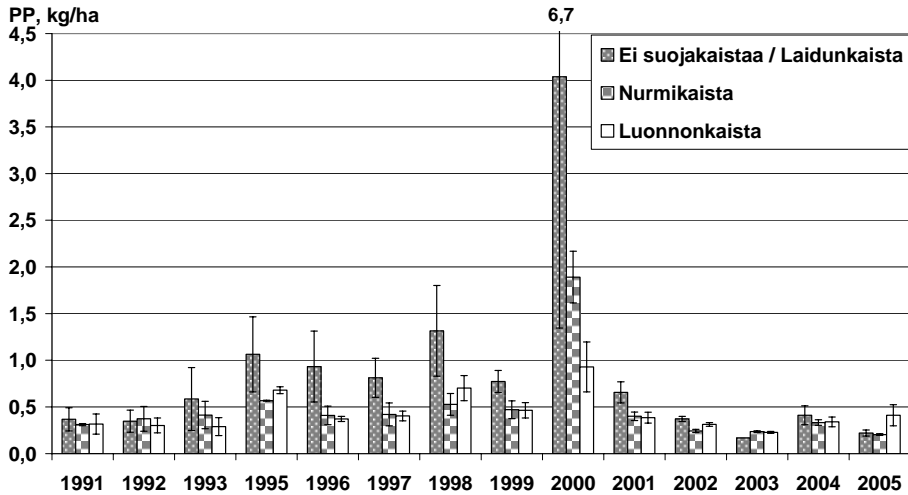
Kuva 5. Eroosioaineksen määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Kotkanojan suojakaistakoe kentällä, jossa kesäisin laidunsi kolme hiehoa, yhteenlaskettu eroosio oli kolmen koevuoden ajalta 0,3 tn/ha. Vain vähän viettävällä savimaalla suojakaistojen laiduntamisella ei ollut vaikutusta eroosiomääriin (Taulukko 3).

Partikkelifosfori

Kevätviljamaalla tehdyissä suojakaistakokeissa maa-aineksen mukana kulkeutuneen partikkelifosforin kuormitus oli ilman suojakaistaa viljellyillä koe-ruuduilla keskimäärin 1,0 kg/ha vuodessa (Taulukko 2). Suojakaistat puolittivat partikkelifosforin kuormituksen viljamaalla (Kuva 6). Myös keväällä 2002 partikkelifosforin määrä (0,4 kg/ha) oli vähän suurempi 2- ja 5-ruuduilla, joiden rinneosa oli kynnetty edellisenä syksynä, kuin nurmi- ja luonnonkaistaruuduilla (0,2–0,3 kg/ha). Varsinaisen laidunkokeen aikana (kesäkuu 2003–elokuu 2005) partikkelifosforin kuormitus oli keskimäärin 0,3–0,4 kg/ha vuodessa eri suojakaistakäsittelyillä.

Kotkanojan laidunkokeessa eroosioaineksen ja partikkelifosforin määrät olivat hieman pienempiä kuin Lintupajun kentällä. Eroosioainekseen sitoutuneen fosforin määrä Kotkanojalla oli keskimäärin 0,2 kg/ha vuodessa sekä laidunnetuilla että laiduntamattomilla suojakaistaruuduilla (Taulukko 3).

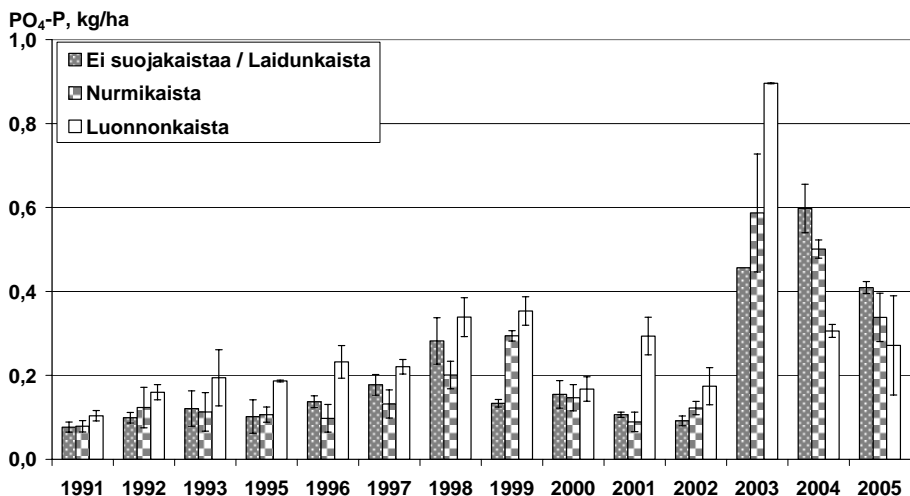


Kuva 6. Partikkelifosforin (PP) määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljajaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Ortofosfaattifosfori

Viljaa viljeltäessä liukoisen ortofosfaattifosforin kuormitus oli luonnonkasvikaistaruuduilla keskimäärin 0,3 kg/ha vuodessa. Nurmikaista- ja ilman suojakaistaa viljellyillä ruuduilla se oli keskimäärin 0,2 kg/ha vuodessa (Taulukko 2). Laidunkokeen aikana keskimääräinen PO_4 -P-kuormitus oli laidun- ja nurmikaistoilla yleensä suurempi kuin viljaa viljeltäessä, mutta luonnonkasvikaistoilla yhtä suuri kuin se oli ollut viljanviljelyssä (Kuva 7). Koejaksolla kesäkuu 2003–elokuu 2005 yhteenlaskettu PO_4 -P-kuorma oli noin 1,0 kg/ha laidun- sekä nurmikaistaruuduilla ja 0,6 kg/ha luonnonkasvikaistaruuduilla. Kotkanojan kolmivuotisessa laidunkokeessa yhteenlaskettu PO_4 -P-kuorma oli keskimäärin 1,4 kg/ha (Taulukko 3). Kotkanojalla laidunnettujen ja laiduntamattomien suojakaistaruutujen välillä ei ollut eroja PO_4 -P:n määrissä.

Suurimmat liukoisen fosforin määrät Lintupajussa ja Kotkanojalla mitattiin keväällä 2003. Lintupajun kentällä oli edellisvuoden ohran sänki ja ensikermainen timotei–nurminata-kasvusto. Liukoista fosforia oli kevään pintavalunnassa niittämättömällä luonnonkasvikaistalla 0,9 kg/ha, niitetyllä nurmikais-talla 0,6 kg/ha ja ensimmäisen vuoden nurmikaistalla (laidunkaista) 0,4 kg/ha. Kotkanojalla hiehojen laiduntaminen oli aloitettu kesällä 2002. Kevään 2003 pintavalunnassa oli liukoista fosforia keskimäärin 1,0 kg/ha, mikä edusti lähes 70 % koko kolmivuotisen kokeen PO_4 -P-kuormituksesta.

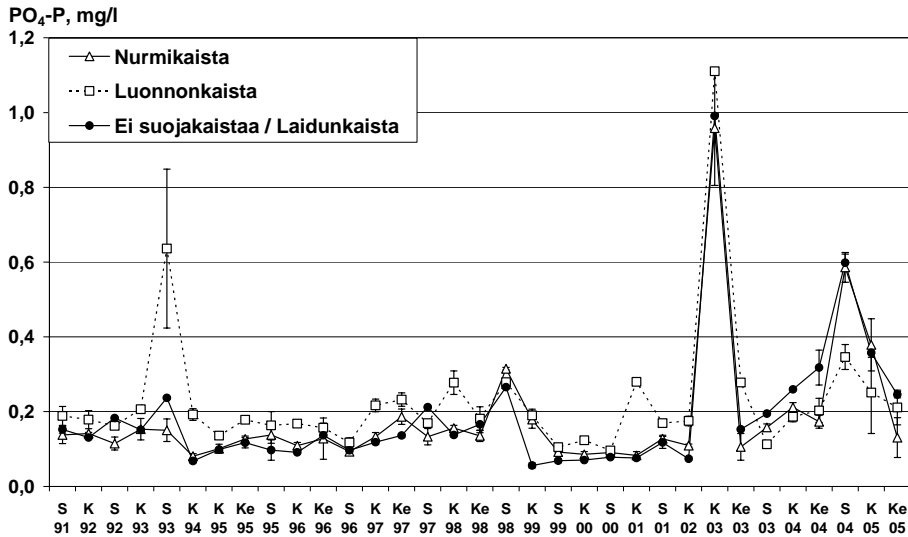


Kuva 7. Liukoisen ortofosfaattifosforin (PO₄-P) määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Kevätiljaa viljeltäessä valumapainotteiset PO₄-P-pitoisuudet olivat yleensä 0,1–0,3 mg/l. Suurin pitoisuus (0,6 mg/l) mitattiin luonnonkasvikaistaruuduilla syksyllä 1993, mutta vesimäärä oli pieni. Myös sateisena syksynä 1998 kaikilla koekäsittelyillä oli PO₄-P:a keskimäärin 0,3 mg/l. Laitumella PO₄-P-pitoisuudet olivat jonkin verran suuremmat kuin kevätiljamaalla (Kuva 8).

Laidunkokeen alkaessa kevään 2003 valumapainotteiset PO₄-P-pitoisuudet olivat erityisen suuret sekä Lintupajussa (1,0 mg/l; Kuva 8) että Kotkanojalla (2,0 mg/l). Myös syksyllä 2004 PO₄-P-pitoisuudet olivat suuria Lintupajussa 0,3–0,6 mg/l ja Kotkanojalla 0,8–1,9 mg/l. Lintupajussa laiduntaminen oli intensiivisintä kesällä 2004, joten sillä saattoi olla osuutta syksyn suuriin PO₄-P-pitoisuuksiin. Lisäksi sekä Lintupajussa että Kotkanojalla laidunten pintaan oli keväällä 2004 levitetty mineraalilannoitteen mukana 6 kg P/ha, mikä saattoi osaltaan vaikuttaa syksyn kohonneisiin PO₄-P-pitoisuuksiin.

Näiden tulosten perusteella näyttää siltä, että nurmen pintavalunnassa on suuremmat PO₄-P:n pitoisuudet ja määrät, kuin jos samalla kasvulohkolla viljeltäisiin kevätiljaa. Laitumilla ei käytetty fosforilannoitteita lukuun ottamatta kevättä 2004, joten PO₄-P oli pääosin peräisin maanpäällisestä kasvi- peitteestä, laiduntavan karjan lannasta ja maan helppoliukoisesta fosforista. Jos laitumen pintaan olisi levitetty fosforipitoista lannoitetta, niin PO₄-P-pitoisuudet olisivat olleet vieläkin suuremmat. Kotkanojan säilörehunurmelle oli levitetty vuosittain fosforia 16–40 kg/ha mineraalilannoitteen mukana, jolloin eri vuodenaikojen valumapainotteiset PO₄-P-pitoisuudet olivat 0,1–1,1 mg/l (mediaani 0,4 mg/l) (Uusi-Kämppeä ym. 2002). Vastaavasti naudnan lietalantaa pintalevityksenä saaneilla säilörehuruuduilla PO₄-P-pitoisuudet



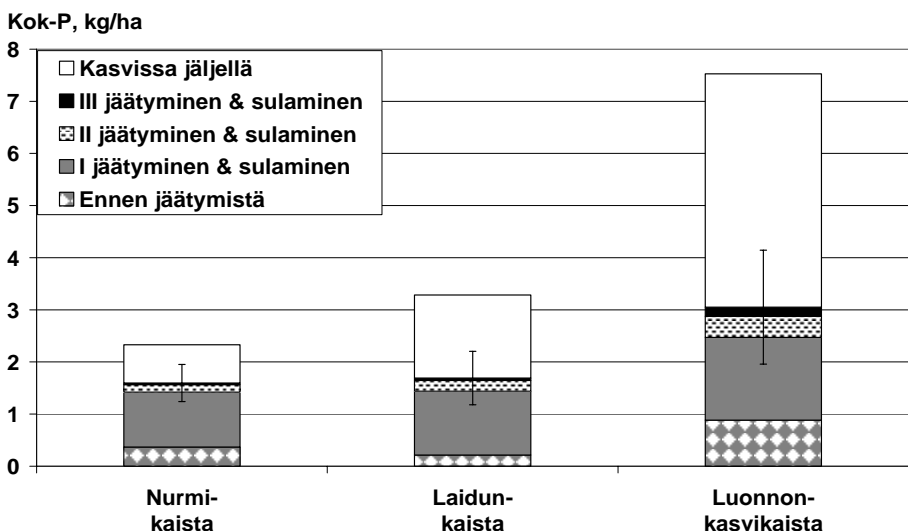
Kuva 8. Liukoksen ortofosfaattifosforin (PO₄-P) pitoisuus Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja. (S=syksy, K=kevät ja Ke=kesä).

olivat 0,2–2,7 mg/l (mediaani 0,5 mg/l), kun pellolle levitettiin lietalannan mukana kokonaisfosforia 30–70 kg/ha vuodessa.

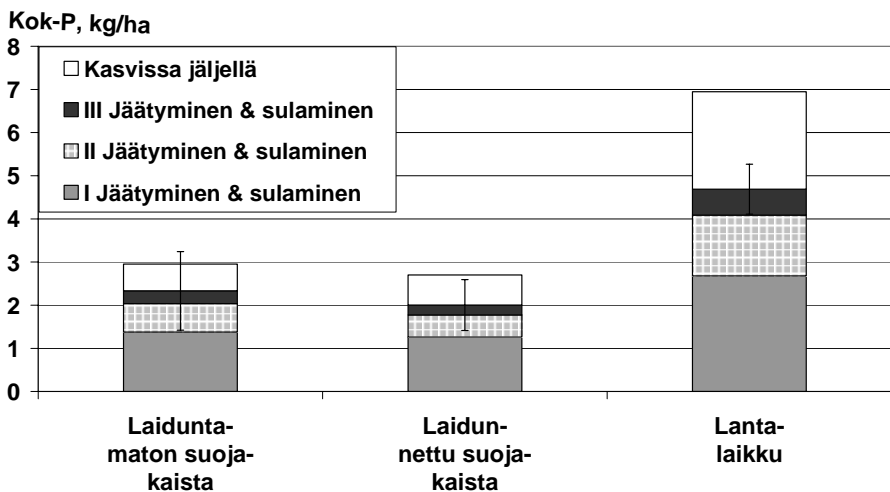
Syynä PO₄-P:n suureen määrään kevään 2003 pintavalunnassa saattoi olla edellisen vuoden lämmin syysää. Lumi satoi roudattomaan maahan loka-kuussa, jolloin kasvit eivät olleet vielä ehtineet valmistautua talvea varten. Tästä saattoi seurata runsas ravinteiden huuhtoutuminen, kun lumen sulamisvedet huuhtelivat pakkasen rikkomia kasvisoluja seuraavana keväänä.

Fosforin huuhtoutumista suojakaistakasvustoista tutkittiin laboratorikokeissa, joissa kasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedellä. Lintupajun nurmi- ja laidunkaistojen kasvustoista huuhtoutui kokonaisfosforia keskimäärin vajaat 2 kg/ha ja luonnonkasvikaistoilta 3 kg/ha (Kuva 9). Luonnonkasvikaistatulojen suureen hajontaan saattoi olla syynä se, että kais-tan eri osissa kasvoi erilaisia kasveja. Kotkanojan suojakaistakasvustoista huuhtoutui kokonaisfosforia 2 kg/ha laboratoriossa tehdyissä kokeissa.

Kotkanojalla lanta- ja virtsalaikuissa kasvaneiden kasvien kuiva-aine- ja fosforimäärät olivat yli kaksinkertaiset verrattuna laikkujen ympärillä kasvaneisiin kasveihin. Myös fosforipitoisuus oli lanta- ja virtsalaikkujen kasveissa (2,7 g/kg kuiva-ainetta) suurempi kuin niiden ympärillä olevissa kasveissa (2,2 g/kg kuiva-ainetta). Lanta- ja virtsalaikuissa kasvaneista kasveista huuhtoutuikin kaksinkertainen määrä fosforia verrattuna niiden ympärillä kasvaneisiin kasveihin (Kuva 10). Huuhtoutuneesta kokonaisfosforista keskimäärin



Kuva 9. Lintupajun suojakaistakasveista huuhtoutuneen kokonaisfosforin määrä, kun kasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedessä. Pylvään valkoinen osa kuvaa kasvin maanpäällisten osien sisältämää fosforia, joka käsittelyjen aikana ei huuhtoutunut kasvisoluista. Jana kuvaa huuhtoutuneen fosforin keskihajontaa.



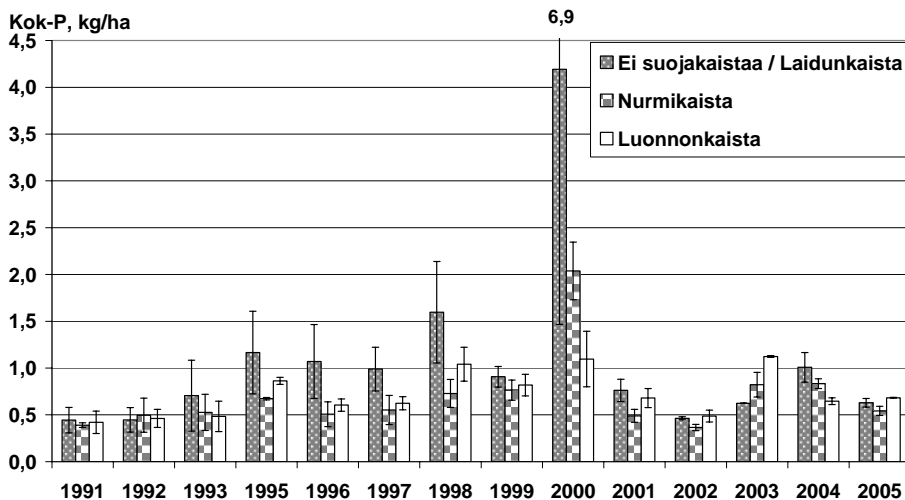
Kuva 10. Kotkanojan suojakaistakasveista huuhtoutuneen kokonaisfosforin määrä, kun kasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huudeltiin vedessä. Pylvään valkoinen osa kuvaa kasvin maanpäällisten osien sisältämää fosforia, joka käsittelyjen aikana ei huuhtoutunut kasvisoluista. Jana kuvaa huuhtoutuneen fosforin keskihajontaa.

yli 90 % oli liukoista fosforia. Laboratoriokokeiden tulokset osoittavat, että osa pintavalunnan $\text{PO}_4\text{-P}$:sta on peräisin jäätyneistä kasvisoluista, joista huuhtoutuu fosforia kevään lumensulamisvesien mukana.

Kokonaisfosfori

Lintupajussa suurin kokonaisfosforin kuormitus (keskimäärin 1,1 kg/ha vuodessa) oli kevätiljakoeruuduilla, joita viljeltiin ilman suojakaistaa (Taulukko 2). Nurmi- ja luonnonkasvikaistat vähensivät kokonaisfosforikuormitusta keskimäärin 30–38 %. Laiduntamiskokeen aikana kokonaisfosforin kuormitus oli laidunkaistoilla keskimäärin 0,8 kg/ha vuodessa. Laitumella ei ollut havaittavissa eroja kokonaisfosforin määrissä eri suojakaistaruutujen välillä (Kuva 11). Vuonna 2003 suurin osa kokonaisfosforista oli liukoista fosforia, jota oli erityisen paljon kevään pintavalunnassa.

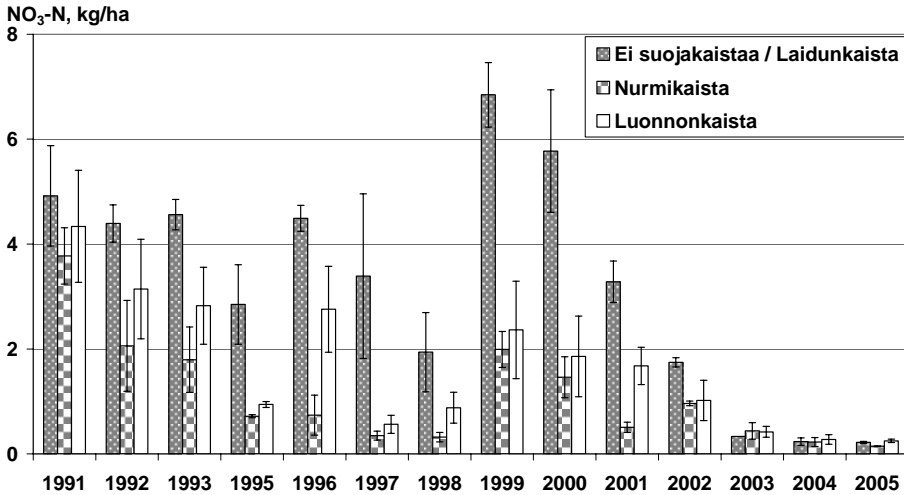
Kotkanojalla kolme vuotta kestäneen laidunkokeen yhteenlaskettu kokonaisfosforin määrä oli noin 2 kg/ha (Taulukko 3). Eniten kokonaisfosforia (1,2 kg/ha) oli kevään 2003 pintavalunnassa, josta peräti yksi kilogramma oli liukoisessa muodossa.



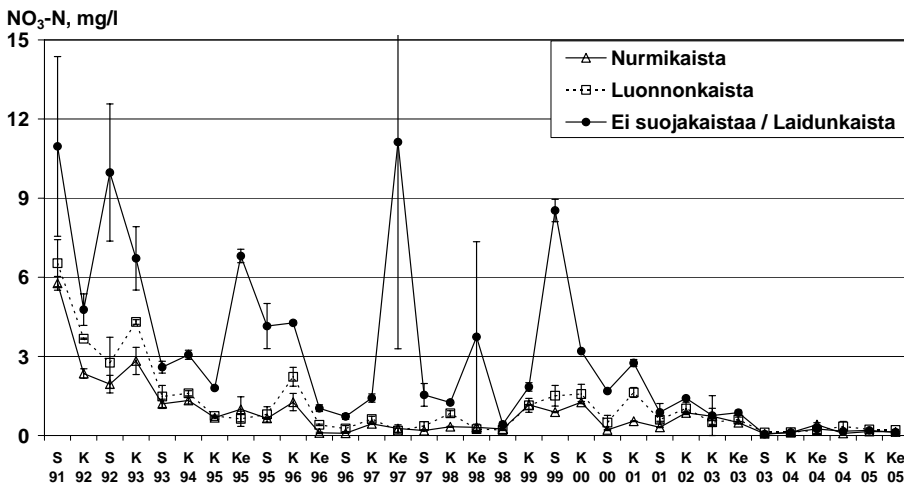
Kuva 11. Kokonaisfosforin (Kok-P) määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljajaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Nitraattityppi

Nitraattitypen määrä Lintupajun pintavalunnassa oli viljaa viljeltäessä keskimäärin 4 kg/ha vuodessa ja laidunnurmella alle puoli kilogrammaa (Taulukko 2, Kuva 12). Suojakaistat pidättivät kevätiljajamaalla yli puolet pintavalunnan $\text{NO}_3\text{-N}$ -määristä. Myös $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuudet olivat suurimmillaan viljapellon ja pienimmillään laitumen pintavalunnassa (Kuva 13). Viljajamaalla valumapainotteinen $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuus ylitti syksyllä 1991 ja 1992 kesällä 1997 kaivovedelle annetun nitraattitypen enimmäispitoisuuden, joka on 11 mg/l (STMA 17.5.2001/401).



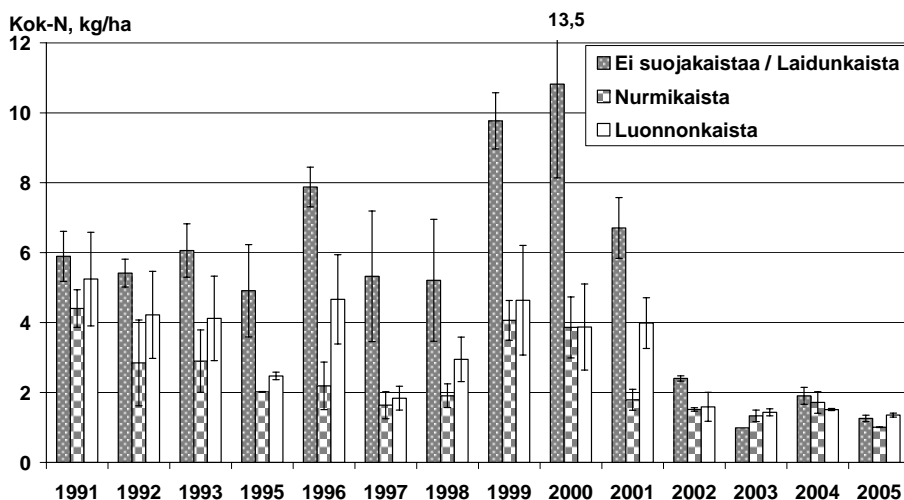
Kuva 12. Nitraattitypen (NO₃-N) määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



Kuva 13. Nitraattitypen (NO₃-N) pitoisuus Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja. (S=syysy, K=kevät ja Ke=kesä).

Kokonaistyyppi

Myös kokonaistypen määrät olivat pintavalunnassa suurimmat ilman suoja-kaistaa viljellyillä ruuduilla, silloin kun kentällä viljeltiin viljaa (Kuva 14). Luonnonkaistat vähensivät kokonaistyyppikuormaa yli 40 % ja nurmikaistat lähes 60 % (Taulukko 2). Laitumella kokonaistypen määrät olivat vuosittain 1–2 kg/ha kaikilla suojaikaistakäsittelyillä. Kotkanojalla kolmen vuoden laiduntamiskokeessa pintavalunnan yhteenlaskettu kokonaistyyppikuorma oli 4 kg/ha (Taulukko 3).



Kuva 14. Kokonaistypen (Kok-N) määrä Lintupajun pintavalunnassa, kun kentällä viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnurmea vuosina 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Ulosteperäiset mikrobit

Fekaalisten koliformien, enterokokkien ja kolifaagien tiheydet pintavalunnassa olivat suurimmillaan runsassateisina vuosina laiduntamisen aikana tai heti sen jälkeen. Syksyllä mikrobiitiheydet pienivät, ja talvella sekä keväällä ne olivat pienimmillään (Taulukko 4 ja 5). Laidunkaistalla sekä fekaalisten koliformien että enterokokkien tiheydet olivat yleensä vain vähän suuremmat kuin laiduntamattomilla nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla. Toisinaan kuitenkin suurimmat fekaalisten koliformien tiheydet mitattiin luonnonkasvikaistolta, joilta kasvustoa ei korjattu (Taulukko 4). Myös Kotkanojalla fekaalisten koliformien tiheydet olivat vähän suuremmat laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla suojaikaistoilla (Taulukko 5). Kesällä laitumen pintavalumaveden hygieeninen laatu oli Suomen ympäristökeskuksen pintavesien käyttökelpoisuusluokituksen (Alueelliset ympäristökeskukset & Suomen ympäristökeskus) mukaan yleensä huono (>1000 pmy/100 ml).

Taulukko 4. Fekaalisten koliformien määrät pintavalunnassa Lintupajun laidunnetulla suojakaistalla, niitetyllä nurmikaistalla ja luonnonkasvikaistalla 2004–2005.

Fekaaliset koliformit (pmy/100 ml)			
Näytteen- ottopäivä	Laidun- kaista	Nurmi- kaista	Luonnon- kasvikaista
19.11.2003	$9,3 \times 10^1$	$6,3 \times 10^1$	$2,8 \times 10^1$
1.7.2004	$2,4 \times 10^4$	$9,3 \times 10^3$	$2,7 \times 10^4$
15.9.2004	$3,5 \times 10^4$	$1,8 \times 10^3$	$4,0 \times 10^3$
29.9.2004	$2,0 \times 10^3$	$1,1 \times 10^2$	$7,1 \times 10^2$
12.1.2005	$2,4 \times 10^2$	$1,9 \times 10^2$	$1,7 \times 10^2$
19.1.2005	$1,2 \times 10^3$	$4,9 \times 10^1$	$5,0 \times 10^3$
15.8.2005	$8,9 \times 10^3$	$3,4 \times 10^3$	$2,4 \times 10^4$
29.8.2005	$1,8 \times 10^4$	$6,8 \times 10^3$	$4,6 \times 10^4$

Taulukko 5. Fekaalisten koliformien määrät pintavalunnassa Kotkanojan laidunnetulla ja laiduntamattomalla suojakaistalla 2002–2004.

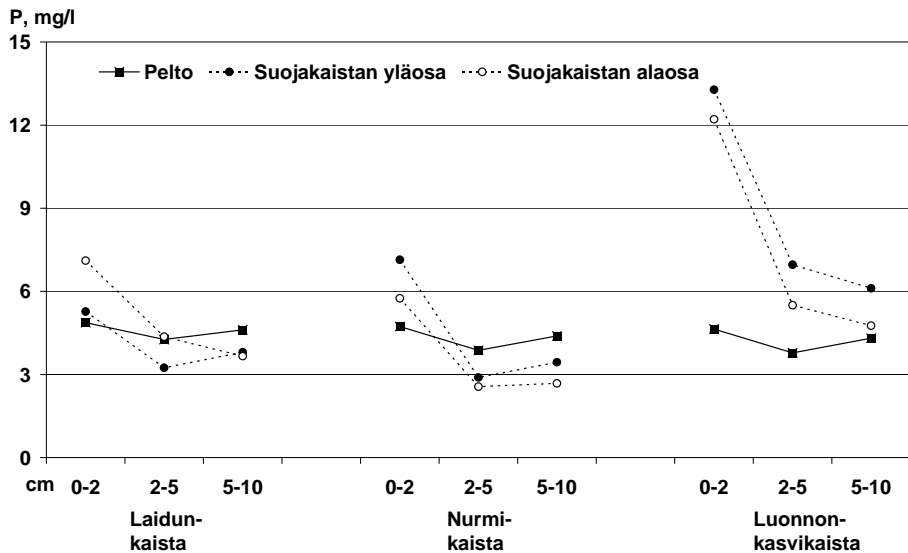
Fekaaliset koliformit (pmy/100 ml)		
Näytteen- ottopäivä	Laidunnettu suojakaista	Laiduntamaton suojakaista
26.3.2003	$6,8 \times 10^2$	$3,6 \times 10^2$
5.11.2003	$2,5 \times 10^2$	$3,3 \times 10^1$
23.3.2004	2	$1,8 \times 10^1$
1.7.2004	$1,1 \times 10^4$	$4,1 \times 10^3$
27.9.2004	$3,0 \times 10^4$	$1,6 \times 10^4$

Maan helppoliukoinen fosfori ja epäorgaaninen typpi

Helppoliukoinen fosfori

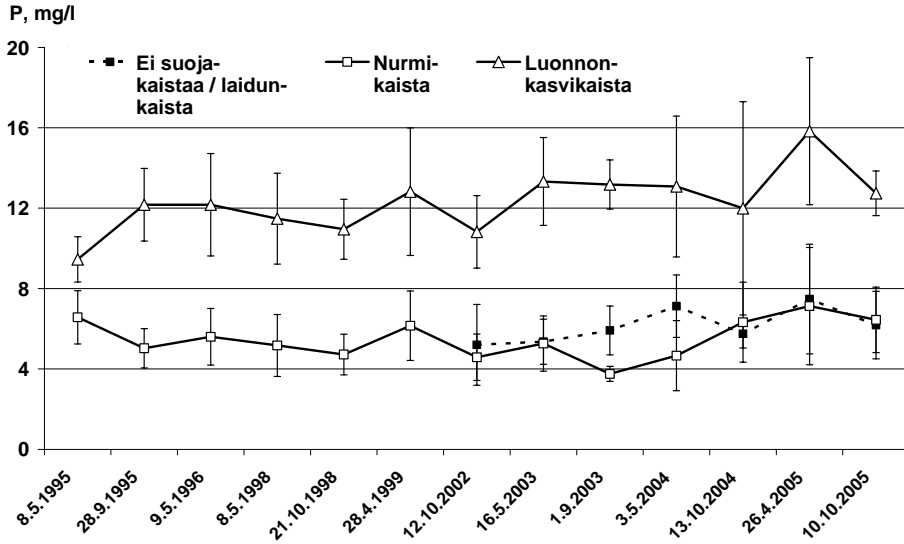
Suurimmat helppoliukoisien fosforin pitoisuudet mitattiin aivan maan pinnasta, kahden senttimetrin paksuisesta pintamaakerroksesta (Kuva 15 ja 16). Helppoliukoisien fosforin pitoisuudet olivat Lintupajun nurmikaistoilla keskimäärin 3,8–7,1 mg/l, laidunkaistoilla 5,2–7,5 mg/l ja luonnonkasvikaistoilla 9,5–16 mg/l (Kuva 15). Syynä suuriin helppoliukoisien fosforin pitoisuuksiin

luonnonkasvikaistoilla oli ilmeisesti se, että kasviainesta ei poistettu kaistoilta. Pintamaan suuri helppoliukoisen fosforin pitoisuus osaltaan aiheutti suuret liukoisien ortofosfaattifosforin pitoisuudet luonnonkasvikaistojen pintavalunnassa (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000, Uusi-Kämpä 2005). Suojakaistan ylä- ja alaosan välillä ei ollut eroja helppoliukoisen fosforin pitoisuuksissa. Laitumella pintamaan fosforipitoisuus oli 4,7–6,5 mg/l. Kyntökerroksessa (2–20 cm) pitoisuudet olivat suojakaistoilla 2–7 mg/l ja kyntökerroksen alapuolella yleensä alle 1 mg/l.

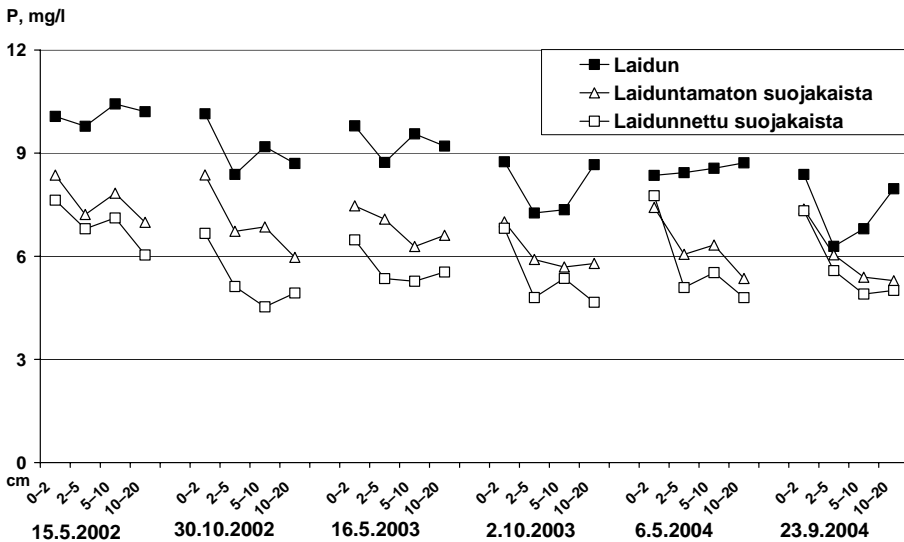


Kuva 15. Helppoliukoisien fosforin (P) pitoisuudet pintamaassa (0–2, 2–5 ja 5–10 cm) Lintupajun laidun-, nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla laidunnuskokeen päättyessä 10.10.2005.

Kotkanojalla helppoliukoisien fosforin pitoisuudet maassa olivat suuremmat laitumella kuin suojakaistoilla (Kuva 17). Syynä laitumen suuriin fosforipitoisuuksiin oli lietalannan levityskoe, jossa kolmen vuoden aikana oli levitetty fosforia yhteensä 100 tai 200 kg/ha säilörehunurmelle. Koska laitumelle ei levitetty fosforipitoisia lannoitteita, laitumen fosforipitoisuudet laskivat kokeen aikana ja alkoivat lähestyä suojakaistojen pitoisuuksia. Laidunnettaessa helppoliukoisien fosforin pitoisuudet olivat pienemmät kuin ne olleet olleet viljeltäessä säilörehunurmea, jota lannoitettiin naudan lietalannalla (Uusi-Kämpä ym. 2002).



Kuva 16. Helppoliukoisin fosforin (P) pitoisuudet pintamaassa (0–2 cm) ilman suojaikaistaa viljellyillä ruuduilla, laidunkaista-, nurmikaista- ja luonnonkasvikaistaruuduilla, kun Lintupajussa viljeltiin viljaa 1995–2002 ja laidunnurmea 2003–2005. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



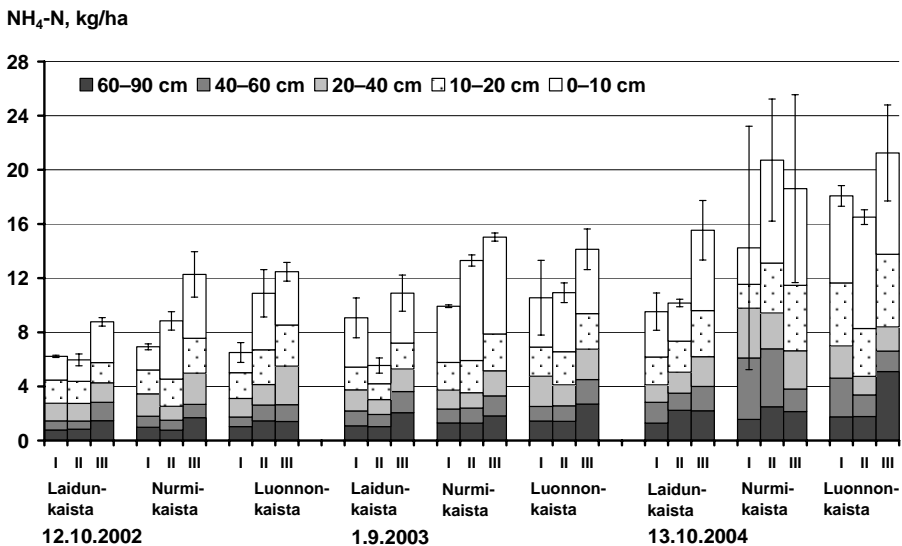
Kuva 17. Helppoliukoisin fosforin pitoisuudet (mg/l) pintamaassa (0–2, 2–5, 5–10 ja 10–20 cm) laitumella sekä laidunnetuilla ja laiduntamattomilla suojaikaistoilla Kotkanojalla.

Epäorgaaninen typpi

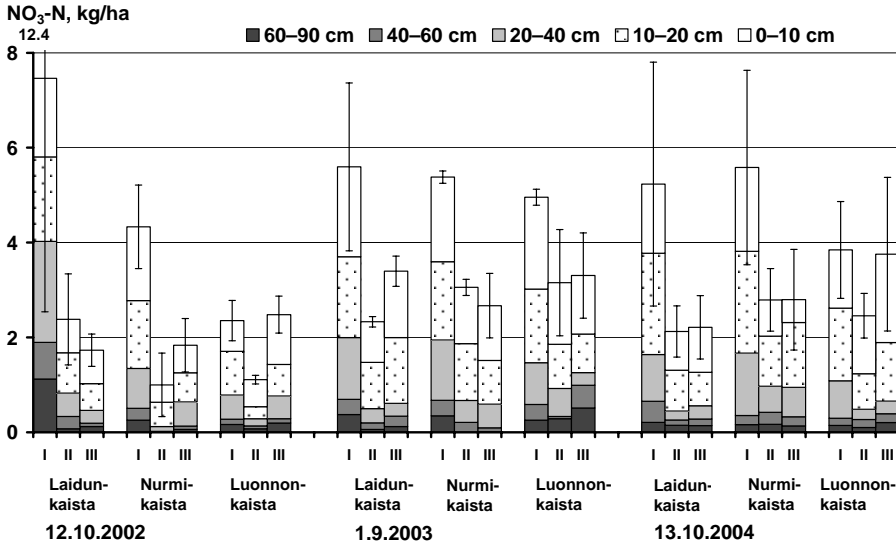
Epäorgaanisen typen määrät Lintupajussa olivat yleensä pellolla ja suojakaistoilla yhtä suuret. Viljamaassa epäorgaanisen typen määrä 90 cm:n maakerroksessa oli keskimäärin 8–16 kg/ha lokakuussa 2002 ja 6–10 kg/ha toukuu-kuussa 2003. Laiduntamiskokeen aikana typpeä oli maassa 12–25 kg/ha. Suuri osa epäorgaanisesta tyypestä oli 20 cm:n paksuisessa kyntökerroksessa. Alimmassa maakerroksessa, 60–90 cm, epäorgaanista typpeä oli noin kaksi kilogrammaa hehtaarilla.

Suurin osa epäorgaanisesta tyypestä oli ammoniumtyppeä. Nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla oli yleensä vähän enemmän ammoniumtyppeä kuin laitumella tai laidunkaistoilla (Kuva 18). Nitraattityppeä oli laitumella keskimäärin 4–8 kg/ha ja suojakaistoilla 2–5 kg/ha (Kuva 19). Varsinkin laitumen nitraattityppimäärissä oli suurta vaihtelua.

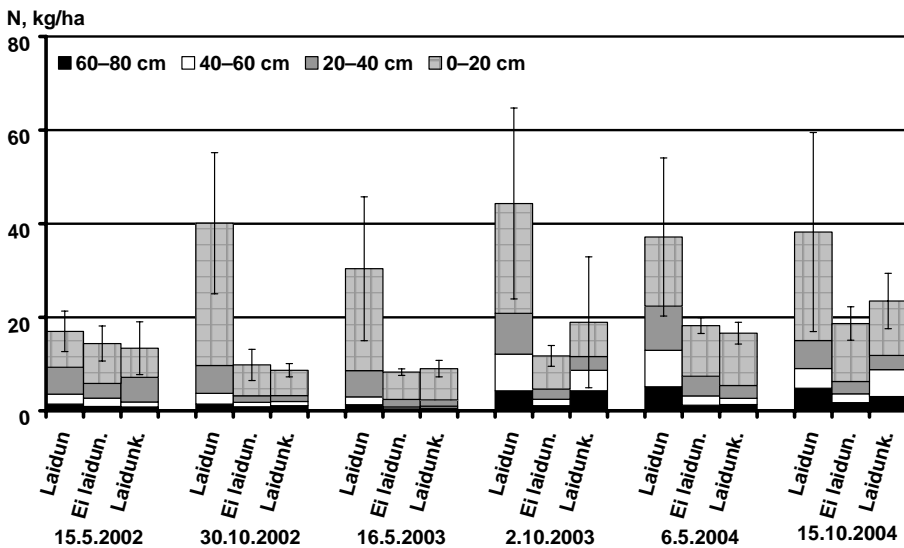
Kotkanojalla suurimmat epäorgaanisen typen määrät olivat laitumella (Kuva 20). Suojakaistoilla epäorgaanisen typen määrä oli yleensä puolet tai vain kolmasosa laitumen typpimäärästä. Laitumen typpimääriin vaikutti laiduntaminen sekä edellisessä kokeessa annettu suuri lietelannan määrä säilörehunurmelle (Uusi-Kämpä ym. 2002). Laitumella epäorgaanisesta tyypestä 30–60 % oli nitraattimuodossa olevaa typpeä ja suojakaistoilla vastaavasti 10–20 % oli nitraattityppeä. Suurin osa epäorgaanisesta tyypestä oli 20 cm:n paksuisessa pintamaakerroksessa.



Kuva 18. Maan ammoniumtypen (NH₄-N) määrät Lintupajussa ennen laiduntamista (12.10.2002) sekä ensimmäisen (1.9.2003) ja toisen (13.10.2004) laidunnusvuoden syksynä. I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



Kuva 19. Maan nitraattitypen (NO₃-N) määrät Lintupajussa ennen laidunta (12.10.2002) sekä ensimmäisen (1.9.2003) ja toisen (13.10.2004) laidunnsu vuoden syksynä. I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



Kuva 20. Maan liukoisen typen (NH₄-N ja NO₃-N) määrät laitumella sekä laiduntamattomilla että laidunnetuilla suojakaistoilla Kotkanojan pintavaluntakoekentällä 2002–2004. Jana kuvaa keskihajontaa. Laiduntaaminen aloitettiin kesällä 2002.

Maan mikrobibiomassa ja typen kierron potentiaalinen aktiivisuus

Lintupajun suojakaistakentältä määritettiin maan mikrobibiomassan määrä ja typen kierron potentiaalisia aktiivisuuksia. Laitumen näytteet (näytteenoton I linja) olivat keskenään hyvin samanlaisia. Tulokuvien yksinkertaistamiseksi kunkin vuoden laitumen näytteistä (n=6) onkin laskettu keskiarvo. Myös vuosien väliset erot laitumen tuloksissa olivat vähäisiä. Tämä viittaisi siihen, että kevätiljan jälkeen kylvetty nurmi ja laiduntaminen eivät kokeen aikana oleellisesti muuttaneet maaperän mikrobiologia ominaisuuksia. Sama tulos saatiin suojakaistakäsittelyistä: suurimmat erot olivat nähtävissä jo ensimmäisellä näytteenotokerralla ennen laiduntamisen aloitusta, eikä laiduntamisen muuttanut voimakkaasti tilannetta.

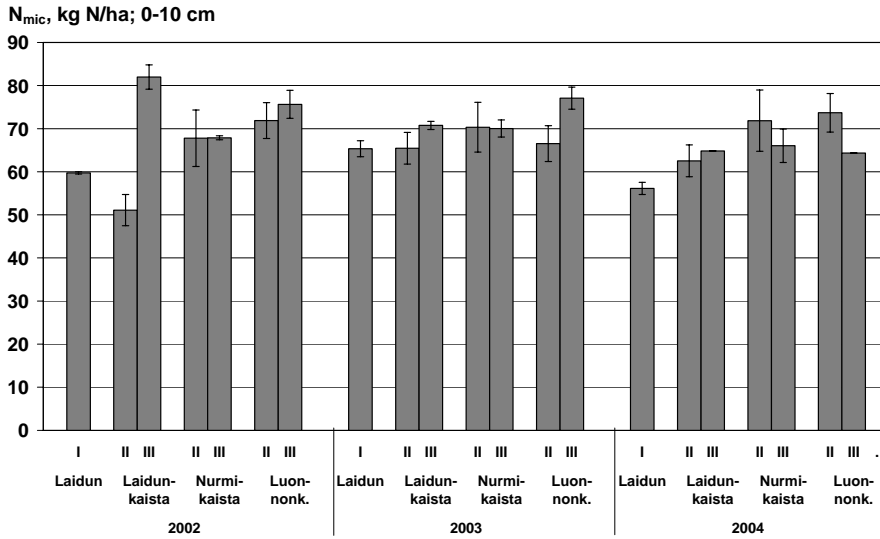
Vuoden 2002 näytteenotossa ilman suojakaistaa olevan kaistan (laidunkaista) ylä- ja alaosien tuloksissa oli hyvin suurta vaihtelua. Alemman linjan todettiin olevan liian lähellä pintavesikeräimiä ja linjaa nostettiin noin 1,5 m ylöspäin. Jatkossa kaistojen ylä- ja alaosien tulosten välillä ei havaittu selkeää eroa, huolimatta tutkimuskentän jyrkkyydestä. Näytteet otettiin kahdesta syvyydestä: pintamaasta (0–10 cm) ja pintamaan alapuolelta (10–20 cm). Odotusten mukaisesti mikrobisto keskittyi pintamaahan, jossa suurimmat arvot ja selkeimmät käsittelyjen vaikutukset havaittiin.

Typen kierron potentiaalisten aktiivisuuksien tulokset eivät suoraan kerro siitä, mitä suojakaistakentällä tapahtuu. Kentällä mikrobiston aktiivisuutta säätelevät ympäristöolot, kuten lämpötila, kosteus, pH ja ravinteet. Tulosten perusteella voidaan kuitenkin vertailla käsittelyjen vaikutuksia. Mallinnuksessa potentiaalisia mittauksia voidaan hyödyntää typen kierron parametrien arvoina.

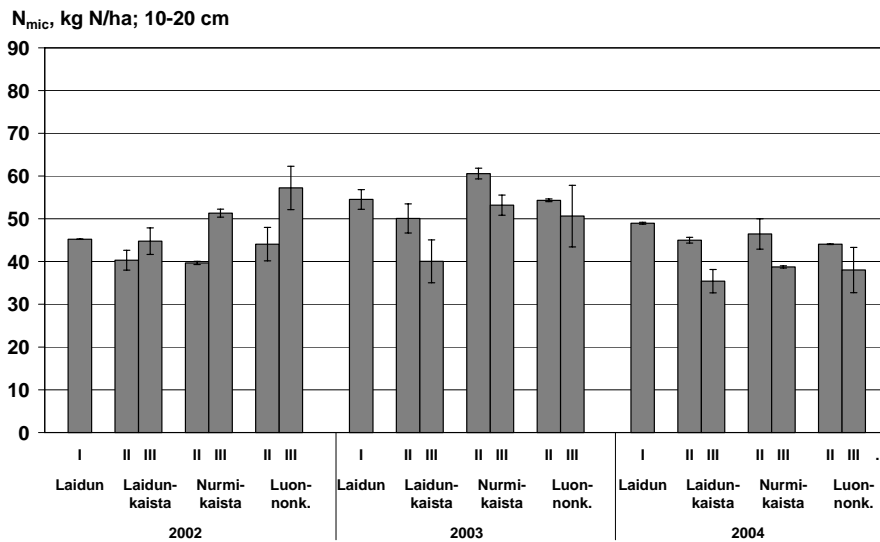
Maan mikrobibiomassa

Maaperän mikrobiston biomassa sisälsi typpeä pinta-maassa (0–10 cm) noin 50–80 kg/ha (Kuva 21). Laitumella ja laidunkaistalla mikrobibiomassaa oli keskimäärin vähemmän kuin nurmikaistalla ja laidunkaistalla. Ero oli selkein ennen laiduntamisen aloitusta syksyllä 2002 (laidunkaistan alaosan tulosta ei huomioida; syy ks. yllä). Tulos selittyy nurmi- ja luonnonkaistoilla olleella pysyvämmällä kasvustolla ja siitä tulleella eloperäisellä aineksella.

Maaperän mikrobibiomassan määrä oli vähäisempi pintamaan alapuolella (10–20 cm) kuin pintamaassa, noin 35–60 kg N/ha. Ero laitumen ja eri suojakaistojen välillä ei ollut selkeä (Kuva 22). Pintamaan korkeampi eloperäisen aineksen pitoisuus (tuloksia ei esitetty) ja parempi happitilanne tarjoavat mikrobistolle suotuisamman elinympäristön syvempiin kerroksiin verrattuna.



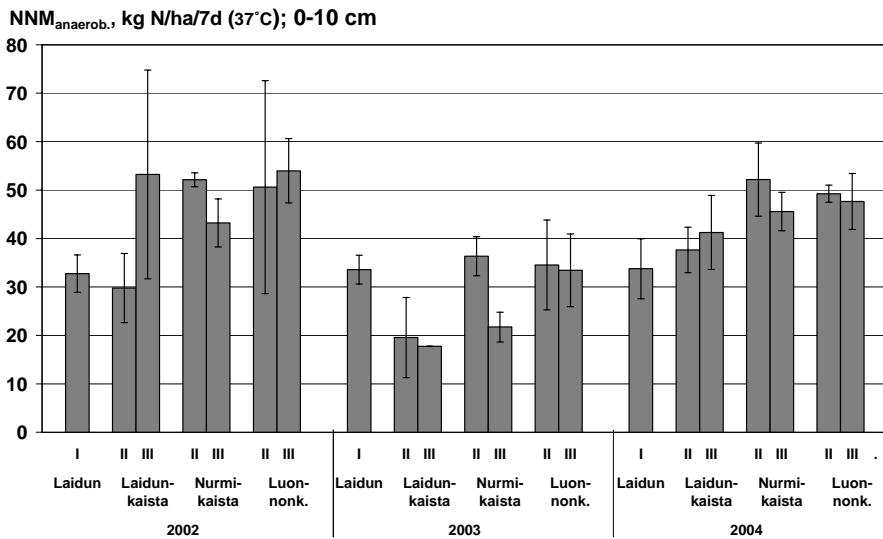
Kuva 21. Maan mikrobibiomassan sisältämän typen (N_{mic}) määrät Lintupajun pintamaassa (0–10 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



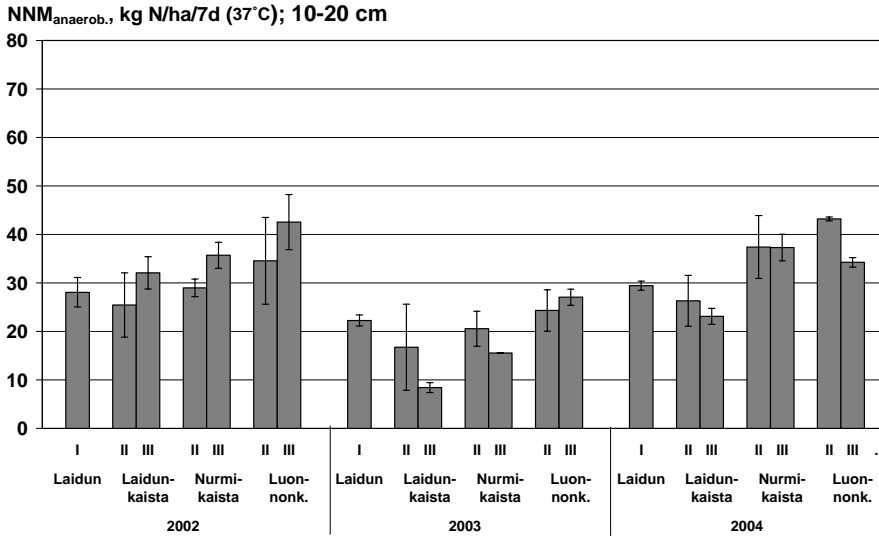
Kuva 22. Maan mikrobibiomassan sisältämän typen (N_{mic}) määrät Lintupajussa pintamaan alapuolella (10–20 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Typen nettomineralisaatio

Typen potentiaalinen nettomineralisaatio oli laitumella keskimäärin 34 kg N/ha/7d. Suojakaistojen nettomineralisaatio oli tyypillisesti korkeampi kuin laitumella (vuotta 2003 lukuunottamatta), mikä voisi olla yhteydessä mikrobibiomassan kokonaismäärään. Samansuuntainen tulos saatiin sekä pinta- maassa (Kuva 23) että sen alapuolella (Kuva 24.)



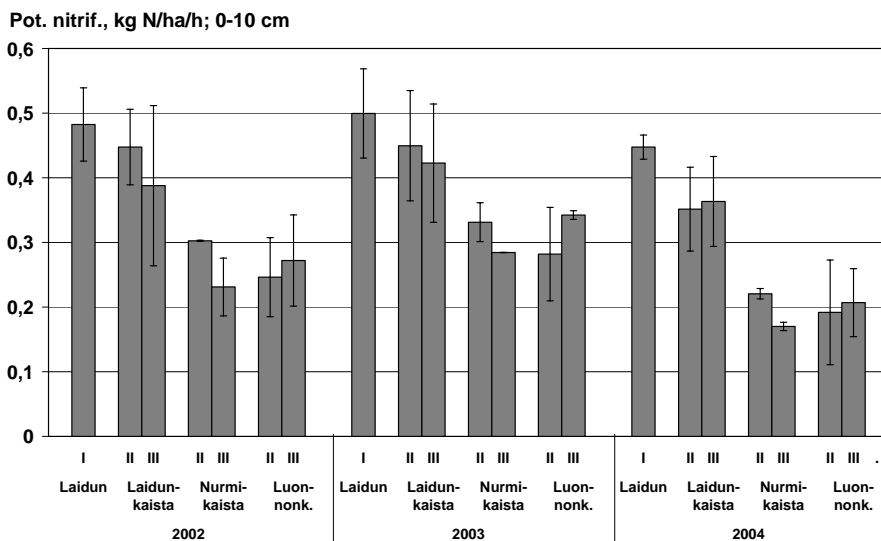
Kuva 23. Typen potentiaalinen nettomineralisaatio (NNM) Lintupajun pinta- maassa (0–10 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. d=vuorokausi, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



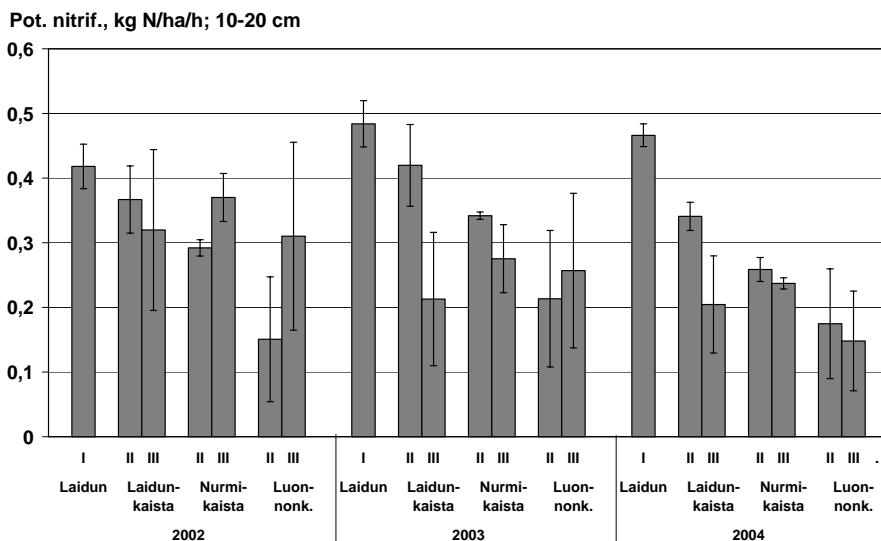
Kuva 24. Typen potentiaalinen nettomineralisaatio (NNM) Lintupajussa pintamaan alapuolella (10–20 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. d=vuorokausi, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Potentiaalinen nitrifikaatio

Potentiaalinen nitrifikaatio oli selvästi suurempaa laitumella ja laidunkaistalla kuin suojakaistoilla niin pintamaassa (Kuva 25) kuin sen alapuolellakin (Kuva 26). Nitrifikaatioon osallistuu vain harvat bakteerilajit. Toistuvien epäorgaanisten typpilannoitusten on todettu rikastavan nitrifikaatiobakteereja maahan, kun taas maasta, jossa on vähän epäorgaanista typpeä, ne saattavat puuttua lähes kokonaan (Paul & Clarke 1996). Tulos voi selittää tutkimuksessa tehtyä havaintoa, jonka mukaan nurmi- ja luonnonkasvikaistoilla oli yleensä vähän enemmän ammoniumtyppeä kuin laitumella tai laidunkaistoilla (Kuva 18).



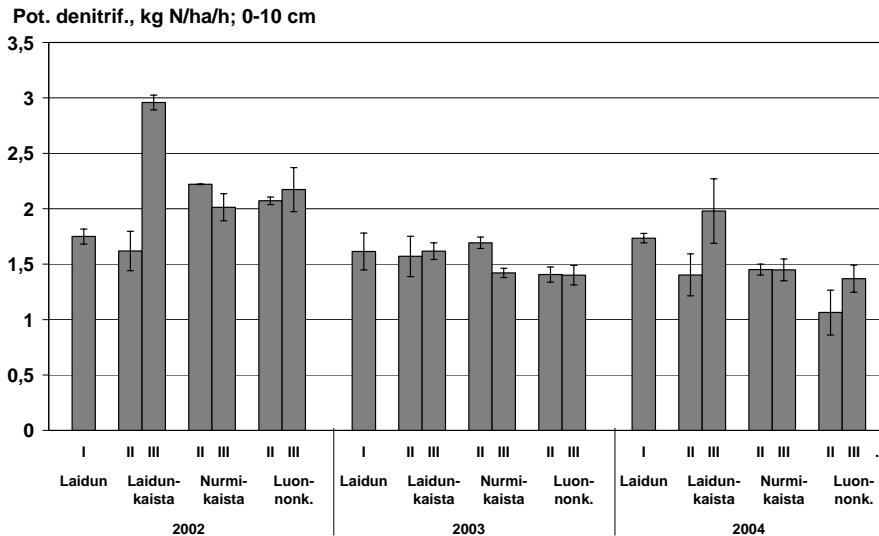
Kuva 25. Potentiaalinen nitrifikaatio (Pot. nitrif.) Lintupajun pintamaassa (0–10 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. h=tunti, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



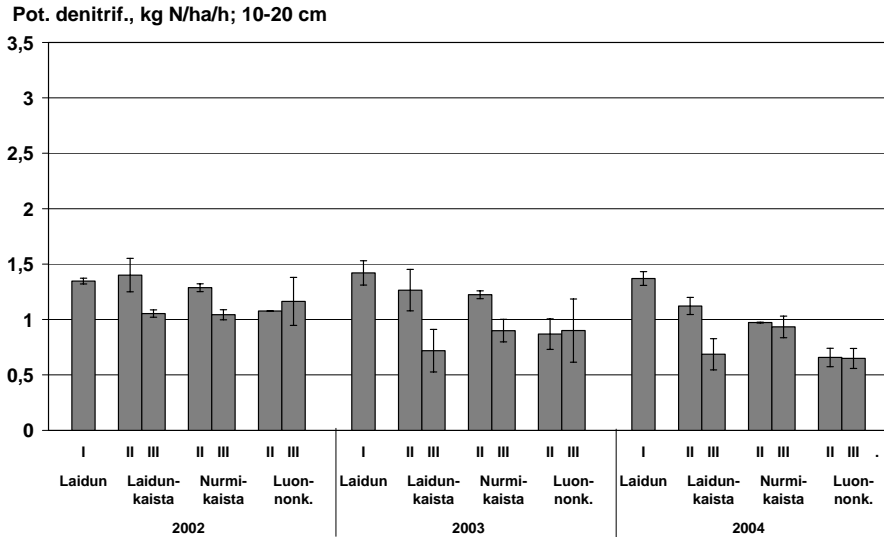
Kuva 26. Potentiaalinen nitrifikaatio (Pot. nitrif.) Lintupajussa pintamaan alapuolella (10–20 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. h=tunti, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Potentiaalinen denitrifikaatio

Potentiaalisen denitrifikaation tehokkuuteen ei saatu selkeitä käsittelyjen välisiä eroja (Kuva 27). Ennen laidunnuksen aloittamista saatujen tulosten mukaan denitrifikaatiopotentiaali olisi suurempi suojakaistoilla, mikä selittyisi mikrobiston kokonaismäärien eroilla. Denitrifikaatioon osallistuu suuri joukko maan mikrobeja, jotka aktivoituvat kun olosuhteet ovat nitraatin pelkistämiseksi otolliset (hapettomat olot, mikrobeille käyttökelpoista hiiltä saatavilla; Paul & Clarke 1996). Vuosina 2003 ja 2004 erot jäivät kuitenkin vähäisiksi ja näyttäisivät jopa kääntyvän päinvastoin. Pintamaan alapuolella tulos oli samansuuntainen, vaikkakin arvot olivat pienempiä (Kuva 28).



Kuva 27. Potentiaalinen denitrifikaatio (Pot. denitrif.) Lintupajun pintamaassa (0–10 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. h=tunti, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.



Kuva 28. Potentiaalinen denitrifikaatio (Pot. denitrif.) Lintupajussa pintamaan alapuolella (10–20 cm) syksyllä ennen laiduntamista (2002) sekä ensimmäisen (2003) ja toisen (2004) laidunnusvuoden syksynä. h=tunti, I=laidun, II=suojakaistan yläosa ja III=suojakaistan alaosa. Jana kuvaa maksimi- ja minimiarvoja.

Johtopäätökset

Suomensalpietarilla lannoitetun laitumen pintavalunnassa eroosioaineksen, kokonaisfosforin, kokonaistypen, partikkelifosforin ja nitraattitypen määrät olivat pienempiä kuin kevätiljajamaalla, joka kynnettiin syksyllä. Sen sijaan liukoisen fosforin määrä oli laitumella suurempi kuin viljajamaalla. Jos laitumella olisi käytetty fosforipitoisia lannoitteita, sekä liukoisen fosforin että kokonaisfosforin määrät pintavalunnassa olisivat olleet suuremmat kuin käytettäessä yksinomaan typpilannoitetta.

Sonta- ja virtsalaikuissa kasvaneiden kasvien kuiva-ainesato ja fosforipitoisuus olivat suuremmat kuin laikkujen ympäristössä. Jos suojakaistoja laidunnetaan intensiivisesti, niin fosforin huuhtoutuminen voi lisääntyä kaistoilla kevätkäytöskaudella lannan aiheuttamasta rehevämmästä kasvustosta. Suojakaistojen kohtuullinen laiduntaminen on kuitenkin hyväksyttävää, koska laiduntavat eläimet pitävät rannat avoimina ja toisaalta poistavat kaistalta ravinteita. Kohtuullisen suojakaistojen laiduntamisen ei myöskään voitu osoittaa aiheuttavan suurempaa ulostemikrobien tiheyttä laidunkaistan pintavalunnassa verrattuna laiduntamattomien suojakaistaruutujen pintavalumiin.

Kasvien maanpäällisistä osista voi huuhtoutua liukoista fosforia laboratoriossa tehdyn kasvien jäätymsulamis-huuhtelukäsittelyn mukaan jopa muutamia kilogrammoja hehtaarilta. Keväällä 2003 liukoista fosforia oli laidun-

nurmea kasvavien koekenttien pintavalunnassa 0,4–1,0 kg/ha. Todennäköisesti liukoista fosforia huuhtoutuu myös jokivarsien luonnontilaisilta rantavyöhykkeiltä. Jatkossa tulisi selvittää, kuinka paljon liukoista fosforia huuhtoutuu rantavyöhykkeiltä ja miten liukoisen fosforin määrää pintavalunnassa voidaan vähentää.

Lintupajun suojakaistakentältä tehdyt maaperämikrobiologiset määritykset osoittavat, että suojakaistojen perustaminen ja niiden erilaiset hoitotavat muuttavat maaperän mikrobiston kokonaismäärää ja mikrobiston suorittamia typenkiertoon liittyviä potentiaalisia mikrobiaktiivisuuksia. Maaperän mikrobiomassan määrä nousi suojakaistoilla laidunpeltoon verrattuna. Maaperän mikrobiston potentiaalinen kyky vapauttaa typpeä eloperäisestä aineksestä (typen nettomineralisaatio) näyttäisi olevan yhteydessä mikrobiston kokonaismäärään, eli olevan suojakaistoilla peltoa suurempi. Samansuuntainen tulos saatiin mikrobiston potentiaalisesta kyvystä pelkistää nitraattia denitrifikaation kautta kaasumaiseen muotoon, vaikka ero ei ollut yhtä selkeä. Epäorgaanisessa muodossa olevan ammoniumin hapettaminen nitraatiksi taas on potentiaalisesti tehokkaampaa peltomaassa, mikä selittyy sillä, että peltomaan mikrobisto on sopeutunut suojakaistoja korkeampiin epäorgaanisen typen määriin lannoituksen seurauksena. On kuitenkin huomattava, että maaperän mikrobiston potentiaalinen tehokkuus eri typen kierron prosesseissa ei välttämättä kerro todellisista tapahtumista pelto-olosuhteissa, sillä niihin vaikuttavat erilaiset ympäristöolosuhteet kuten maan kosteus, lämpötila sekä saatavilla oleva ammonium, nitraatin ja liukoisen hiilen määrä. Tuloksia voidaan parhaiten hyödyntää, kun mallinnuksen avulla arvioidaan eri suojakaistojen merkitystä ympäristökuormitukselle.

Kirjallisuus

- Ahola, H. 1989. Vegetated buffer zone project of the Vantaa River river basin. *Geografisk Tidsskrift* 89: 22–25.
- Ahola, H. 1990. Vegetated buffer zone examinations on the Vantaa River basin. *Aqua Fennica* 20: 65–69.
- Alueelliset ympäristökeskukset & Suomen ympäristökeskus. Pintavesien laatu 2000–2003. Esite. Saatavissa internetistä:
<http://www.miljo.fi/download.asp?contentid=29445&lan=fi>
- Canali, S. & Benedetti, A. 2006. Teoksessa: Bloem, J. ym. (toim.). *Microbiological methods for assessing soil quality*. CAB International, UK. s. 127–135.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. & Lee, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE* 32: 513–519.

- 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.
- Hartikainen, H. 1981. Effect of decreasing acidity on the extractability of inorganic soil phosphorus. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 53: 16–26.
- Hartikainen, H. 1982. Water soluble phosphorus in Finnish mineral soils and its dependence on soil properties. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 54: 89–98.
- Hefting, M.M., Clement, J.-C., Bienkowski, P., Dowrik, D., Guenat, C., Butturini, A., Sorana, T., Pinay, G. & Verhoeven, J.T.A. 2005. The role of vegetation and litter in nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. Teoksessa: Mander, Ü. ym. (toim.). *Riparian buffer zones in agricultural watersheds. Ecological Engineering* 24: 465-482.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2000. Suojavyöhykkeiden perustaminen ja hoito. Ympäristötuen erityistuet v. 2000–2006. 12 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2004. Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisuja 1/2004. Helsinki: MMM. 272 s. + liitteet.
- MMMA 30.6.2000/646. Maa- ja metsätalousministeriön asetus ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä. Annettu Helsingissä 30.6.2000. Suomen Sääntökokoelma 644–647/2000: 1690–1711.
- Murrmann, R.P. & Peech, M. 1969. Effect of pH on labile and soluble phosphate in soils. *Soil Science Society of American Proceedings* 33: 205–210.
- Nyholm, A.-M. 2006. Mallitarkastelu suojakaistan vaikutuksesta valuntaan ja eroosioon. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). *Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 149-166.
- Palojärvi, A., Alakukku, L., Martikainen, E., Niemi, M., Vanhala, P., Jørgensen, K. & Esala, M. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään. *Maa- ja elintarviketalous* 2. Jokioinen: MTT. 88 s. + 2 liitettä.
- Paul, E.A. & Clark, F.E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academic Press. 340 s. ISBN 0-12-546806-7.
- Pell, M., Stenberg, B., Stenström, J. & Torstensson, L. 1996. Potential denitrification activity assay in soil - with or without chloramphenicol? *Soil Biology and Biochemistry* 28: 393-398.

- Pell, M., Stenberg, B. & Torstensson, L. 1998 Potential denitrification and nitrification tests for evaluation of pesticide effects on soil. *Ambio* 27: 24-28.
- Puustinen, M. 1994. Effect of soil tillage on erosion and nutrient transport in plough layer runoff. Publications of Water and Environment Research Institute No. 17. Helsinki, Finland. s. 71–90.
- 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.
- Rankinen, K., Granlund, K., Palojärvi, A., Pietola, L., Regina, K., & Uusi-Kämppe, J. 2006. Hydrologisten ja typen prosessien mallinnus Lintupajun suojakaistakoekentällä. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 138-148.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 88-100.
- Salmela, K. 1999. Peltoalueiden vesiensuojelullisten suojavyöhykkeiden yleissuunnitteluopas. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 6/99. Turku: Lounais-Suomen ympäristökeskus. 17 s. + liitteet.
- Sippola, J. & Ylärinta, T. 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agriculturae Fenniae* 24: 117–124.
- SFS 3025. 1986. Veden fosfaatin määräitys. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 10 s.
- SFS 3026. 1986. Veden kokonaisfosforin määräitys. Hajotus peroksidisulfaatilla. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 11 s.
- SFS 3030. 1990. Veden nitriitti- ja nitraattitypen summan määräitys. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 5 s.
- SFS 3031. 1990. Veden typen määräitys. Peroksidisulfaattihapetus. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 3032. 1976. Veden ammoniumtypen määräitys. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 4088. 1988. Veden lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien lukumäärän määräitys kalvosuodatusmenetelmällä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 4 s.

- SFS-EN 26461-2. 1993. Veden laatu, sulfiittia pelkistävien anaerobien (klostridit) itiöiden osoitus ja lukumäärän määrittäminen. Osa 2: kalvosuodatusmenetelmä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 1 + 7 s.
- STMA17.5.2001/401. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 17.5.2001. Suomen Säädöskokoelma 400–404/2001: 1150–1157.
- Syversen, N. 2002. Cold-climate vegetative buffer zones as filters for surface agricultural runoff. Retention of soil particles, phosphorus and nitrogen. Doctor Scientiarum Theses 2002:12. Ås: NLH Agricultural University of Norway. 247 s.
- Uusi-Kämppe, J. 2005. Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. Teoksessa: Mander, Ü. ym. (toim.). Riparian buffer zones in agricultural watersheds. Ecological Engineering 24: 491–502.
- Uusi-Kämppe, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. & Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. Journal of Environmental Quality 29: 151–158.
- Uusi-Kämppe, J., Heinonen-Tanski, H. & Mattila, P. 2002. Ravinne- ja mikrobikuormitus nurmelle levitetystä lietelannasta. Teoksessa: Mattila, P. (toim.). Lietelannan käyttö nurmikierrossa. Maa- ja elintarviketalous 15. Jokioinen: MTT. s. 45–80 + 5 liitettä. Verkkodokumentti päivitetty 3.1.2003. Viitattu 8.2.2006. Saatavissa internetissä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met15.pdf>
- Uusi-Kämppe, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 83. Jokioinen: MTT. 49 s. + 2 liitettä. Verkkodokumenttiin viitattu 14.2.2006. <http://www.mtt.fi/asarja/pdf/asarja83.pdf>
- Vuorinen, J., & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. Agrogeological Publications 63:1–14.

Hydrologisten ja typen prosessien mallinnus Lintupajun suojakaistakoekentällä

Katri Rankinen¹⁾, Kirsti Granlund¹⁾, Ansa Palojärvi²⁾, Liisa Pietola³⁾, Kristiina Regina²⁾ ja Jaana Uusi-Kämpä²⁾

¹⁾ Suomen ympäristökeskus, Vesistöalueiden integroitu tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki, katri.rankinen@ymparisto.fi, kirsti.granlund@ymparisto.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Maaperä ja kasvinravitseminen, 31600 Jokioinen, ansa.palojarvi@mtt.fi, kristiina.regina@mtt.fi, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

³⁾ Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, liisa.pietola@helsinki.fi

Tiivistelmä

Lintupajun suojakaistakoekentällä on tutkittu vuodesta 1991 lähtien 10 metrin levyisten suojakaistojen kykyä vähentää sekä eroosiota että fosforin ja typen määrää pintavalumassa. Savimaalle perustetulla koekentällä on kolme erilaista suojakaistaa: niitetty nurmikaista, luonnonvaraisia lehtipuita, pensaita ja heiniä kasvava luonnonkaista, jota ei ole niitetty, ja laidunkaista, jota 2 - 5 nautaa on laiduntanut kesällä vuosina 2003 - 2004. Naudat ovat päässeet sekä laitumelle että kahdelle laidunnetulle suojakaistalle kolmeksi tai seitsemäksi viikoksi vuosittain. Matemaattisen COUP-mallin avulla tehtiin synteesi mittaustuloksista sekä tarkasteltiin typen kiertoa eri suojakaistoilla ja varsinaisella peltoalueella. Mallinnus perustui mitattuun pintavaluntaan, maankosteuteen ja maan fysikaalisiin, kemiallisiin ja mikrobiologisiin ominaisuuksiin.

Vuosisadanta oli 584 mm vuonna 2003 ja 726 mm vuonna 2004. Mallinnettu kumulatiivinen haihdunta niitetyltä nurmikaistalta oli 130 mm suurempi kuin yläpuoliselta laitumelta tällä jaksolla. Lisäksi maankosteus oli suojakaistoilla pienempi kuin yläpuolisella pellolla johtuen tiheästä ja korkeasta kasvustosta, jolla oli suuri juuristotiheys. Mallinnettu vuosittainen epäorgaanisen typen huuhtouma maamatriisin läpi oli 22 - 23 kg ha⁻¹ laitumelta, 7 kg ha⁻¹ niitetyltä nurmikaistalta ja 5 kg ha⁻¹ hoitamattomalta luonnonkasvikaistalta. Satunnainen ja lyhytkestoinen laidunnus ei näyttänyt lisäävän epäorgaanisen typen huuhtoutumista.

Avainsanat: mallintaminen, mallit, kuormitus, ravinteet, eroosio, laiduntaminen, vesistöt, typpi, COUP, suojakaista

Modelling of water balance and nitrogen cycle in vegetative filter strips at the Lintupaju experimental field

Katri Rankinen¹⁾, Kirsti Granlund¹⁾, Ansa Palojärvi²⁾, Liisa Pietola³⁾, Kristiina Regina²⁾ and Jaana Uusi-Kämppä²⁾

¹⁾ Finnish Environment Institute, Research Programme for Integrated River Basin Management, P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland, katri.rankinen@ymparisto.fi, kirsti.granlund@ymparisto.fi

²⁾ MTT Agrifood Research Finland, Plant Production Research, FI-31600 Jokioinen, Finland, ansa.palojarvi@mtt.fi, kristiina.regina@mtt.fi, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

³⁾ University of Helsinki, Department of Applied Chemistry and Microbiology, P.O. Box 27, FI-00014 University of Helsinki, Finland, liisa.pietola@helsinki.fi

Abstract

The retention of nutrients by 10-m-wide grass buffers and buffers under natural vegetation has been studied over 10 years in Jokioinen in southern Finland. The results have been compared with those from 70-m-long plots without buffers. Grass was sown on the adjacent field and plots without buffers in 2002, and the field plots and these were grazed for 24 and 48 days in summer 2003 and 2004, respectively. The COUP model was applied both to the field and to vegetative filter strips to model water balance and nitrogen dynamics. Modelling was based on measured surface runoff, soil moisture, and physical, chemical and microbiological properties of soil.

Annual precipitation was 584 mm in 2003 and 726 mm in 2004. Simulated cumulative evaporation from grass buffer was 130 mm higher than from field during this period due to dense vegetation with well-developed roots. Simulated nitrogen leaching from the fertilized pasture was 22-23, and from the unfertilized grass buffer 7 and from the unfertilized buffer under natural vegetation 5 kg ha⁻¹ a⁻¹. Grazing with short duration did not seem to increase leaching of inorganic nitrogen.

Key words: vegetative filter strips, nitrogen, mathematical modelling, COUP

Johdanto

Lintupajun suojakaistakoekentällä (0,76 ha) on tutkittu vuodesta 1991 lähtien 10-metrin levyisten suojakaistojen kykyä vähentää sekä eroosiota että fosforin ja typen määriä pintavalumassa. Savimaalle perustetulla koekentällä on kolme erilaista suojakaistaa: 1) niitetty nurmikaista ja 2) luonnonvaraisia lehtipuita, pensaita ja heiniä kasvava luonnonkaista, jota ei ole niitetty, ja 3) laidunkaista, jota 2 - 5 nautaa on laiduntanut kesällä vuosina 2003 - 2004. Naudat ovat päässeet sekä laitumelle että kahdelle laidunnetulle suojakaistalle 3 - 7 viikoksi vuosittain. Matemaattisen COUP (Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system) mallin avulla tehtiin synteesi mittaustuloksista sekä tarkasteltiin typen kiertoa eri suojakaistoilla ja varsinaisella peltoalueella. Lisäksi laskettiin lohkojen typpitase ja maamatriisin läpi salaojiin huuhtoutuvan typen määrä vuosina 2003 ja 2004.

Mallinnetut suojakaistat olivat keskimmäiset kaistat 3, 4, ja 5, eli niitetty nurmikaista, luonnonvaraisia lehtipuita, pensaita ja heiniä kasvava luonnonkaista, jota ei ole niitetty, ja laidunkaista, sekä suojakaistojen yläpuolinen laidunalue. Mallinnus perustui mitattuun pintavaluntaan, maankosteuteen ja maan fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin. Lisäksi laitumella ja suojakaistoilla on mitattu dityppioksidipäästöjä kasvukaudella joka toinen viikko, sekä mikrobibiomassaa sekä typen kierron prosessien potentiaalista aktiivisuutta kerran vuodessa syksyllä. Mallinnuksessa on käytetty syötetietona Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriolla mitattua meteorologista aineistoa. Uusi-Kämpä ja Palojärvi (2006) ovat kuvanneet Lintupajun suojakaistakoekenttää ja siellä suoritettuja toimenpiteitä tässä raportissa.

Aineisto ja menetelmät

COUP-malli

Matemaattinen malli COUP (Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system) on dynaaminen, prosessipohjainen malli, joka laskee veden ja lämmön vuon sekä typen ja hiilen kierron maaprofiilissa. Malli on uudempi versio SOIL ja SOIL-N malleista (Jansson ja Karlberg 2001). Mallia on käytetty yleisesti sekä Suomessa että Ruotsissa hydrologisten prosessien ja typen huuhtoutumisen mallintamiseen maatalousalueilla (esim. Granlund ym. 2000).

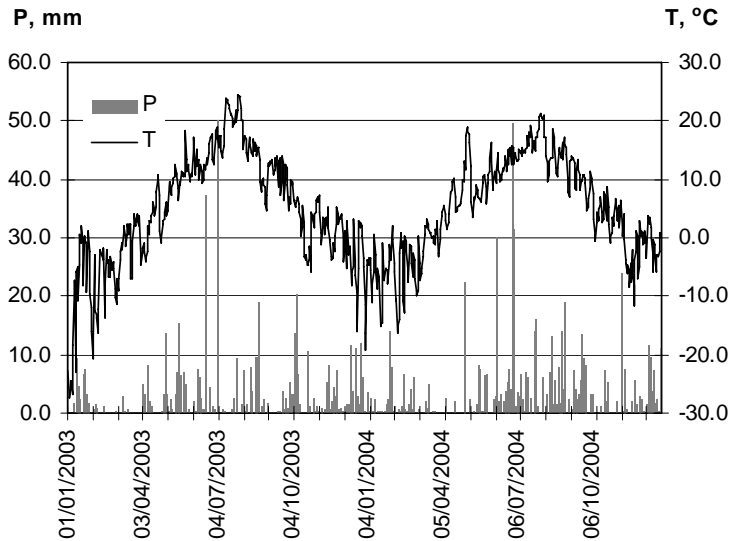
Malli kuvaa yksidimensionaalisen pystysuoran maaprofiilin, joka voidaan jakaa kerroksiin maan ominaisuuksien perusteella. Malli perustuu kahteen osittaisdifferentiaaliyhtälöön (Fourierin laki ja Darcyn laki), joilla kuvataan veden ja lämmön kulkeutuminen maaprofiilin läpi. Lumen dynamiikka, rou-

ta, evapotranspiraatio, infiltraatio, pintavalunta ja salaojavalunta sisältyy hydrologian kuvaukseen.

Orgaanisen ja epäorgaanisen typen varastot lasketaan jokaisessa maakerroksessa. Mallissa on mukana myös orgaanisen hiilen varasto. Epäorgaaninen tyyppi sisältää sekä nitraattitypen että ammoniumtypen. Typen mineralisaatio, nitrifikaatio ja denitrifikaatio lasketaan ensimmäisen kertaluokan kinematiikalla, ja typen prosesseja rajoittaa maan kosteus, lämpötila ja maan ja mikrobien C/N suhde. Mallissa kasvien ravinteiden otto lasketaan ajasta ja kasvilajista riippuvalla pakotefunktiolla.

Mallinnuksen lähtötiedot

Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriolla on mitattu vuorokauden keskilämpötila ($^{\circ}\text{C}$), ilman suhteellinen kosteus (%), tuulen nopeus (m s^{-1}), sadanta (mm päivä^{-1}), auringonpaistetunnit ja säteily (kJ m^{-2}). Lisäksi Lintupajun suojakaistoilla on mitattu kasvukauden aikana päivittäinen sadanta (mm). Kuvassa 1 on esitetty Jokioisten mitattu lämpötila ja sadanta vuosina 2003 ja 2004.



Kuva 1. Jokioisten observatoriolla mitattu ilman lämpötila ja päivittäinen sadanta vuosina 2003 ja 2004.

Maan lajitekoostumus on analysoitu jokaiselta lohkolta. Vedenjohtavuus ja huokoisuus määritettiin vuosittain niitetyllä nurmikaistalla sekä siihen rajoituvalla pellolla kasvukauden alussa 2002. Maan infiltraatio mitattiin läpimitaltaan 80 cm:n renkailla kunnes infiltraatio vakiintui vastaamaan kyllästetyn maan vedenjohtavuutta. pF-näytteet otettiin 0 - 5 cm:n, 10 - 15 cm:n, 20 - 25

cm:n sekä 30 - 35 cm:n syvyyksistä. Kasvukauden alkua vastaava juuritiheys määritettiin suojavyöhykkeen ja pellon kerrosnäytteistä erikseen pestyjen juurien kuva-analyysillä 0 - 10 cm:n, 10 - 20 cm:n sekä 20 - 30 cm:n syvyydeltä (Rankinen et al. 2005).

Laidunalueelta ja suojakaistoilta otettiin maanäytteitä, joista määritettiin mm. maan helppoliukoinen tyyppi, mikrobibiomassahiili ja -typpi, aerobinen ja anaerobinen nettomineralisaatio sekä potentiaalinen nitrifikaatio ja denitrifikaatio. Näiden lisäksi mitattiin kasvuston lehtialaindeksi, korkeus ja kuiva-ainesato sekä typpioksiduulipäästöt. Maan kosteus mitattiin TDR-antureilla vuosina 2003 ja 2004. Analyysimenetelmät on kuvattu tarkemmin tässä raportissa (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006, Regina ym. 2006).

Hydrologian mallintaminen

Maaprofiili jaettiin neljään kerrokseen. Vuosittain niitetyn nurmikaistan vedenpidättyminen laskettiin lajitekoostumuksen, mitattujen pF-arvojen ja infiltraation perusteella. Muiden lohkojen vedenpidättyminen laskettiin pelkän lajitekoostumuksen perusteella käyttäen Brooks & Corey -yhtälöä. Makrohuokosten kautta tapahtuva virtaus laskettiin maassa liikkuvan kokonaisvesimäärän erotuksena silloin kun infiltraationopeus maan pinnassa ylitti tietyn raja-arvon. Potentiaalinen haihdunta laskettiin Penman-Monteithin yhtälöllä. Todellista haihduntaa laskettaessa otettiin huomioon kasvien kasvu, mm. lehtialaindeksi ja kasvien juuristosyvyys (Rankinen et al. 2005). Mallilla laskettu pintavalunta lohkoilta sovitettiin vastaamaan mitattua pintavaluntaa ja laskettu maankosteus eri kerroksissa sovitettiin vastaamaan mitattua maankosteutta. Kalibroitajakso oli vuosi 2003 ja mallin testausjakso vuosi 2004.

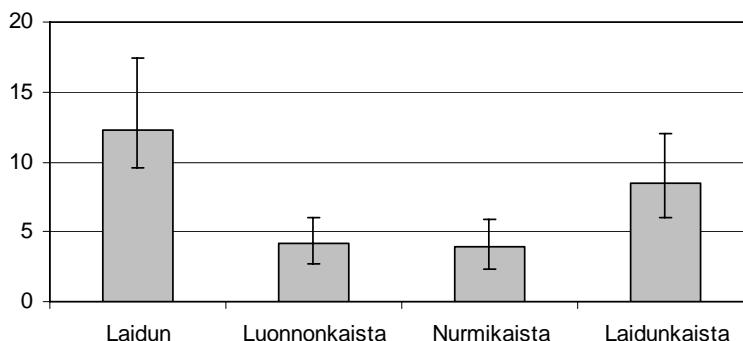
Typen kierron mallintaminen

COUP-mallille annettiin lähtötietoina mitatut kokonaistypen ja orgaanisen hiilen pitoisuudet eri maakerroksissa. Malli kalibroitiin mitattuihin epäorgaanisen typen määriin maakerroksissa ja kasvustossa. Mallin tarvitsemat typen kierron parametrien arvot johdettiin mitatuista aerobisesta nettomineralisaatiosta, potentiaalisesta nitrifikaatiosta ja potentiaalisesta denitrifikaatiosta (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Mikrobieen C/N-suhde johdettiin mikrobiologisista mittauksista. Kuvassa 2 on esitetty mittaustuloksista johdettu nitrifikaatio-ammoniumtyppi-suhde, joka mallissa kuvaa nitrifikaationopeuden riippuvuutta maan ammoniumtyppipitoisuudesta optimaalisessa lämpötilassa ja maankosteudessa.

Nautojen laidunnus otettiin huomioon mallinnuksessa lisäämällä orgaanisen lannoitteen määrää pintakerrokseen tasaisesti joka päivä laidunnuskaudella. Orgaanisen lannoitteen määrä on laskettu hankkeen laidunosioiden tulosten perusteella (Saarijärvi ym. 2006b). Virtsan mukana on oletettu tulevan tyypeä

18,2 g ja sonnan mukana 8,4 g kertaerityksessä. Kunkin naudan on oletettu tuottavan 10 virtsalaikkua ja 11 sontalaikkua vuorokaudessa. Ammoniakin haihtuminen on otettu huomioon, niin että virtsasta haihtuu 16,9 % kokonaisuudesta ja sonnasta 1,3 % (Saarijärvi ym. 2006a).

NitrAmm ratio



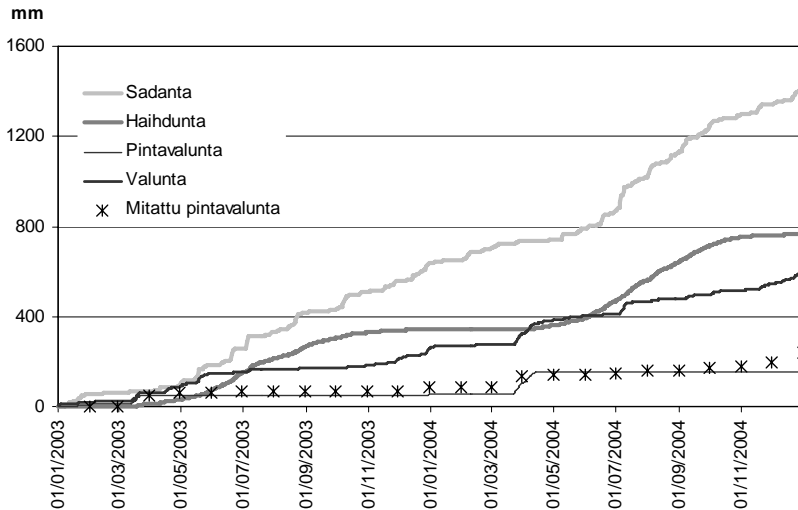
Kuva 2. COUP-mallin nitrifikaationopeutta kuvaavan parametrin mittauksiin perustuva arvo laitumella ja eri suojakaistoilla

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Mallinnettu hydrologia Lintupajulla

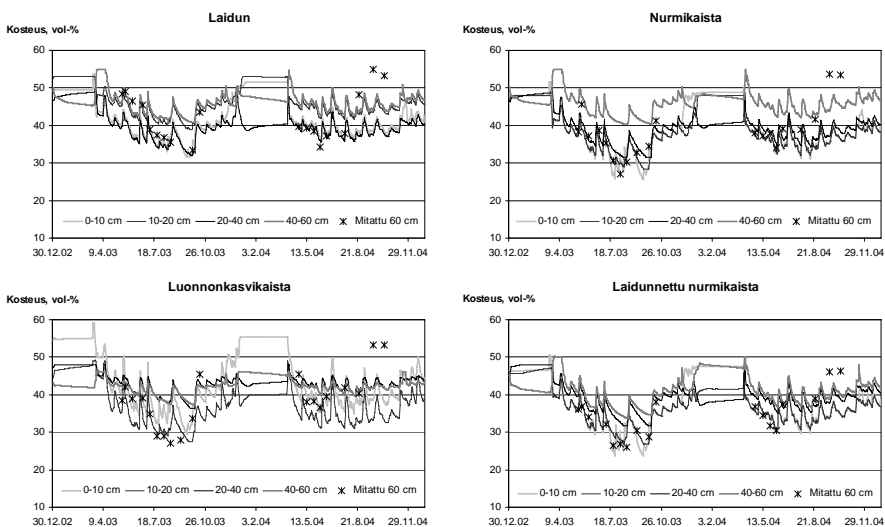
Vuosi 2004 oli sateisempi kuin vuosi 2003, niin että kumulatiivinen sadanta Jokioisten observatoriossa vuonna 2003 oli 584 mm ja 726 mm vuonna 2004. Lintupajun koekentällä kesäkausina 2003 ja 2004 mitattu sadanta oli 174 mm suurempi kuin Jokioisten observatoriolla mitattu. Varsinkin kesäsateiden ajoittumisessa oli eroa Lintupajun koekentän ja Jokioisten observatorion välillä.

Pintavalunnan mallintaminen savimaassa onnistui vasta, kun makrohuokosten kautta tapahtuva oikovirtaus oli otettu huomioon. Mitattu ja mallinnettu pintavalunta vuosittain niitetyltä nurmikaistalta ja sen yläpuoliselta pellolla on esitetty kuvassa 3. Kumulatiivinen haihdunta nurmikaistalta oli 130 mm suurempi kuin laitumelta. Vuosittaisesta valunnasta noin kolmannes oli pintavaluntaa.



Kuva 3. Jokioisten observatoriolla mitattu kumulatiivinen sadanta, COUP-mallilla laskettu kumulatiivinen haihdunta, pintavalunta ja kokonaisvalunta sekä mitattu pintavalunta lohkolle 4.

Mitattu ja mallinnettu maankosteus sekä laiturumella että eri suojakaistoilla on esitetty kuvassa 4. Nurmikaistan pienempää maankosteutta erityisesti pintakerroksissa selittää sekä suurempi juuritiheys että tiheämpi ja korkeampi kasvusto. Myös muiden suojakaistojen maankosteus oli pienempi kuin laitumen, vaikka niille tulee pintavaluntaa yläpuoliselta laitumelta.



Kuva 4. Mitattu ja mallinnettu kosteus laiturumella ja eri suojakaistoilla. Kuvassa havaittu arvo kuvaa kerroksen 0 - 60 cm keskimääräistä kosteutta mittaushetkellä.

Sekä pintavalunnan että maankosteuden laskeminen mallilla onnistui hyvin, tosin loppusyksyllä 2004 oli mitattu maankosteus suurempi kuin mallinnettu. Vuoden 2004 syys- ja lokakuussa havaittiin Lintupajun koekentällä useita pieniä sadetapahtumia, joita ei Jokioisten observatoriolla ollut mitattu ja jotka täten puuttuvat mallinnuksen syötetiedoista.

Mallinnettu typen kierto Lintupajulla

COUP-mallilla lasketut typpitaseen komponentit on esitetty taulukossa 1. Simuloitu nurmisadon mukana poistuva typpimäärä vaikuttaa pieneltä verrattuna keskimääräiseen sadon mukana poistuvaan typpimäärään. Erityisesti vuoden 2003 sadon mukana poistui selvästi keskimääräistä vähemmän typpeä, sillä ensimmäisen vuoden nurmikasvusto oli harvaa ja kasvukausi oli kuiva. Esimerkiksi Lepsämänjoella arvioitiin kuuden vuoden taselaskelmien perusteella, että nurmen keskimääräinen typen poisto on 106 kg ha^{-1} (Marttila ym. 2005). Jaakkola (1984) arvioi lysimetrikokeiden perusteella, että nurmen typenotto oli $56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, kun lannoitustaso oli $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, ja vastaavasti $112 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ lannoitustasolla $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$.

Mallilla simuloitu epäorgaanisen typen huuhtoutuminen maamatriisin läpi lannoitetulta laitumelta oli noin $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Marttila ym. (2005) arvioi, että nurmen kuuden vuoden typpitase on $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ positiivinen, mikä vastaa hyvin mallilla laskettua typen huuhtoumaa maamatriisin läpi. Huuhtoutuminen niittämättömältä luonnonkaistalta oli $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ja niitetyltä nurmikais-talta $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, eli noin neljännes laidunalueen huuhtoumasta. Näitä suojakaistoja ei lannoitettu, mutta tuloksia selittää myös se, että suojakaistoilla mikrobiologinen aktiivisuus oli alhaisempi kuin aikaisemmin viljanviljelyssä olleella laidunalueella (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Mitattu kokonaistypen määrä pintavalunnassa oli alle $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ vuosina 2003 ja 2004 (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006), eli näinä vuosina suurin osa typen huuhtoumasta tapahtui maamatriisin läpi.

Regina ym. (2006) mittasivat $\text{N}_2\text{O-N}$ päästöjä, jotka laidunnetulla peltoalueella vaihtelivat välillä $0,7 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, ja suojakaistoilla $0,1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. COUP-mallilla laskettu vuosittainen denitrifikaatio on näissä rajoissa.

Karjanlannan mukana kahden vuoden aikana tuli yhteensä 20 kg N ha^{-1} , joka ei havaittavasti lisännyt epäorgaanisen typen huuhtoumista maamatriisin läpi. Kuvassa 5 on esitetty mallinnettu ja mitattu epäorgaanisen typen määrä laitumen ja niitetyn nurmilohkon ylimmässä maakerroksessa (0 - 10 cm). Lannoitusajankohdat (13.5.2003, 11.7.2003, 6.5.2004 ja 8.7.2004) näkyvät kuvissa selvästi kohonneena epäorgaanisen typen määränä. Laidunnus, esim. 29.6.2003 - 8.7.2003 ja 10.6.2004 - 30.6.2004, ei lisännyt epäorgaanisen typen määrää pintakerroksessa. Toisaalta sopiva sadetapahtuma laidunnuksen aikana olisi saattanut lisätä sekä epäorgaanisen typen huuhtoutumista pinta-

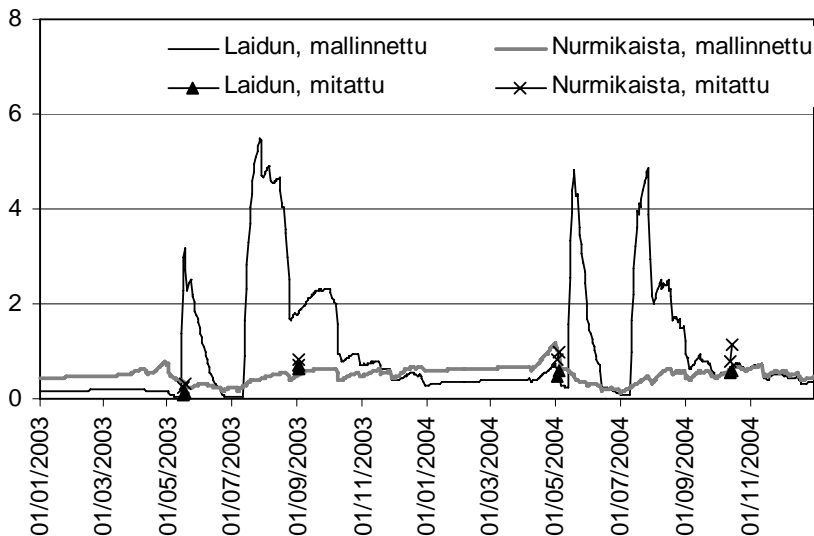
valunnassa että mahdollisesti myös maamatriisin läpi tapahtuvassa valunnassa.

Niitetyltä nurmikaistalta vietiin sadon mukana pois noin $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Nurmikaistan niittämättä jättäminen olisi lisännyt epäorgaanisen tyypen huuhtoutumista alle 10 %. Nettomineralisaatio ja muu mikrobiologinen aktiivisuus on suojakaistoilla matalampaa kuin laidunalueella (Kuva 2, Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006), mikä osaltaan selittää tulosta. Toisaalta COUP-malli ei ota huomioon kasvinjäänteiden jäätymistä ja sulamista, minkä on havaittu lisäävän liukoisen fosforin kuormitusta (Uusi-Kämpä & Palojärvi).

Taulukko 1. COUP-mallilla lasketut typpitaseen komponentit

Lohko	Mineraalilannoite [kg N ha ⁻¹ v ⁻¹]	Karjanlanta [kg N ha ⁻¹ v ⁻¹]	Sato [kg N ha ⁻¹ v ⁻¹]	Denitrifikaatio [kg N ha ⁻¹ v ⁻¹]	Huuhtoutuminen [kg N ha ⁻¹ v ⁻¹]
Laidun	150	10	64-73	0,2-1,5	22-24
Suojakaistat:					
Luonnonkasvi	-	-	-	0,8	5
Nurmi	-	-	17	0,15	7
Laidunnettu	150	10	57	0,3	22

Min-N, g m²



Kuva 5. Mitattu ja mallinnettu mineraalityypen määrä laitumella ja niitetyllä nurmikaistalla maakerroksessa 0 - 0 cm.

Johtopäätökset

COUP-malli osoittautui hyväksi työkaluksi typen kierron mallintamiseen koealueella, josta on kokeellisia tuloksia saatavissa sekä hydrologisista että typen kiertoa koskevista prosesseista. Toisaalta mallinnettu koejakso oli vain kahden vuoden pituinen, joten tulokset ovat hyvin riippuvaisia vuosien meteorologisista ym. tekijöistä.

Suurin osa pellolta tulevasta typpihuuhtoutumasta kulkee maamatriisin läpi salaojiin. Suojakaistat vähentävät huuhtoumaa, koska pienentävät aktiivisessa viljelyssä olevaa peltopinta-alaa. Lisäksi suojakaistan kasvillisuuden veden-, ja siten oletettavasti myös typenotto on tehokasta. Tämä on varmaankin yksi mekanismi, joka vaikuttaa siihen miten suojakaistat poistavat pintavalunnan mukana tulevaa typpeä.

Mallinnustulosten mukaan ajoittainen ja lyhytkestoinen laidunnus ei lisää typen huuhtoutumista salaojiin laitumelta eikä laidunnetuilta suojakaistoilta. Pintavalunnan mukana tapahtuva huuhtoutuminen saattaa lisääntyä jos laidunnusjaksolle sattuu sopivia sadetapahtumia.

Kirjallisuus

- Granlund, K., Rekolainen, S., Grönroos, J., Nikander, A. & Laine, Y. 2000. Estimation of the impact of fertilization rate on nitrate leaching in Finland using a mathematical simulation model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80: 1-13.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76, 59-66.
- Jansson, P.-E. & Karlberg L. 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. TRITA-AMI Report 3087, Stockholm: Royal Institute of Technology. 321 s.
- Marttila, J., Vahtera, H., Granlund, K. & Lahti, K. 2005. Ravinnetase vesien-suojelun apuvälineenä. Uudenmaan ympäristökeskus, monisteita 155, Helsinki: Uudenmaan ympäristökeskus. 104 s.
- Rankinen, K., Pietola, L. & Uusi-Kämppe, J. 2005. Maan rakenteen vaikutus vesitalouteen Lintupajun suojakaistakoekentällä: matemaattisen mallinnuksen ensimmäinen vaihe. Teoksessa: Siimes, K. ym. Maaperän vuorovaikutukset: III Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit. Pro Terra 22. Helsinki: Helsingin yliopisto, Maatalousmetsätieteellinen tiedekunta, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. s. 102-104. Verkkodokumenttiin viitattu 20.2.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.maapera.fi/Dokumentit/proterra22net.pdf>

- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuone-
kaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 88-100.
- Saarijärvi, K., Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006a. Laitumen ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 75-87.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006b. Heinä- ja apilanurmen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- Uusi-Kämpä, J. & Palojärvi, A. 2006. Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 101-137.

Mallitarkastelu suojakaistan vaikutuksesta valuntaan ja eroosioon

Anna-Mari Nyholm

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), 31600 Jokioinen

Tiivistelmä

Tässä hankeosiossa selvitettiin, miten hyvin CREAMS-mallista kehitetyllä ja Suomen olosuhteisiin sovitetulla ICECREAM-mallilla voidaan arvioida suojakaistan vaikutusta valuntaan ja eroosioon. Mallitarkastelussa hyödynnettiin Jokioisten Lintupajun suojakaistakentällä 1990-luvulla tehtyjä kuormitusmittauksia.

Malli kalibroitiin vuosien 1991–1994 valunta- ja eroosiomittausten perusteella. Mallinnettu valunta oli kalibroinnin jälkeen keskimäärin neljänneksen mitattua suurempi ja eroosiokuormitus 30 % mitattua pienempi. Kalibroinnin tavoitteena oli saada valunta ja eroosiokuormitus painottumaan mittausten tavoin kevääseen ja syksyyn sekä runsassateisiin kesiin.

Kalibroinnin oikeellisuutta testattiin vuosien 1995–1998 valunta- ja eroosiomittausten perusteella. Mallinnus- ja mittaustulosten välinen suhde poikkesi selvästi kalibrointivaiheesta, sillä valunta oli 15 % ja eroosiokuormitus 45 % mitattua pienempi. Testaustuloksissa syysvalunta ja sen myötä myös syksyn eroosiokuormitus olivat erityisen vähäisiä. Tähän vaikutti ainakin ohjelmakoodiin tehty muutos, jota ilman syysvalunta olisi ollut selvästi liian runsasta. Kevätvalunnan mallinnustulokset olivat oikeansuuruisia, vaikka valunta ajoittuikin mallissa myöhäisempään ajankohtaan kuin mittauksissa.

Suojakaistan vaikutus valuntaan ei näkynyt tarkastelussa kovin selvästi, sillä mallinnustulokset olivat lähes identtisiä suojakaistattoman lohkon tulosten kanssa. Mallinnettu eroosiokuormitus sen sijaan oli selvästi pienempi suojakaistallisella kuin -kaistattomalla lohkolla, vaikka ero olikin vähäisempi kuin mittausten perusteella. Tulosten perusteella malli soveltuu valunnan ja eroosiokuormituksen arviointiin sellaisilla alueilla, joilta on olemassa myös mittaustietoja.

Avainsanat: mallintaminen, mallit, hajakuormitus, ravinteet, valunta, eroosio, kalibrointi, ICECREAM-malli, suojakaista

Modelling the effect of buffer strip on runoff and erosion

Anna-Mari Nyholm

MTT Agrifood Research Finland, FI-31600 Jokioinen, Finland

Abstract

In this project, the use of the ICECREAM model, developed from the CREAMS model and adapted for Finnish climate conditions, was tested for estimation of runoff and erosion load. Measurements from the 1990's in Lintupaju leaching field were utilised.

The model was calibrated based on the runoff and erosion load measurements from 1991–1994. After the calibration, the modelled runoff was about 25% larger than the measured and the modelled erosion load 30% smaller than the measured. The aim of the calibration was to make the runoff and erosion load to concentrate to spring and autumn, and summers with heavy rains, just like the measurements.

The validity of the calibration was tested with runoff and erosion load measurements from 1995-1998. The relationship between modelling results and measurement values differed clearly from the calibration phase since runoff was 15% and erosion load 45% smaller than measured. Runoff and erosion load were especially low in autumn. This was caused by changes made in the program code. Without the changes, runoff in autumn would have been too high. Modelled runoff was on the right level in spring although it was created later than in the measurements.

The effect of filter strip on runoff was not very clear in the modelling, since the results were almost identical with the results from the field without a filter strip. Modelled erosion load was, instead, clearly smaller than in the field without filter strip although the difference was smaller than according to the measurements. According to the results, the model is appropriate for the estimation of runoff and erosion load in such areas where there is also measurements available.

Key words: modelling, models, non-point source pollution, nutrients, runoff, erosion load, calibration, ICECREAM model, filter strip

Johdanto

Mallia käytetään työkaluna, kun halutaan tarkastella systeemiä ilman kokeellista toimintaa. Tutkimuksen tehtävänä on kehittää ja testata malleja mittausaineistoihin perustuen. Maatalouden ympäristökuormituksen mallintaminen on erittäin haasteellista, koska kuormitukseen vaikuttavat prosessit ovat monimutkaisia ja muuttujia on paljon. Siksi mallinnuksella pyritään tavallisesti suuntaa-antaviin tuloksiin.

MTT:n tutkimuskentällä Jokioisten Lintupajussa on 1990-luvun alusta lähtien tutkittu pellon reunaan jätettävän suojakaistan vaikutusta valuntaan sekä eroosio- ja ravinnekuormitukseen. Mittaustulosten perusteella säännöllisesti hoidettu nurmikaista on pidättänyt selvästi valuntaa, eroosiota, typpeä ja partikkeleihin sitoutunutta fosforia. (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000.) Tässä hankeosiossa hyödynnettiin Lintupajun seuranta-aineistoa ja selvitettiin, miten hyvin mallitarkastelulla voidaan arvioida suojakaistan vaikutusta kuormitukseen. Tarkasteluun käytettiin CREAMS-mallista (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel 1980) kehitettyä ja Suomen olosuhteisiin sovitettua ICECREAM-mallia (esim. Rankinen ym. 2001, Tattari ym. 2001). Mallilla ei voi laskea suojakaistan vaikutusta ravinnekuormitukseen, joten mallitarkastelu rajattiin valuntaan ja eroosiokuormitukseen. Lisäksi tarkastelun ulkopuolelle jätettiin lohkot, joilla suojakaistana on luonnonkaista, koska luonnonkaistan parametrisointi olisi ollut liian monimutkaista.

Aineisto ja menetelmät

Mallinnuksen taustaksi tarvitaan paljon numeerista aineistoa. Seuraavassa on esitelty sääaineisto, koekenttään liittyvät taustaparametrit ja Lintupajusta kerätty mittausaineisto.

Sääaineisto

ICECREAM-malliin syötetään sääaineistoksi päivittäiset lämpötila-, sade-, säteily- ja tuulennopeustiedot. Tässä projektissa käytettiin Ilmatieteen laitoksen Jokioisten sääasemalla mitattua sääaineistoa. Lisäksi annettiin sateen olomuotoon ja lumen sulamiseen liittyviä parametrejä (Taulukko 1).

Taulukko 1. Sateen olomuotoon ja lumen sulamiseen liittyviä parametrejä.

Parametri	Yksikkö	Arvo
Rajalämpötila, jonka alapuolella sade tulee lumena	°C	-2,8
Rajalämpötila, jonka yläpuolella sade tulee vetenä	°C	1,0
Rajalämpötila, jossa lumi sulaa	°C	0,5
Sulamisvakio	mm/C/day	5,0
Lumikerroksessa sulavan veden pidättymistekijä		0,1

Taustaparametrit

Mallinnettavasta alueesta tarvitaan syöttötiedoiksi alueen leveys, pituus ja kaltevuus. Koska tässä hankkeessa haluttiin selvittää suojakaistan vaikutusta pellolta tulevaan kuormitukseen, mallinnettava kaista jaettiin peltoon ja suojakaistaan (Taulukko 2). Suojakaista jaettiin edelleen kahteen osaan, sillä kaltevuus muuttui selvästi kaistan puolivälissä.

Taulukko 2. Tietoja mallinnettavasta alueesta.

Parametri	Yksikkö	Pelto	Suojakaistan yläosa	Suojakaistan alaosa
Leveys	m	9	9	9
Pituus	m	60	5	5
Kaltevuus	m/m	0,01	0,12	0,08

Liitteen 1 taulukoissa on esitetty maaperään ja kasveihin liittyvät parametrit. Maaparametreista maan ominaispaino, kenttäkapasiteetti, huokoisuus ja vedenjohtavuus perustuivat kesällä 2002 tehtyihin mittauksiin (Pietola 2004, Rankinen ym. 2005). Maan partikkelikokojakauma ja orgaanisen aineen pitoisuus perustuvat kokeen alussa tehtyihin mittauksiin (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Muiden parametrien taustalla olivat aikaisemmat mallitarkastelut ja kirjallisuustiedot.

Tässä työssä verrattiin mallin käyttökelpoisuutta suojakaistattoman lohkon ja suojakaistallisen lohkon välillä. Lohkojen viljelytiedot perustuivat Lintupajussa tehtyihin viljelytoimenpiteisiin (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000).

Lintupajun seuranta-aineisto

Lintupajun suojakaistakentällä on vuodesta 1990 lähtien mitattu valuntaa sekä valunnan kiintoaine-, typpi- ja fosforipitoisuuksia (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Tässä hankkeessa käytettiin vuosien 1991–1994 mittaustietoja mallin kalibrointiin ja vuosien 1995–1998 mittaustietoja mallin testaukseen. Suojakaistattoman lohkon kuormitukseen käytettiin koeruutujen 2 ja 5 tietoja ja suojakaistallisen lohkon eli nurmilohkon kuormitukseen koeruutujen 1 ja 4 tietoja.

Malli

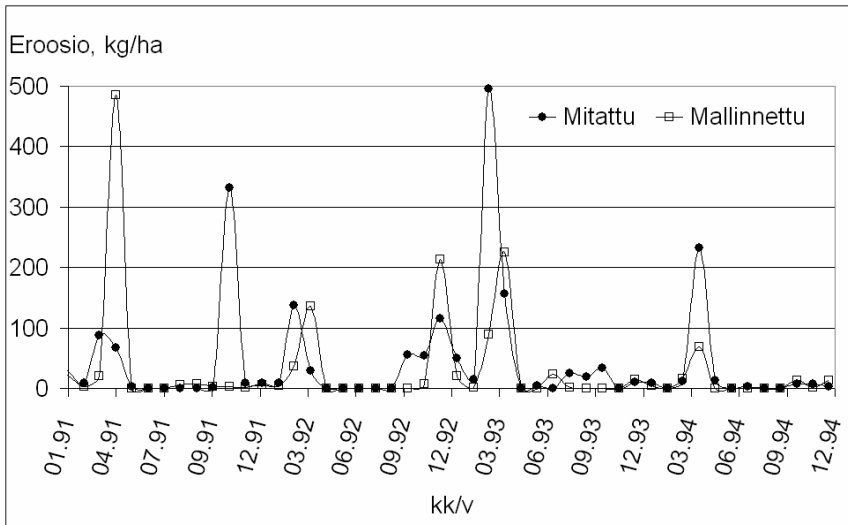
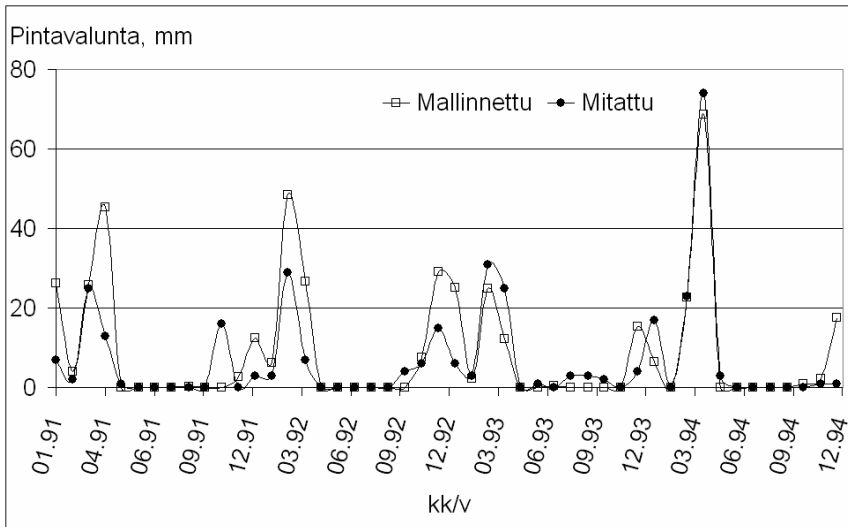
Mallitarkasteluun käytettiin ICECREAM-mallin versiota 1203. Malliin tehtiin liitteessä 2 mainitut muutokset.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kalibrointi

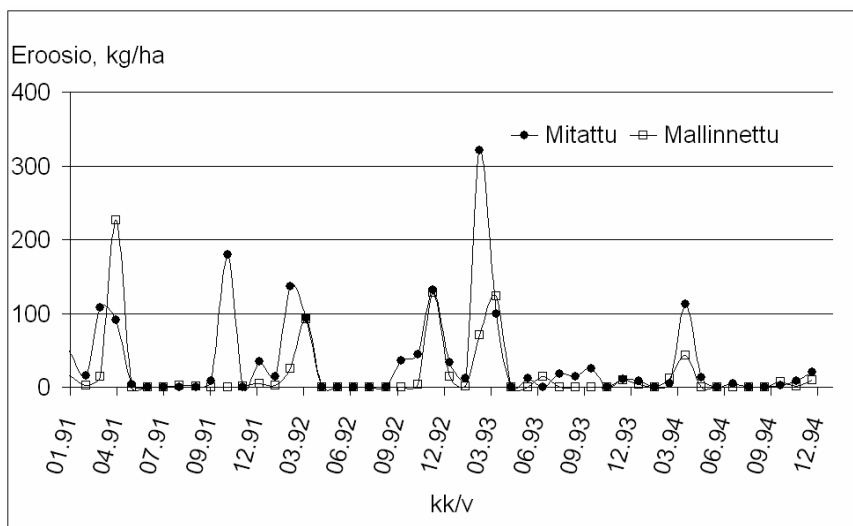
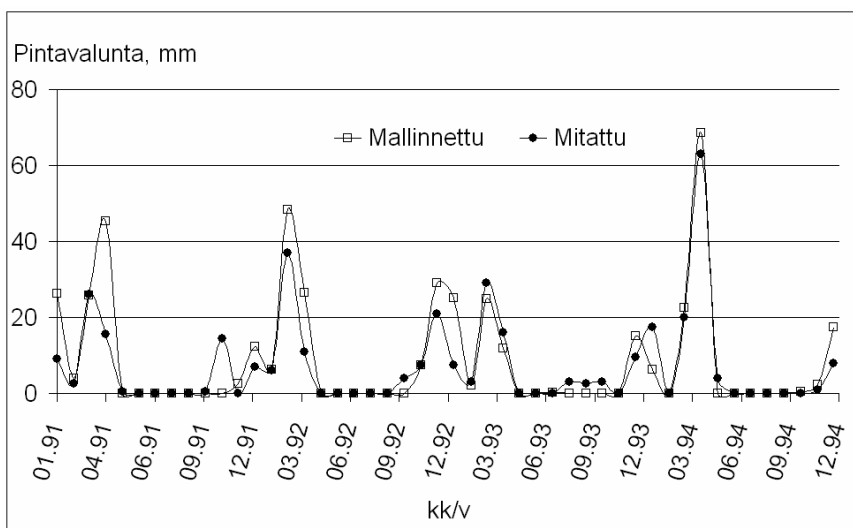
Mallitarkastelu aloitettiin kalibroinnilla eli mallin parametrejä säädettiin Lintupajuun sopiviksi vuosien 1991–1994 mittausaineiston avulla. Koska käytössä ei ollut automaattista kalibrointiohjelmaa, kalibroinnin oikeellisuus arvioitiin mallinnustuloksista silmämääräisesti. Rinnakkaiskäsiteltyjen ruutujen mittaustulokset poikkesivat jonkin verran toisistaan, jolloin ns. oikeaa mittaustulosta oli vaikea arvioida. Siksi tässä työssä käytettiin mittausarvoina rinnakkaiskäsiteltyjen ruutujen mittausten keskiarvoja.

Aluksi kalibroitiin peltolohko, jolla ei ollut suojakaistaa (kuva 1). Kalibroinnin jälkeen mallinnettu valunta oli vuositasolla keskimäärin 30 % (0–95 %) mitattua suurempi. Sekä mallinnuksessa että mittauksissa valunta painottui selvästi kevääseen. Eroosioparametreiksi valittiin 0,9, 1,0, 0,7, 13 ja 110. Tattari ym. (2001) ja Yli-Halla ym. (2005) ovat raportoineet eroosioparametrien sisällöstä ja merkityksestä. Mitattu eroosio oli vuositasolla keskimäärin 20 % (-20–80 %) mallinnettua suurempi.



Kuva 1. Mitattujen ja kalibroituja mallinnettujen pintavalunta- (mm) ja eroosiokuormitustulosten (kg/ha) vertailu loholla, jolla ei ollut suojakaistaa.

Nurmea kasvava suojakaistallinen lohko piti kalibroida erikseen, koska suojakaistattoman lohkon eroosioparametrit eivät siihen soveltuneet. Kalibroinnin jälkeen mallinnettu valunta oli keskimäärin 25 % (5–50 %) mitattua suurempi (kuva 2). Nurmilohkon eroosioparametreiksi valittiin 1,2, 1,3, 1,3, 18 ja 220. Mitattu eroosio oli keskimäärin kaksinkertainen mallinnettuun verrattuna. Vuositasolla erot vaihtelivat 70 ja 135 %:n välillä.



Kuva 2. Mitattujen ja kalibroituja mallinnettujen pintavalunta- (mm) ja eroosiokuormitustulosten (kg/ha) vertailu loholla, jolla oli nurmea suojakaistana.

Erosioparametrit sekä suojakaistattomalle että -kaistalliselle lohkolle on valittu siten, että mallinmukainen eroosiokuormitus painottui todellisen eroosiokuormituksen tavoin kevääseen ja syksyyn sekä runsassateisiin kesiin.

Suojakaistallisella loholla mitattu valunta oli keskimäärin 5 % suojakaistatonta lohkoa suurempi. Vuositasolla erot vaihtelivat -5 ja 40 %:n välillä. Mallinnustuloksissa ero oli lähes olematon; suojakaistattomalta ruudulta tuli valuntaa 1 % (0–1 %) enemmän. Eroosion kohdalla erot olivat selvästi suuremmat; mittausten perusteella suojakaistattoman lohkon eroosiokuormitus

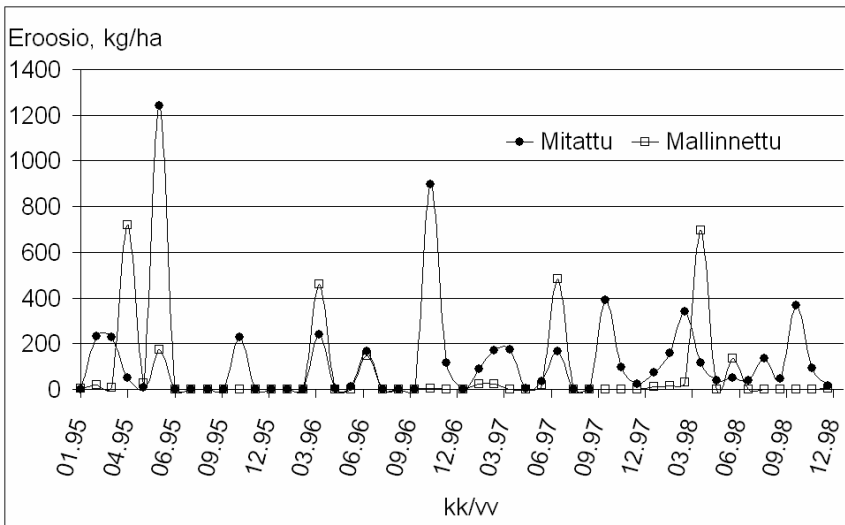
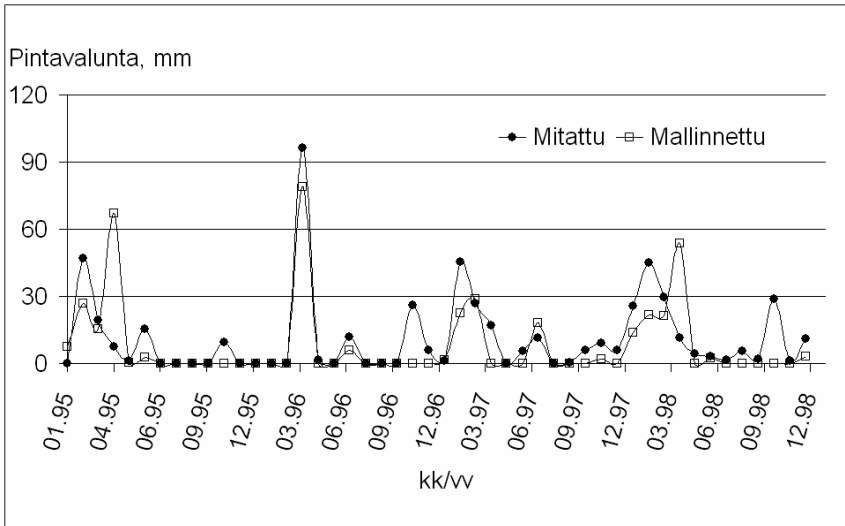
oli keskimäärin neljänneksen (-15–65 %) suurempi kuin suojakaistallisen lohkon. Mallinnustuloksissa ero oli kuitenkin yli 100 % (95–120 %). Parempiin eroosion kalibrointituloksiin ei silmämääräisillä arvioilla päästy, koska eroosionparametrien muuttaminen kokonaiseroosiota lisääväksi aiheutti myös kuormitusta väärin ajankohtiin kuten keskikesään.

Mallin testaus

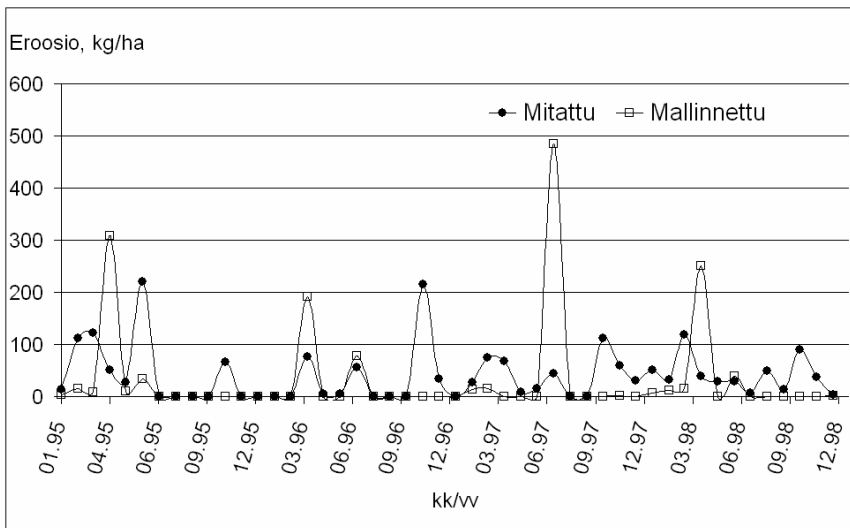
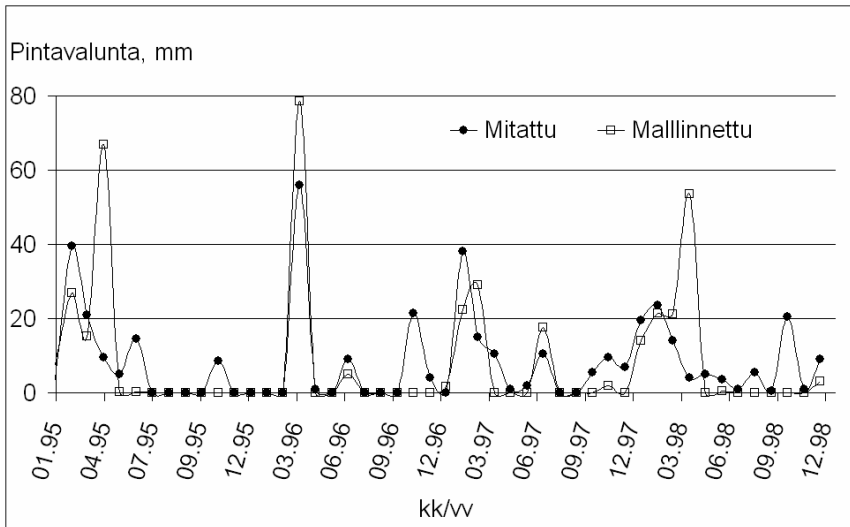
Vuosien 1991–1994 perusteella tehtyjä kalibrointeja testattiin vuosien 1995–1998 mittaustuloksien avulla. Suojakaistattoman ruudun mallinnettu vuosivalunta oli testausperiodilla keskimäärin vajaan kolmanneksen mitattua pienempi (-45–20 %) (kuva 3). Mallinnettu eroosio oli 50 % mitattua pienempi (-75–30 %). Sekä valunta- että eroosiokuormituksen tulokset poikkesivat siis selvästi kalibrointijakson tuloksista. Silmämääräisesti arvioituna kevään valunnan mallinnus onnistui hyvin, vaikkakin valunta painottui väärin kevät-kuukausiin. Kesä- ja syysvalunnat olivat mitattuihin verrattuna selvästi liian alhaisia.

Suojakaistallisen lohkon mallinnettu valunta oli testausperiodilla vain 5 % mitattua pienempi (-25–15 %) (kuva 4). Kevään mallinnusarvot olivat pääasiassa mitattuja suurempia kun taas syksyllä mallinnusarvot olivat erittäin pieniä. Mallinnettu eroosio oli 25 % mitattua pienempi (-40–15 %).

Suojakaistallisella lohkolle mitattu valunta oli testausperiodilla keskimäärin 25 % suojakaistatonta lohkoa pienempi. Vuositasolla erot vaihtelivat 0 ja 35 %:n välillä. Mallinnustuloksissa ero oli pienempi; suojakaistattomalta ruudulta tuli valuntaa 2 % (0–3 %) enemmän. Eroosion kohdalla erot olivat selvästi suuremmat; mittausten perusteella suojakaistattoman lohkon eroosiokuormitus oli peräti 200 % (165–265 %) suurempi kuin suojakaistallisen lohkon. Mallinnustuloksissa ero oli n. 100 % (5–170 %). Mallin tuottamat erot olivat siis samansuuruisia kuin tarkasteluperiodilla 1991–1994, vaikka mittaustulokset poikkesivat tarkasteluperiodin välillä selvästi.



Kuva 3. Mitattujen ja kalibroittujen mallinnettujen pintavalunta- (mm) ja eroosiokuormitustulosten (kg/ha) vertailu loholla, jolla ei ollut suojakaistaa.



Kuva 4. Mitattujen ja kalibroittujen mallinnettujen pintavalunta- (mm) ja eroosiokuormitustulosten (kg/ha) vertailu loholla, jolla oli nurmea suojakais-tana.

Yhteenveto

Valunnan mallintaminen onnistui melko hyvin, mutta eroosiomallinnuksen tulokset poikkesivat selvästi mitatuista tuloksista. Eroosioparametrien valinta pitäisi pystyä automatisoimaan, jotta voitaisiin valita optimaaliset parametrit. Suojakaistan vaikutus valuntaan ei näkynyt kovin selvästi, sillä mallinnustulokset olivat lähes identtisiä suojakaistattoman lohkon tulosten kanssa. Toisaalta mittaustuloksetkaan eivät olleet täysin yksiselitteisiä; kalibrointijaksolla suojakaistalliselta lohkolta tuli jopa enemmän valuntaa kuin suojakaistattomalta. Mallinnettu eroosiokuormitus sen sijaan oli selvästi pienempi suojakaistallisella kuin -kaistattomalla lohkolta, vaikka ero olikin vähäisempi kuin mittausten perusteella. Mallin kalibrointiin käytettiin tässä työssä neljän vuoden mittausjaksoa. Malli tulisi kalibroida hieman pidemmällä aikajaksolla, jolloin mukaan mahtuisi useammanlaisia säävuosia.

Vähäiseen syysvaluntaan vaikutti ohjelmakoodiin tehty muutos (Liite 2). Ilman muutosta syysvalunta oli selvästi liian runsasta, mutta muutoksen seurauksena se väheni –erityisesti mallin testausajanjaksolla 1995–1998 – lähes olemattomiin. Sen sijaan mallilla saatiin oikeansuuruisia kevätvalunnan arvoja, vaikkakin valunta ajoittui mallissa myöhäisempään ajankohtaan kuin mitauksissa. Jos kuormitusmalliin haluttaisiin yhdistää vesistön tilaa simuloiva malli, tulisi mallilla pystyä määrittämään myös valunnan tarkka ajankohta (esim. Nyholm ym. 2003).

Kalibroimattomat valunta- ja eroosioarvot poikkesivat todella paljon mitatuista arvoista. Kalibroitu malli sen sijaan antoi oikeansuuntaisia arvoja erityisesti valunnalle. Malli soveltuu siten valunnan ja eroosiokuormituksen arviointiin sellaisilla alueilla, joilta on olemassa myös mittaustietoja. Eri maalajeille ja kaltevuuksille mallia ei voi suoraan soveltaa nyt tehdyillä parametrisoinneilla.

Kirjallisuus

Knisel, W. (ed) 1980. CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Managements Systems. Conservation Research Report no. 26. Washington, DC.: US Department of Agriculture. 643 s.

Nyholm, A.-M., Jansson, H., Puronummi, N., Nyholm, R., Ala-Opas, P., Hakala, I., Huitu, E., Mäkelä, S., Tulonen, T. & Arvola, L. 2003. Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi. Maa- ja elintarviketalous 38. Jokioinen: MTT. 75 s. + 1 liites. Päivitetty 17.11.2003, viitattu 8.12.2004. Saatavissa myös internetissä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met38.pdf>.

- Pietola, L. 2004. Mikä laukaisee pintavalunnan? Pintavalunnan syntyyn vaikuttavat fysikaaliset, biologiset ja kemialliset tekijät. Teoksessa: Hoppinen, A. & Rinne, M. (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, Viikki, Helsinki, 12.–13.1.2004. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisu no 19. (Verkkodokumentti). Päivitetty: 5.1.2004. Viitattu: 21.2.2006. Saatavilla Internetissä: <http://www.smts.fi/MTP%20julkaisu%202004/esi04/ti72.pdf>. ISBN 951-9041-47-8.
- Rankinen, K., Pietola, L., Uusi-Kämppe, J. 2005. Maan rakenteen vaikutus vesitalouteen Lintupajun suojakaistakoekentällä: matemaattisen mallinnuksen ensimmäinen vaihe. Teoksessa: Siimes, K. ym. (toim.). Maaperän vuorovaikutukset: III Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit. Pro Terra 22. Helsinki: Helsingin yliopisto, Maatalousmetsätieteellinen tiedekunta, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. (Verkkodokumentti). Viitattu 20.2.2006. Ilmestynyt myös painettuna samannimisessä teoksessa s. 102-104. ISBN 952-10-2275-2. Saatavissa internetistä: <http://www.maapera.fi/Dokumentit/proterra22net.pdf>
- Rankinen, K., Tattari, S. & Rekolainen, S. 2001. Modelling of vegetative filter strips in catchment scale erosion control. *Agricultural and Food Science in Finland*. Vol 10. s. 99-112.
- Tattari, S., Bärlund, I., Rekolainen, S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H.-R. & Yli-Halla, M. 2001. Modeling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Transactions of the ASAE* 44(2): 297 - 307.
- Uusi-Kämppe, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. MTT:n julkaisu Sarja A 83. Jokioinen: MTT. 49 s. + 2 liites.
- Yli-Halla, M., Tattari, S., Bärlund, I., Tuhkanen, H.-R., Posch, M., Siimes, K. & Rekolainen, S. 2005. Simulating processes of soil phosphorus in geologically young acidic soils in Finland. *Transactions of the ASAE* 48(1): 101 – 108.

Liitteet

Liite 1 Icecream-mallin parametritaulukoita

Kasviparametrejä.

Parametri	Yksikkö	Kaura	Ohra	Nurmi
Kasvityyppi – <i>crop type</i>		Vilja, 1	Vilja, 1	Moniv. (nurmi), 2
Potentiaalinen sato – <i>Potential yield</i>	kg/m ²	1.0	1.0	4.0
Kasvin keskimääräinen kosteuspi-toisuus – <i>Average moisture content of the whole plant</i>		0.3	0.3	0.8
Termisen kasvukauden alkuläm-pötila – <i>Base temperature</i>	°C	5	5	5
Astepäiväluku kasvin kylvöstä kypsymiseen – <i>Growing degree days at maturity</i>	°C	1050	1050	1500
Kasville ominaisen kasvuyhtälön eksponentti – <i>Growth parameter</i>		2	2	1
Jäännösbioomassan ja sadon väli-nen suhde – <i>Residue mass / yield</i>		0.8	1.0	0.2
Astepäiväluku kasvin kylvöstä taimettumiseen – <i>Growing degree days for emergence</i>	°C	70	70	30
Lehtialaindeksin väheneminen korjuun jälkeen – <i>Fraction for LAI decline</i>		0.5	0.5	0.95
Lehtialaindeksin maksimiarvo – <i>Maximum LAI</i>		5	5	8
Kasvin peittävyyttä säätelevä vakio – <i>Canopy cover constant</i>		3	3	20
Kasvin maksimileveys – <i>Maximum canopy width</i>		0.26	0.26	0.20
Kasvin korkeutta säätelevä vakio – <i>Canopy height constant</i>		3	3	20
Juurten maksimisyyvyys – <i>Maximum root depth</i>	mm	1000	800	500

Juurten syvyysjakaumaa kuvaava parametri – <i>Shape parameter for root distribution</i>	0.6	0.7	0.9
Kasvin juuribiomassan ja maanpäällisen biomassan välinen suhde – <i>Root to shoot ratio</i>	0.2	0.2	1.0
Nurmen juurten maksimibiomassa – <i>Maximum root biomass for grass</i> kg/m ²	-	-	0.5
Hiili-typpe-suhde sadossa – <i>C:N ratio in yield biomass</i>	19	22	51
Typpe-fosfori-suhde sadossa – <i>N:P ratio in yield biomass</i>	5.3	4.7	8.0
Hiili-typpe-suhde maanpäällisessä kasvin osassa – <i>C:N ratio in above-ground biomass</i>	73	72	17
Typpe-fosfori-suhde maanpäällisessä kasvin osassa – <i>N:P ratio in above ground biomass</i>	5.6	5.7	8.0
Hiili-typpe-suhde maanalaisessa kasvin osassa – <i>C:N ratio in below-ground biomass</i>	73	72	71
Typpe-fosfori-suhde maanalaisessa kasvin osassa – <i>N:P ratio in below ground biomass</i>	5.6	5.0	5.6
Siemenrivin leveys – <i>Row width</i> m	0.125	0.125	0.100

Maaparametrejä.

Parametri	Yksikkö	Kerros 1	Kerros 2	Kerros 3	Kerros 4
Maakerrosten paksuus – <i>Thickness of the soil horizons</i>	mm	50	100	100	100
Maan erodoituvuuteen vaikuttava tekijä – <i>Soil erodibility factor</i>		0.24	-	-	-
Maan ominaispaino – <i>Soil specific gravity</i>	Kg dm ⁻³	1.15	1.30	1.40	1.40
Maan savipitoisuus – <i>Clay content of the soil</i>	m ³ m ⁻³	0.56	0.56	0.73	0.73
Maan hiekkapitoisuus – <i>Sand content of the soil</i>	m ³ m ⁻³	0.1	0.1	0.06	0.06
Maan orgaanisen aineen pitoisuus – <i>Organic matter content of the soil</i>	m ³ m ⁻³	0.05	0.05	0.05	0.05
Kyllästyneen maan vedenjohtavuus – <i>Saturated hydraulic conductivity</i>	mm h ⁻¹	100	100	1	1
Kenttäkapasiteetti – <i>Field capacity</i>	m ³ m ⁻³	0.40	0.45	0.45	0.45
Maan huokoisuus – <i>Soil porosity</i>	m ³ m ⁻³	0.55	0.50	0.50	0.50
Lakastumispiste – <i>Wilting point</i>	m ³ m ⁻³	0.30	0.35	0.35	0.35
pH		6.1	6.1	6.2	6.2

Liite 2 Icecream-mallin koodiin tehdyt muutokset

Routov.for, rivi 94 ->

Vanha versio: detinr = 0.

```
if (snow < 1.)
```

```
detinr = 0.21*ei*(sfa+0.014)*erod*crop*pract*extrain/runoff
```

Uusi versio: detinr = 0.

```
detinr = 0.21*ei*(sfa+0.014)*erod*crop*pract*extrain/runoff
```

Runoff.for, rivi 39

Vanha versio: data sia /0.2/

Uusi versio: data sia /0.5/

Sfrost.for, rivi 31 ->

Vanha versio: ets = 0.

```
do iceda2 = ndays/2+1,ndays
```

```
if (temp(iceda2) .ge. 0.) then
```

```
ets = 0.
```

```
CYCLE
```

```
endif
```

```
ets = ets-temp(iceda2)
```

```
if (ets .ge. ets2) goto 20
```

```
enddo
```

```
20 continue
```

```
return
```

```
end
```

Uusi versio: ets = 0.

```
i = 0.
```

```
do iceda2 = ndays/2+1, ndays !AMN teki tämän luupin
```

```
if (temp(iceda2) .le. 0) i = i+1
```

```
if (i .ge. 20) goto 20
```

```
enddo
```

```
20 continue
```

```
return
```

```
end
```

Snowam.for, rivi 31, lisäys:

```
real pvm
```

```
rivi 54 - 60
```

Vanha versio: reff = pliq

```
if (temp .gt. t0) then
```

```
xmelt = fmelt*(temp-t0)
```

```
if (xmelt .gt. snow) xmelt = snow
```

```
snow = snow-xmelt
```

```
reff = pliq+xmelt
```

```
endif
```

Uusi versio: reff = pliq

```
pvm = i
```

```
if (temp .gt. t0) then
```

```
xmelt = fmelt*(temp-t0)
if (pvm .le. 183)
&xmelt = ((pvm/183)*fmelt)*(temp-t0)
if (pvm .gt. 183.)
&xmelt = (((366-pvm)/183)*fmelt)*(temp-t0)
if (xmelt .gt. snow) xmelt = snow
snow = snow-xmelt
reff = pliq+xmelt
end if
```

Kasvilajiston monimuotoisuus ja maan fosforipitoisuus eri tavoin hoidetuilla suojavyöhykkeillä

Sanna Tarmi

Helsingin yliopisto, Soveltavan biologian laitos, Latokartanonkaari 5-7, 00014 Helsingin yliopisto, starmi@mappi.helsinki.fi

Tiivistelmä

Tutkimuksessa haluttiin selvittää suojavyöhykkeiden hoidon vaikutusta kasvilajiston monimuotoisuuteen ja maan fosforipitoisuuteen. Lisäksi selvitettiin maan fosforipitoisuuden ja kasvilajien määrän välistä riippuvuutta sekä fosforin kerrostuneisuutta maassa.

Tutkimuksessa oli mukana kaikkiaan 18 suojavyöhykettä Jokioisilta ja Ypäjältä. Niiden ikä vaihteli 2–22 vuoden välillä. Suojavyöhykkeitä oli hoidettu joko niittämällä tai laiduntamalla. Kasvustot oli yleensä perustettu kylvämällä vyöhykkeelle nurmisiemenseosta.

Suojavyöhykkeet ryhmiteltiin kolmeen ryhmään hoidon mukaan. Lajeja löytyi keskimäärin eniten kohteista, joita oli hoidettu useita vuosia laiduntamalla. Ryhmien väliset erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Lajimäärän ja maan fosforipitoisuuden välillä ei havaittu yhteyttä. Tämä johtunee siitä, että kaikki kohteista mitatut fosforipitoisuudet olivat melko korkeita. Sen vuoksi alhaisen fosforipitoisuuden ja korkean lajimäärän välistä suhdetta ei voitu osoittaa tässä tutkimuksessa.

Fosfori oli selvimmin kerrostunutta laidunnetuissa kohteissa. Myös pintamaan fosforipitoisuus oli näissä kohteissa korkeampi. Laitumille jää usein syömätöntä kasvillisuutta. Kasvillisuudesta liukenee fosforia maahan, mikä nostaa pintamaan fosforipitoisuutta. Kun suojavyöhyke niitetään ja biomassa kerätään pois, fosforia liukenee pintamaahan vähemmän.

Suojavyöhykkeiden yleisimmät lajit olivat voikukka, timotei, nurminata, juolavehna, nurmipuntarpää ja valkoapila. Lajisto tutkittiin aina 50 m²:n alalta. Pienin laskettu lajimäärä oli 10 lajia ja suurin 24 lajia. Pelto-ohdaketta esiintyi vain niukalti johtuen ilmeisesti kylvämällä perustamisesta sekä kohteiden hoitamisesta.

Avainsanat: suojavyöhykkeet, kasvilajit, monimuotoisuus, niitto, laiduntaminen, kasvillisuus, fosfori

Plant species diversity and soil phosphorus on differently managed buffer zones

Sanna Tarmi

University of Helsinki, Department of Applied Biology, Latokartanonkaari 5 (P.O. Box 27), FI-00014 University of Helsinki, Finland, starmi@mappi.helsinki.fi

Abstract

This study was focused on three research questions: 1. Does the management of the buffer zone effect on plant species diversity and the amount of phosphorus in the soil? 2. Is the low amount of soil phosphorus and high plant species diversity positively related? 3. Is soil phosphorus stratified in upper soil layers?

Altogether 18 buffer zones in Jokioinen and Ypäjä area were studied. Their age varied from 2 to 22 years. Depending on the studied buffer zone, management varied from no management to mowing and/or grazing. Vegetation of the buffer zones was most often established with hay dominant grassland seed mixture.

The buffer zones were grouped into three classes according to their management. The mean number of plant species was highest in the buffer zones that had been pastured at least several years. However, the difference was not significant between the groups. Neither positive nor negative relationship between species number and soil phosphorus were shown in this study. Probably the soil P was too high in all sites to show the expected result.

Phosphorus was most clearly stratified in the group of grazed buffer zones. The amount of phosphorus in the uppermost layer (0–2 cm) was highest in this group. This is probably due to plant biomass that remains in the buffer zones after grazing and releases phosphorus into the soil.

The most common species in studied buffer zones were *Taraxacum sp.*, *Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis*, and *Trifolium repens*. Species were studied from 50 m² area/buffer zone. The lowest number of species was 10 species/50 m² and highest 24 species/50 m². Perennial weed, *Cirsium arvense*, had low abundance and frequency. This is probably related to the establishment method by sowing hay seed mixtures and to the management by mowing and grazing.

Key words: buffer zones, vegetation, plant species, diversity, mowing, grazing, phosphorus

Johdanto

Suojavyöhykkeitä perustetaan pelloille ensisijaisesti vesiensuojelun edistämiseksi. Ne vähentävät pintaeroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Sen lisäksi suojavyöhykkeillä on arvioitu olevan myönteinen vaikutus peltoympäristön luonnonvaraisten eliöiden ja maiseman monimuotoisuuteen (BirdLife Suomi ry 2005, Hietala-Koivu 2003, Kuussaari ym. 2005, Tarmi & Helenius 2002, Tarmi ym. 2002).

Suojavyöhykkeet perustetaan useimmiten kylvämällä suojaviljaan tai vanhas-ta nurmesta. Vesiensuojelun kannalta heinä- ja nurmiseokset sopivat perus-tamiseen, koska tiheä kasvillisuus pidättää hyvin maa-ainesta. Kylvettävien heinälajien käytön on todettu vähentävän myös haitallisten rikkakasvien, kuten juolavehnan ja pelto-ohdakkeen, runsautta suojavyöhykkeillä (West ym.1997). Etenkin tiheästi mätästävät lajit, kuten koiranheinä, pystyvät kil-pailemaan juolavehnan kanssa (Marshall 1990). Lajimonimuotoisuuden kan-nalta olisi kuitenkin suositeltavaa käyttää heinien ohella myös paikallisia luonnonkasvilajeja.

Perustamistavasta riippumatta suojavyöhykkeitä on hoidettava, jotta vyöhyk-keelle kertyviä ravinteita saadaan pois. Liuenneen fosforin määrä vähenee, kun kasvusto niitetään ja korjataan (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Hoidon tai perustamistavan vaikutuksista suojavyöhykkeiden kasvilajistoon on hyvin vähän tietoa. Suojavyöhykkeet eroavat perinteisistä niityistä etenkin nuoren ikänsä ja usein hyvin ravinnerikkaan maan suhteen. Vyöhykkeet ovat tavalli-sesti vanhaa, aiemmin viljelykäytössä ollutta peltoalaa.

Vanhojen niittyjen hoidossa laiduntaminen on lajimonimuotoisuuden kannal-ta suotuisa hoitotoimenpide (mm. Smith & Rushton 1994, Pykälä 2001, Py-kälä 2005). Hoidon tulokseen vaikuttavat muun muassa laiduntamiseen käy-tetty eläinlaji ja laidunnuksen kesto. Myös niitto lisää lajien monimuotoisuut-ta, kun leikattu biomassa kerätään pois (mm. De Cauwer ym. 2005). Niitto ja poiskorjuu vähentävät ravinteita huomattavasti tehokkaammin kuin laidunnus (Marrs 1993).

Kasvilajien määrän on todettu olevan alhaisempi sellaisilla vanhoilla niityillä joiden maan fosforipitoisuus on korkea. Vaikka maan fosforipitoisuus on riippuvainen maan muista ominaisuuksista, se voi ennustaa melko hyvin kas-vilajien määrää niityillä (Janssens ym. 1997).

Tämän tutkimuksen päätavoitteena oli selvittää niiton ja laidunnuksen vaiku-tuksia suojavyöhykkeiden kasvilajiston monimuotoisuuteen ja maan fosfori-pitoisuuksiin. Lisäksi selvitettiin maan fosforipitoisuuden ja kasvilajien mo-nimuotoisuuden suhdetta.

Aineisto ja menetelmät

Kohteet

Tutkimuksessa oli mukana 18 pääasiassa kylvämällä perustettua, eri-ikäistä suojavaoähykettä Jokioisten ja Ypäjän alueilta (Taulukko 1). Vyöhykkeistä 10 oli perustettu kylvämällä nurmisiemenseosta suojaviljaan ja 6 kylvämällä nurmisiemenseosta ilman suojaviljaa. Vanhimmasta kohteesta ei ollut perustamistietoa saatavilla ja yhden kasvillisuus on saanut kehittyä luontaisesti. Vanhimmasta kohteesta tehtiin muista poiketen kaksi linjaa, koska sen sisäinen vaihtelu etenkin kosteusolojen suhteen oli huomattavaa. Tavallisimmat maalajit olivat hietasavi (N=8) ja savi (N=4) (Taulukko 1).

Suojavaoähykkeiden hoitotapa ja -intensiiteetti sekä ikä vaihtelivat. Kohteet luokiteltiin kolmeen ryhmään hoidon mukaan (Taulukko 1.). Ryhmään 1 kuului vain muutamana vuonna laidunnettuja tai niitettyjä sekä yksi hoitamaton suojavaoähyke. Ryhmään 2 kuului pääasiassa niitettyjä ja ryhmään 3 pääasiassa laidunnettuja suojavaoähykkeitä. Kussakin ryhmässä oli myös sisäistä vaihtelua hoidon ja muiden ominaisuuksien, kuten iän suhteen (Taulukko 1). Laiduneläin oli useimmiten hieho ja muutamassa tapauksessa hevonen. Kohteiden kaltevuus vaihteli, mutta jokaiseen ryhmään osui sekä tasaisia että kaltevampia kohteita.

Menetelmät

Kasvillisuus kartoitettiin perustamalla kullekin vyöhykkeelle 25 m pitkä ja 2 m leveä linja, josta eri kasvilajien peittävyys arvioitiin 9-luokkaisella asteikolla (1: <0,125 %, 2: 0,125–0,5 %, 3: 0,5–2 %, 4: 2–4 %, 5: 4–8 %, 6: 8–16 %, 7: 16–32%, 8: 32–64 %, 9 > 64 %). Kun suojavaoähykkeen leveys oli 25 m tai vähemmän, linja tehtiin vyöhykkeelle vinottain, jotta kaikista kohteista saatiin samansuuruinen ala. Lisäksi linjan pellon puoleinen pää jätettiin aina vähintään metrin päähän pellon reunasta, jotta pellon viljelytoimien vaikutukset kasvillisuuteen olisivat mahdollisimman vähäisiä.

Maanäytteet otettiin keräämällä maata 20 kairapistoa/linja (syvyys 20 cm) linjalta. Näytemaa sekoitettiin hyvin ja siitä otettiin tarvittava määrä analysointia varten. Maanäytteistä analysoitiin helppoliukoinen fosfori käyttäen hapanta ammonium asetaatti liuosta (Vuorinen & Mäkitie 1955). Lisäksi fosfori analysoitiin HAAC-EDTA uutolla (Läkanen & Erviö 1971). Fosforin kerrostuneisuutta selvitettiin keräämällä linjan keskiosasta näyte, joka jaettiin syvyysuunnassa kolmeen osaan: 0–2 cm, 2–5 cm ja 5–10 cm (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Kerrosnäytteiden fosfori analysoitiin hapanta ammonium asetaatti liuosta käyttämällä.

Taulukko 1. Tutkittujen suojavyöhykkeiden perustiedot.

Ryhmä	Perustamistapa	Maalaji	Hoitotapa ja määrä (v)				
			Leveys (m)	Ikä (v)	Laidun	Niitto ja korjuu	Niitto
1	Suojavilja (timotei, nurminata)	Savi	35	11	2	1	2
	Suojavilja (timotei, nurminata, puna-apila)	Hietasavi	10	11	2	1	2
	Suojavilja (timotei, puna-apila)	Hietasavi	25	9	2	0	0
	Suojavilja (timotei, nurminata)	Savi	15	7	1	1	2
	Suojavilja (timotei, nurminata)	Savi	15	2	2	0	0
	Suojavilja (timotei, nurminata)	.	20	2	2	0	0
	Kylvämätön kaista	.	10	10	0	0	0
2	Suojavilja (timotei, nurminata)	Savi	25	6	0	5	0
	Suojavilja (timotei, nurminata)	Liejusavi	25	12	0	2	0
	Suojavilja (timotei, nurminata, puna-apila)	Hieno hieta	30	12	1	2	2
	Timotei, nurminata, puna-apila	Hietasavi	15	10	0	3	2
	Timotei, nurminata, puna-apila	Hietasavi	15	10	0	3	2
	Suojavilja (timotei, nurminata, puna-apila)	Hietasavi	12	14	0	2	2
	Sänkikesanto	Hietasavi	15	9	0	2	2
3	Timotei, nurminata	Liejusavi	25	13	12	0	0
	Koiranheinä, timotei, nurminata, raiheinä	Hietasavi	35	10	6	0	0
	Koiranheinä, timotei, nurminata, raiheinä	Hietasavi	16	14	8	0	0
	Tieto puuttuu	.	40	22	22	0	0
	Tieto puuttuu	.	40	22	22	0	0

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Lajisto

Suojavyöhykkeillä yleisimmin tavattuja lajeja olivat voikukka, timotei, nurminata, juolavehnä, nurmipuntarpää ja valkoapila (Taulukko 2). Nurminata ja timotei olivat todennäköisesti peräisin käytetyistä kylvösiemenseoksista. Lajit, jotka löytyivät monelta suojavyöhykkeeltä, olivat yleensä myös melko runsaita. Melko monelta vyöhykkeeltä kartoitetun pelto-ohdakkeen keskimääräinen runsaus jäi kuitenkin alhaiseksi. Yleisimmistä lajeista voikukka, juolavehnä ja nurmipuntarpää ovat tyyppiä suosivia (Ellenberg 1991). Yleisimmin tavattu yksivuotinen laji oli nurmihärkki ja yleisin kaksivuotinen laji peltosaunio. Molempien esiintymät olivat aina niukkoja.

Taulukko 2. Suojavyöhykkeiden yleisimpien lajien esiintymistiheys ja keskimääräinen runsaus (mediaani) suojavyöhykkeillä 50 m² näytealoilta. Lajien nimet Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. (toim.) 1998) mukaan.

LAJI	FREKVENSSSI	MEDIAANI
Voikukka <i>Taraxacum</i> sp. Weber	19	5
Timotei <i>Phleum pratense</i> L.	17	7
Nurminata <i>Festuca pratensis</i> Huds.	16	6
Juolavehnä <i>Elymus repens</i> (L.) Gould	15	6
Nurmipuntarpää <i>Alopecurus pratensis</i> L.	15	5
Valkoapila <i>Trifolium repens</i> L.	15	4
Pelto-ohdake <i>Cirsium arvense</i> Mill.	15	2
Niittynurmikka <i>Poa pratensis</i> L.	14	3,5
Koiranputki <i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	14	2,5
Peltosaunio <i>Tripleurospermum inodorum</i> Sch. Bip.	14	1
Rönsyleinikki <i>Ranunculus repens</i> L.	13	3
Siankärsämö <i>Achillea millefolium</i> L.	11	1
Niittynätkelmä <i>Lathyrus pratensis</i> L.	9	2
Nurmihärkki <i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	9	1
Mesiangervo <i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	9	1
Koiranheinä <i>Dactylis glomerata</i> L.	8	4
Hiirenvirna <i>Vicia cracca</i> L.	7	2
Puna-apila <i>Trifolium pratense</i> L.	6	5,5
Ojakärsämö <i>Achillea ptarmica</i> L.	5	2
Karhunputki <i>Angelica sylvestris</i> L.	5	2
Päivänkakkara <i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	5	1
Alsikeapila <i>Trifolium hybridum</i> L.	4	5,5
Nurmirölli <i>Agrostis capillaris</i> L.	4	4
Ketohanhikki <i>Potentilla anserina</i> L.	4	3,5
Nokkonen <i>Urtica dioica</i> L.	4	3
Pillike <i>Galeopsis</i> sp.L.	4	1,5

Huomattava osa lajistosta löytyi vain muutamasta tai yhdestä kohteesta. Erityisesti yksivuotiset lajit kuuluivat pääasiassa tähän ryhmään. Niiden esiintyminen oli tavallisempaa laidunnetuissa kohteissa, joissa laiduneläimet luovat kasvillisuuteen aukkoja rikkomalla maan pintaa. Yksivuotiset, maan siemenpankissa säilyneet lajit itävät helposti näissä aukoissa. Tällaisia lajeja olivat esimerkiksi peltotelmikki, pihatahtimö ja pelto-orvokki.

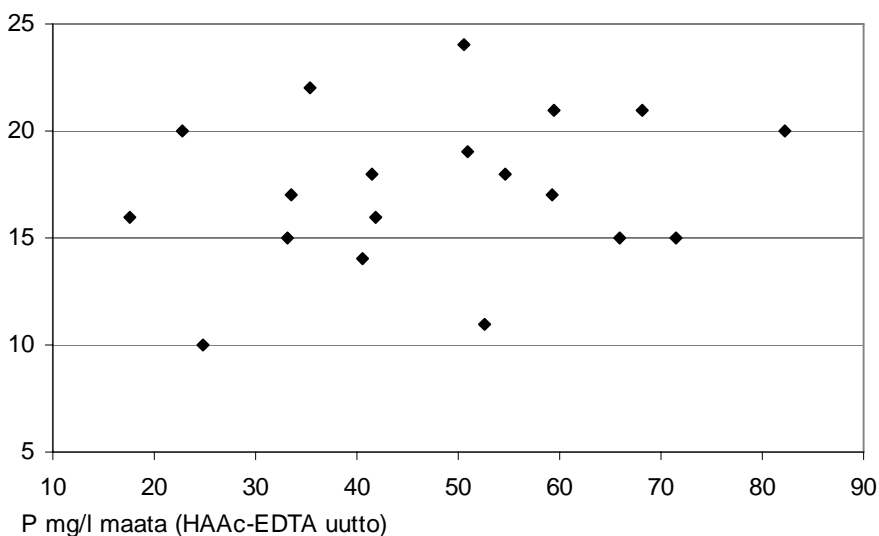
Pienin tutkitulla suojavyöhykkeellä havaittu lajimäärä oli 10 lajia/50 m² ja suurin 24 lajia/50 m². Pienimmän lajimäärän kohde kuului vähiten hoidettujen kohteiden ryhmään. Suurimman lajimäärän kohde taas kuului laidunnettujen kohteiden ryhmään. Lajimäärän keskiarvo oli alhaisin vähiten hoidettujen kohteiden ryhmässä ja korkein pääasiassa laidunnettujen kohteiden ryhmässä (Taulukko 3). Lajimäärien keskiarvot eivät kuitenkaan eronneet ryhmien välillä tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 3, Kruskal-Wallis chi-sq 3.21, df = 2, p < 0.2).

Taulukko 3. Kasvilajien määrä eri tavoin hoidetuilla suojavyyhykkeillä.

RYHMÄ	Mean	s.e.	Min	Max
1	15,4	1,6	10	22
2	17,7	1	14	21
3	19,4	1,4	17	24

Korkean lajimäärän ja alhaisen fosforipitoisuuden välillä ei havaittu yhteyttä (Kuva 1) toisin kuin Janssens ym. (1998) osoittivat niittykasvillisuuden suhteen. Tämä johtunee ainakin siitä, että nyt tutkituissa kohteissa maan fosforipitoisuus oli yleisesti ottaen korkea eli alhaisia fosforipitoisuuksia ei ollut aineistossa mukana.

Kasvilajien määrä/linja



Kuva 1. Lajimäärän ja maan fosforipitoisuuden suhde suojavyyhykkeillä. Lajimäärä on laskettu 50 m²:n linjalta. Fosfori on määritetty samalta alalta kerätystä näytteestä.

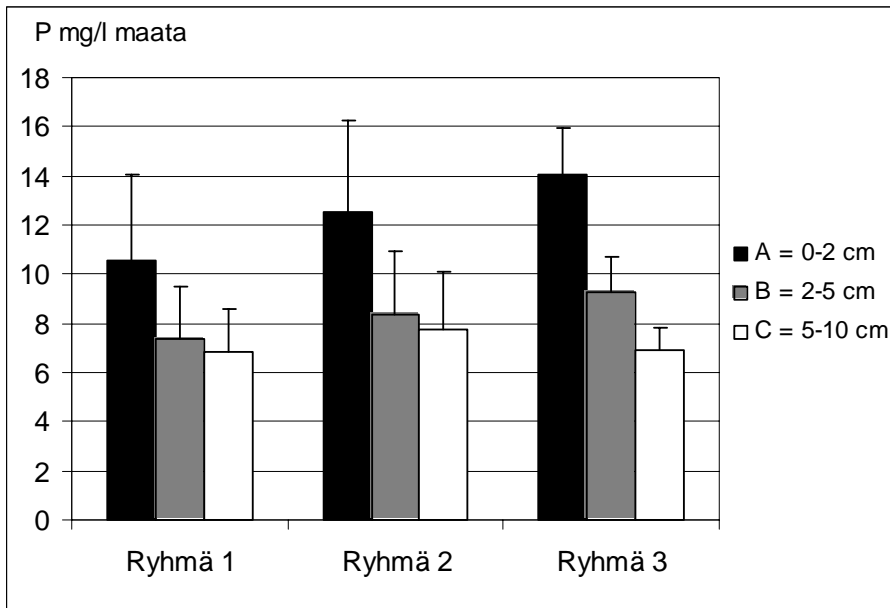
Maan fosforipitoisuus

Fosforipitoisuus oli alhaisin ryhmässä 1, mutta ero ei ollut merkitsevä (Kruskall-Wallis, chi-sq. 2.9, df 2, p > 0.24, Taulukko 4).

Taulukko 4. Maan fosforipitoisuus eri tavoilla hoidetuilla suojavyyhykkeillä.

Ryhmä	P	
	KA (min-max)	S.E.
1	6,3 (3,6-9,6)	0,9
2	8,4 (4,8-13,3)	1,0
3	8,0 (4,9-10,5)	1,0

Fosforin kerrostuneisuus oli selvintä ryhmässä 3. Sen ylemmissä kerroksissa oli enemmän fosforia kuin muiden ryhmien vastaavissa kerroksissa (Kuva 2). Tämä voi olla seurausta siitä, että laidunnetuissa kohteissa kasvimassaa jää kohteisiin vuosittain enemmän kuin kohteissa, joissa kasvillisuus on niitetty ja korjattu (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Erot ryhmien välillä tietyn kerroksen fosforipitoisuutta tarkasteltaessa eivät olleet merkitseviä. Tulokset olivat kaikkien ryhmien osalta samankaltaisia kuin kokeellisesta suojakaistatutkimuksesta luonnonkasvikaistoilta saadut tulokset (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000), joissa maan pintakerroksessa (0–2 cm) havaittiin selvästi enemmän fosforia kuin alemmissa kerroksissa.



Kuva 2. Helppoliukoisen fosforin määrä (mg/l maata, hapan ammoniumasetaattiliuos) suojavyöhykkeillä maan eri kerroksissa (A, B ja C). Ryhmittely perustuu suojavyöhykkeiden hoitoon (Ryhmä 1 = vähiten hoidetut, Ryhmä 2 = niitetyt, Ryhmä 3 = laidunnetut, tarkempi selostus menetelmissä, kohta 1.1).

Perustamistapa

Suurin osa tutkituista kohteista oli perustettu kylvämällä. Tällä oli todennäköisesti vaikutusta tuloksiin etenkin uudempien kohteiden lajistoa tarkasteltaessa. Jos perustamiskylvö on onnistunut, kylvölajit ovat lajistossa vallitsevia ensimmäisinä vuosina. Vanhemmassa kasvustossa alkaa esiintyä yhä enemmän luonnonkasveja. Nurmisiemenseoksen käyttö suojavyöhykkeen perustamisessa voi vähentää lajiston monimuotoisuutta ainakin aluksi. Toisaalta sen käyttö voi olla perusteltua kasvupaikoilla, joissa kestorikkakasvit ovat ongelmana.

Tutkimuksessa oli mukana yksi kylvämättä perustettu ja hoitamaton kohde. Sen kasvillisuus oli hyvin rehevää ja korkeaa. Koiranputki oli huomattavan runsas tässä kohteessa.

Tutkimuksen pisimpään hoidetut, lähinnä laidunnetut, kohteet olivat myös vanhimpia. Hoidon ja iän vaikutuksia on tässä tutkimuksessa lähes mahdotonta erottaa toisistaan. Pitkäkestoisen laidunnuksen positiivisista vaikutuksista lajimonimuotoisuuteen on saatu kuitenkin paljon tuloksia etenkin perinteisillä laidunnii-tyillä (mm. Pykälä 2001, Pykälä 2004, Wahlman & Milberg 2002).

Kasvinsuojeluaineiden ruiskutuksiin liittyvien kulkeumien haittavaikutuksia pel- lon reuna-alueiden kasvillisuuteen pidetään vähäisempänä kuin pellolta tulevien lannoitteiden haitallisia vaikutuksia (Kleijn & Snoei- jing 1997). Tässä tutkimuk- sessa mahdollisten kulkeumien vaikutusta pyrittiin vähentämään perustamalla tutkimuslinjat aina vähintään metrin päähän pellon reunasta.

Yhteenveto

Suojavyöhykkeiden hoidolla näyttää olevan positiivinen vaikutus kasvilajiston monimuotoisuuteen. Myös suojavyöhykkeiden perustamistapa ja ikä voivat vai- kuttaa kasvilajistoon. Maan kokonaisfosforipitoisuus ei eronnut hoitoryhmien välillä. Sen sijaan fosforin kerrostuneisuus oli selkeintä ja pintafosforin määrä korkein laidunnetuissa kohteissa. Tulokset ovat suuntaa antavia. Jatkossa tutki- muksia tulee vielä tarkentaa, jotta eri tekijöiden merkitykset voidaan erottaa pa- remmin toisistaan.

Jos suojavyöhykkeitä perustetaan jatkossa tavoitteiden mukaisesti, tulee niiden hoitoakin edelleen kehittää. Tällä hetkellä suojavyöhykepinta-ala on huomattavasti alempi kuin tavoitteiden mukainen määrä.

Kirjallisuus

- BirdLife Suomi ry 2005. Viljelmien siipiveikot – neuvoja lintujen tunnistamiseksi ja auttamiseksi. 36 s.
- De Cauwer, B., Reheul, D., D'hooghe, K., Nijs, I. & Milbau, A. 2005. Evolution of the vegetation over their first 3 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 87-96.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Dull, R., Volkmar, W., Werner, W. & Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Hietala-Koivu, R. 2003. Lost field margins. A study of landscape change in four case areas in Finland between 1954-1998. *Turun yliopiston julkaisuja. Sarja AII, osa 165.* 81 s.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: Retkeilykasvio. 4. painos. Helsinki: Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo. 656 s.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F. & Oomes, M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Kleijn, D. & Snoeiijing, G.I.J. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413-1425.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. Mytvas-seurantatutkimus 2000-2003. *Suomen Ympäristö* 709: 30-43.
- Läkanen, E. & Erviö, R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agraria Fennica* 123: 223-232.
- Marshall, E.J.P. 1990. Interference between sown grasses and the growth of rhizome of *Elymus repens* (couch grass). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 33: 11-22.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495. 205 s.
- Pykälä, J. 2004. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175: 217-226.

- Smith, R.S. & Rushton, S.P. 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology* 31: 13-24.
- Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasviyhteisöjen monimuotoisuus. Helsingin yliopisto. Soveltavan biologian laitos. Julkaisu n:o 9. 35 s + 6 liitettä.
- Tarmi, S., Tuuri, H. & Helenius, J. 2002. Plant communities of field boundaries in Finnish farmland. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 121-135.
- Uusi-Kämppeä, J. & Kilpinen 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 83. Jokioinen. Maatalouden tutkimuskeskus. 49 s. + 2 liitettä.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agroecological publications* 63: 1-44.
- Wahlman, H. & Milberg, P. 2002. Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 39: 159-166.
- West, T.M., Marshall, E.J.P. & Arnold, G.M. 1997. Can sown field boundary strips reduce the ingress of aggressive field margin weeds? *Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference. Weeds* 4: 985-990.

Suojavyöhykkeiden hoitomenetelmät ja työnmenekki

Reetta Palva ja Mika Peltonen

Työtehoseura, maatalousosasto, PL 13, 05201 Rajamäki, reetta.palva@tts.fi

Tiivistelmä

Suojavyöhykkeiden kasvusto voidaan korjata samoilla menetelmillä, joita käytetään nurmirehun korjuussa. Tavallisimmin kysymykseen tulevat paalaus pyöröpaalaimella ja korjuu niittosilppurilla. Suojavyöhykkeiden hoitoon kuluva aikaa ei voida kuitenkaan laskea suoraan nurmirehun korjuun työnmenekkitiedoista.

Ero tavanomaisen rehunkorjuun työnmenekkiin on suurin niittosilppurilla tehtävässä suojavyöhykkeen korjuussa. Kuormaukseen kuuluu suojavyöhykkeellä noin kaksi kertaa enemmän työaikaa hehtaaria kohti kuin peltotyössä. Pyöröpaalauksen työnmenekki on niittosilppurilla tehtävää korjuuta pienempi, ja pitkällä suojavyöhykkeillä voidaan päästä jopa peltotyötä pienempään työnmenekkiin. Suojavyöhykkeen aitaamisen työnmenekki erillisenä lohkona on pitkänomaisen muodon vuoksi huomattavasti suurempi kuin pinta-alaltaan samankokoisen standardinmuotoisen peruslohkon. Kevytpylväitä käyttämällä aitaaminen on puupylväillä rakentamista nopeampaa.

Työaikalaskelmat on laadittu tasalevyiselle kaistalle, mutta käytännössä suojavyöhykkeen leveys saattaa vaihdella paljonkin maastonmuotojen mukaan. Koneellisessa korjuussa työhön kuluva aika voi siten olla olosuhteista johtuen suurempi kuin esitetyissä laskelmissa. Käännösten suuri määrä hankaloittaa erityisesti niittosilppuriyhdistelmän käyttöä. Toisaalta suojavyöhykkeen avulla voi olla mahdollista vähentää peltoviljelyn työnmenekkiä, jos samalla pystytään parantamaan viljeltävän peltokuvion muotoa työteknisesti edullisemmaksi.

Suojavyöhykkeiden hoito sopii hyvin teetettäväksi urakoitsijalla. Jos suojavyöhykkeitä on alueella useilla viljelijöillä, niiden hoidosta urakoitsijan kanssa kannattaisi sopia yhteisesti, jotta työ voitaisiin tehdä mahdollisimman tehokkaasti ja edullisesti.

Avainsanat: suojavyöhykkeet, hoito, työmenetelmät, työnmenekki, koneellinen korjuu, paalaus

Management methods for buffer zones and work requirement

Reetta Palva and Mika Peltonen

TTS Institute, Department of Agriculture, PL 13, FI-05201 Rajamäki, Finland,
reetta.palva@tts.fi

Abstract

Management of agricultural buffer zones is more time consuming compared to fieldwork. Although the same machines can be used, working on narrow, curving slopes is slower than driving straight lines. The time spent on two management practises, mowing and baling, and harvesting with a field chopper, was studied and compared to the field working time.

Harvesting buffer zones with a field chopper takes twice as much time per hectare compared to field harvesting. The driving speed is slower, turning times are greater, and the actual working width is less, because on a curving and possibly craggy surface it is difficult to maintain an even working width. Similarly, mowing is also somewhat slower in buffer zones. As for baling, there is little difference between the two times. The working width is smaller because of the mowing width, but the harvested mass and, thus, the number of bales is smaller in buffer zones compared to silage making. Wrapping and dropping the bales takes less time. The greater yield in fieldwork also slows down the driving speed, and, therefore, there is little difference in driving speed compared to buffer zones.

The time used for preparation and transitions between the fields is very important in small tasks. The time taken to mow and bale four buffer zone strips was calculated as an example, and preparations and transitions comprised 37% of the total working time. To arrange the management of buffer zones efficiently and cost effectively, co-operation between local farmers would be advantageous, either working on one's own or hiring a contractor.

Key words: buffer zones, management, work standards, mechanical harvesting, baling

Johdanto

Kasvillisuuden poistamista suojavyöhykkeeltä säännöllisesti pidetään tärkeänä ravinnepäästöjen vähentämisessä. Suojavyöhykkeiden kasvusto voidaan korjata samoilla menetelmillä, joita käytetään nurmirehun korjuussa. Tavallisimmin kysymykseen tulevat paalaus pyöröpaalaimella ja korjuu niittosilppurilla.

Suojavyöhykkeiden hoitoon kuluva aikaa ei voida laskea suoraan nurmirehun korjuun työnmenekkitiedoista. Vaikka korjuuseen voidaan käyttää samoja koneita, suojakaistan kapeus, mutkaisuus, maanpinnan kaltevuus ja epätaisuus hidastavat työtä. Suojavyöhykkeellä joudutaan ajamaan hitaammin, tehollinen työleveys jää kapeammaksi ja käännökset ovat hankalampia etenkin, jos viljellyn pellon puolella on kasvusto. Suojavyöhykkeen leveyden vaihtelu muodostaa kiiloja, jotka joudutaan ajamaan erikseen. Lisäksi suojakaistat muodostavat yleensä pinta-alaltaan melko pieniä alueita, jolloin siirtoamatkojen ja valmistelutöiden osuus työajasta muodostuu suureksi.

Aineisto ja menetelmät

Suojavyöhykkeiden koneellisen korjuun työnmenekkejä selvitettiin kesällä 2002 Helsingin kaupungin omistamalla Haltialan tilalla. Hoitomenetelminä tutkittiin pyöröpaalautusta ja niittosilppurikorjuuta. Koneellisten korjuumenetelmien lisäksi selvitettiin suojavyöhykkeen laiduntamisen työnmenekkiä aitaamisen osalta. Suojavyöhykkeen aitaamisen työnmenekkiä tutkittiin MTT:n Jokioisten maatilalla vuonna 2002. Vuonna 2004 laidunaitojen rakentamistyötä tutkittiin lehmien laiduntamisen työnmenekkiä selvittävässä hankkeessa.

Työntutkimustulosten perusteella laskettiin suoritusajan työnmenekit työvaiheittain 15 metriä leveälle ja 200 tai 500 metriä pitkälle vyöhykkeelle. Työnmenekit laskettiin myös hehtaaria kohti, jolloin ne ovat verrattavissa rehunkorjuun työnmenekkeihin. Tavanomaisen rehunkorjuun työnmenekit on laskettu kahden hehtaarin peltolohkolle. Kaikki työajat on laskettu yhden henkilön työketjulle. Lisäksi laskettiin työketjuesimerkki kokonaistyönmenekistä, kun hoidettavana on kaksi 200 metrin ja kaksi 500 metrin pituista suojavyöhykettä.

Työaikalaskelmat laadittiin seuraaville työketjuille.

Pyöröpaalausmenetelmä

Kasvusto kaadetaan työleveydeltään 2,4 metrin niittomurskaimella. Heinän annetaan kuivahtaa karholla, ja korjuu tapahtuu pyöröpaalaimella. Heinän niitto- ja paalaustyö sisältää suojakaistalla tapahtuvat aloittelut ja lopettelut (mm. työkoneen kuntoon laitto).

Heinäpaalit kuormataan perävaunuun etukuormaajan paalipihdillä. Kuormaus sisältää perävaunun irrotuksen, paalien kuormauksen ja perävaunun kiinnityksen traktoriin. Kuljetusmatka on 500 metriä yhteen suuntaan. Paalit siirretään paalipihdeillä perävaunusta ulkovarastoon. Paalien siirto sisältää myös perävaunun irrotuksen ja kiinnityksen.

Niittosilppurimenetelmä

Heinä kuormataan suoraan kasvustosta työleveydeltään 1,5 metrin niittosilppurilla suoraan traktorin perässä hinattavaan perävaunuun. Työaikoihin on laskettu varsinaisen kuormauksen lisäksi 10 % tyhjääjolisä, koska perävaunu ei täyty aina täsmällisesti suojavyöhykkeen päässä, vaan myös kesken työriivin. Heinän kuormaus sisältää myös aloittelu- ja lopettelutyöt lohkona.

Kuljetus tapahtuu toisella traktorilla. Suojakaistalla perävaunu irrotetaan silppuritraktorista ja kiinnitetään kuljetustraktoriin. Käytössä on yksi perävaunu. Kuljetusmatka on 500 metriä yhteen suuntaan. Heinä kipataan perävaunusta ulkovarastoon.

Aitaaminen

Aitauksessa käytetään kevyteristepylväitä tai puupylväitä ja johtimena rautalankaa. Aitaamiseen osallistuu kaksi henkilöä. Aitaustyö sisältää päätyön lisäksi suojakaistalla tehtävät aloittelu- ja lopettelutyöt. Laskelmassa sähköaita tehdään koko suojavyöhykkeen ympärille, myös vyöhykkeen rantaosalle.

Koneellisen korjuun työketjujen lähtökohtina käytettiin seuraavia arvoja: suojavyöhykkeeltä korjattava hehtaarisato esikuivattuna (paalaus) 4500 kg/ha ja tuorekorjuuna (niittosilppurilla) 5600 kg/ha, pyöröpaalin paino 450 kg/kpl ja irtoheinän korjuun kuormakoko 1900 kg.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Koneelliset korjuumenetelmät

Suojavyöhykkeiden korjuun työnmenekit on esitetty taulukossa 1. Samojen menetelmien peltotyön työnmenekit on esitetty taulukossa 2. Ero tavanomaisen rehunkorjuun työnmenekkiin on suurin niittosilppurilla tehtävässä suojavyöhykkeen korjuussa. Kuormaukseen kuluu suojavyöhykkeellä noin kaksi kertaa enemmän työaikaa hehtaaria kohti kuin peltotyössä. Pienemmän ajonopeuden ja suurempien käännösaikojen lisäksi työnmenekkiä kasvattaa pienempi käytännön työleveys, vaikka koneen työleveys on sama. Mutkaisella ja mahdollisesti epätasaisella ajolinjalla on vaikea noudattaa tasaista työleveyttä. Samoista tekijöistä johtuen suojavyöhykkeen niiton työnmenekki on suurempi kuin säännöllisellä peltolohkolla tapahtuva niitto.

Paalauksen osalta eroa rehunkorjuun työnmenekkiin ei sen sijaan juuri ole (pidemmällä kaistalla jopa pienempi). Ajonopeus suojavyöhykettä paalattaessa oli yhtä suuri kuin rehunkorjuun laskelmissa käytetty aika. Niitosta aiheutunut kapeampi työleveys pienentää työntuotosta, mutta sen vaikutus korvautuu pienemmällä sadon määrällä. Hehtaarille tulee vähemmän paaleja, jolloin myös niiden sitominen ja pudottaminen vie vähemmän aikaa.

Kasvuston korjuuseen kuluu 200 metrin pituisella suojavyöhykkeellä vajaa viidesosa enemmän aikaa silppurimenetelmällä kuin paalaamalla, vaikka niittosilppuria käytettäessä työvaiheita on vähemmän. Ero johtuu pääosin niittosilppurin pienemmästä työleveydestä ja ajonopeudesta. Myös käännökset suojavyöhykkeen päissä ovat vähän hitaampia silppuriyhdistelmällä. Pidemmällä kaistalla, jossa käännösaikojen osuus kokonaisuudesta on pienempi, paalauksen etu pienenee.

Laskelmat on tehty tasalevyiselle kaistalle, mutta käytännössä suojavyöhykkeen leveys saattaa vaihdella paljonkin maastonmuotojen mukaan. Suojavyöhykkeellä voi myös olla puita ja pensaita tai muita esteitä. Työhön kuluva aika voi siten olla olosuhteista johtuen suurempi kuin tässä esitetyissä laskelmissa. Muuta kaistaa leveämpien osuuksien määrä lisää työnmenekkiä, koska käännösten osuus työajasta kasvaa. Käännösten suuri määrä hankaloittaa erityisesti niittosilppuriyhdistelmän käyttöä. Hoitoon kuluva työnmenekkiä ajatellen suojavyöhykkeestä kannattaakin tehdä mahdollisimman tasalevyinen. Toisaalta suojavyöhykkeen avulla voi olla mahdollista vähentää peltoviljelyn työnmenekkiä, jos samalla pystytään parantamaan viljeltävän peltokuvion muotoa työteknisesti edullisemmaksi.

Monilla karjatiloilta nurmirehu korjataan tarkkuussilppurilla, ja sitä voidaan käyttää myös suojavyöhykkeiden kasvuston korjaamiseen. Työnmenekki on suurempi kuin niittosilppurikorjuussa, vaikka tarkkuussilppurin työleveys on

suurempi, koska kasvusto on ensin niitettävä erikseen. Tarkkuussilppuri on kela- tai kaksoissilppuria kalliimpi kone, joten sitä ei kannata käyttää, jos on olemassa riski sen vaurioitumisesta (esim. kivet, kannot).

Taulukko 1. Suojavyöhykkeiden (leveys 15 m, pituus 200 ja 500 metriä) eri hoitomenetelmien työnmenekit työvaiheittain. Ajat on ilmoitettu henkilötyöminuutteina.

Työmenetelmä	Suojakaista 15 x 200 m; 0,3 ha			Suojakaista 15 x 500 m; 0,75 ha		
	min/kaista	min/100 m	min/ha	min/kaista	min/100 m	min/ha
Pyöröpaalaus						
Niitto (5,5 km/h)	21	11	71	47	9	62
Paalaus (5,0 km/h)	27	13	89	57	11	75
Kuljetus	17	8	56	45	9	60
Yhteensä			216			198
Niittosilppuri						
Kuormaus (4,0 km/h)	63	31	209	129	26	172
Kuljetus	15	8	51	38	8	51
Yhteensä	78		260			223
Aitaaminen						
Aidattava matka (m)	430			1030		
Aitaustyö kevytpylväin	146	73	486	305	61	407
Aitaustyö puupylväin	376	188	1253	876	175	1168

Aitaaminen

Taulukossa 1 on esitetty aitaamisen työnmenekki kevyillä, siirrettävillä aita-pylväillä sekä puupylväillä tehtynä. Aidan rakentamisen työnmenekki on huomattavasti suurempi puupylväitä käytettäessä kuin kevytpylväillä rakennettuna. Suojavyöhykkeen pitkänomaisen muodon vuoksi työajat hehtaaria kohti laskettuna ovat moninkertaiset verrattuna standardiaikojen laskennassa käytettävään kahden hehtaarin peruslohkon. Aikoihin ei sisälly sähkön johtamiseen vyöhykkeelle liittyvää työtä. Aitaamisen työnmenekki voi lisäksi vaihdella huomattavasti maastonmuotojen mukaan. Perustettua aita voidaan yleensä käyttää useita vuosia, jolloin seuraavina vuosina työ on aidan tarkastusta ja kunnostusta.

Aidan rakentaminen on vain osa laiduntamisesta aiheutuvaa työtä. Eläinten kuljetuksesta, valvonnasta, aidan kunnossapidosta ja juomaveden järjestämisestä aiheutuvasta työstä on vaikea tehdä edes suuntaa-antavia arvioita, sillä töihin kuluva aika voi vaihdella tilan olosuhteista ja menettelytavoista riippuen hyvinkin paljon.

Taulukko 2. Pellolla tehtävän tavanomaisen rehunkorjuun ja aitaamisen työnmenekki. Peruslohko on muodoltaan 100 x 200 metriä, pinta-ala kaksi hehtaaria.

Työmenetelmä	min/ha
Rehunkorjuun peltotyöaika	
Niitto (8,0 km/h)	51
Pyöröpaalaus (5,0 km/h)	89
Kuormaus niittosilppuri (6,0 km/h)	97
Aitaaminen	
Kevytpylväin	88
Puupylväin	259

Kokonaistyönmenekki

Koska suojavyöhykelohkojen pinta-alat ovat peltoviljelyyn verrattuna yleensä suhteellisen pieniä, yleensä alle hehtaarin, niiden hoitoa on syytä tarkastella myös kokonaistyöaikalaskelman avulla. Valmisteluajkojen (työkoneiden kiinnitys ja huolto ym.) ja siirtymisaikojen osuus työhön käytetystä kokonaistyöajasta muodostuu helposti suureksi.

Oheisessa esimerkkilaskelmassa (taulukko 3) on kahden 200 ja kahden 500 metrin pituisen suojavyöhykkeen niiton ja paalauksen kokonaistyönmenekki, johon suoritustyöaikojen lisäksi on sisällytetty valmisteluajat ja lohkolle siirtymiset. Siirtymämatka pellolle on viisi kilometriä ja matkaa eri suojavyöhykkeiden välillä on 200 metriä. Paalien kuljetus pois pellolta ei ole mukana laskelmassa. Kokonaistyöajaksi muodostuu kahdeksan tuntia, josta valmistelu- ja siirtymäaikojen osuus on 37 %.

Johtopäätökset

Suojavyöhyke kannattaa perustaa huolellisesti, jotta työskentely koneilla sujuu nopeasti. Tasaisella alustalla voidaan käyttää suurempia ajonopeuksia, eikä koneiden rikkoutumisesta ei ole vaaraa, kun kivet on poistettu. Keväisin alueet on syytä tarkistaa tulvavesien laskettua. Hyvin perustetullakin suojavyöhykkeellä kasvuston korjaaminen on yleensä kuitenkin hieman hitaampaa kuin rehunkorjuu normaalilla peltolohkolla. Pyöröpaalauksen työnmenekki on niittosilppurilla tehtävää korjuuta pienempi, ja pitkillä suojavyöhykkeillä voidaan päästä jopa peltotyötä pienempään työnmenekkiin. Tasaisella suojavyöhykkeellä paalaimen ajonopeus olla yhtä suuri kuin peltotyössä, jossa paalauksen ajonopeutta rajoittaa paalaimen kapasiteetti. Pitkillä ajolinjoilla käänköksiä tulee vähemmän, ja korjuutyö on melko joutuisaa.

Taulukko 3. Esimerkilaskelma pyöröpaalauksen kokonaistyönmenekistä neljällä erillisellä suojavyöhykkeellä (kaksi vyöhykettä 15 x 200 metriä ja kaksi vyöhykettä 15 x 500 metriä).

Työvaihe	Työaika
Valmistelutyöt	
Huolto	
- traktori	15 min/pv
- niittomurskain	10 min/pv
- paalain	15 min/pv
Työkuntoon laitto	
- niittomurskain	15 min/pv
- paalain	15 min/pv
Yhteensä	70 min/pv
Siirtymiset tilalle	
- 4x5 km	80 min/pv
Siirtymiset tilalla	
- taluskeskuksen ja peltojen välillä	28 min/pv
Niitto	
- 200x15 m lohko, 2 kpl	43 min yht.
- 500x15 m lohko, 2 kpl	93 min yht.
Yhteensä	136 min yht.
Paalaus	
- 200x15 m lohko, 2 kpl	53 min yht.
- 500x15 m lohko, 2 kpl	113 min yht.
Yhteensä	166 min yht.
Työaika yhteensä	480 min

Omia koneita suojavyöhykkeiden hoitoon ei aina ole, eikä niiden hankinta ainoastaan suojavyöhykkeiden hoitamista varten useinkaan ole taloudellisesti kannattavaa. Koneiden puuttumisen ohella ajan puute voi olla hoidon esteenä. Suojavyöhykkeiden hoito sopii hyvin teetetäväksi urakoitsijalla, jolla on esimerkiksi pyöröpaalain ja niittokone. Koska niiton ajankohtaa ei ole tarkkaan määritetty, urakoitsija voi sovittaa sen kiireettömään aikaan rehunkorjuusesonkien väliin. Urakoitsijan on veloitettava myös työhön kuluvalta valmisteluajalta saadakseen työlleen riittävän korvauksen. Jos suojavyöhykkeitä on alueella useilla viljelijöillä, niiden hoidosta urakoitsijan kanssa kannattaisi sopia yhteisesti, jotta työ voitaisiin tehdä mahdollisimman tehokkaasti ja edullisesti.

Kirjallisuus

Laine, A. ja Peltonen, M. 1992. Maatalouden työnormit – nurmiviljelyn työnormit, säilörehun korjuutyöt. Työtehoseuran tiedotteita 411. 8 s.

Palva, R. 2002. Suojavyöhykkeiden hoito. Työtehoseuran tiedotteita 555. 6 s.

Palva, R. 2005. Lehmien laiduntamisen työnmenekki. Työtehoseuran tiedotteita 580. 8. s.

Suojakaistat ja maatalouden ympäristöpolitiikka

Jussi Lankoski¹⁾ ja Markku Ollikainen²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Taloustutkimus, Luutnantintie 13, 00410 Helsinki, jussi.lankoski@mtt.fi

²⁾ Helsingin yliopisto, taloustieteen laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, markku.ollikainen@helsinki.fi

Tiivistelmä

Tutkimme suojakaistojen käyttöön liittyviä yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia. Vertaamme toisiinsa kolmea politiikkavaihtoehtoa: (i) yhteiskunta ei ohjaa viljelijöitä ympäristönsuojeluun (markkinaratkaisu), (ii) Suomen maatalouden nykyinen ympäristöpolitiikka, ja (iii) yhteiskunnallisesti optimaalinen politiikka. Empiirisen analyysin mukaan nykyinen perustoimenpiteiden tuki lannoiterajoitteen ja suojakaistanormin yhdistelmänä tulee suhteellisen lähelle yhteiskunnan optimia, joskin suojakaista on keskimäärin vain puolet optimileveydestä ja lannoiterajoite on kevätkuiväälle ja ohralle optimia tiukempi. Analyysi osoittaa myös, että tuotantokasveille kohdennetut pinta-alamuutokset luovat kannustinongelman leveämpien suojakaistojen perustamiselle. Pinta-alamuutoksiin tulisi yhdistää ympäristölliset ehdot, erityisesti vaatimus nykyistä leveämpien suojakaistojen perustamisesta vesistön varteen sekä pellonpiennarten ja pellon ja metsän välisten reunavyöhykkeiden leventämisestä biologisen monimuotoisuuden edistämiseksi.

Avainsanat: biologinen monimuotoisuus, lannoitteet, rajoitukset, politiikka, vesistöt, ympäristönsuojelu

Buffer strips and agri-environmental policy

Jussi Lankoski¹⁾ and Markku Ollikainen²⁾

¹⁾MTT Agrifood Research Finland, Economic Research, Luutnantintie 13, FI-00410 Helsinki, Finland, jussi.lankoski@mtt.fi

²⁾ Department of Economics and Management, P.O. Box 27, FI-00014, University of Helsinki, Finland., markku.ollikainen@helsinki.fi

Abstract

This article develops a theoretical framework for analyzing the social costs and benefits of buffer strip establishment. An empirical simulation model is used to estimate the magnitude of these costs and benefits under conditions characteristic of southern Finland. The model indicates that the current agri-environmental payment program with mandatory buffer strips and fertilizer use restrictions comes close to the social optimum. Small inefficiencies arise from the fact that the mandatory buffer requirement of the current program is only half of the socially optimal size, and fertilizer use restrictions for most crops are more stringent than those required by the social optimum.

Key words: agri-environmental policy, buffer strips, nutrient runoff, species richness

Johdanto

Kun Suomi vuonna 1995 liittyi Euroopan unionin (EU) jäseneksi, muuttui Suomen maatalouspolitiikka merkittävästi. EU:n yhteinen maatalouspolitiikka (CAP) ja siihen liittyvä maatalouden ympäristöpolitiikka ulotettiin Suomeen. Suomessa on ollut EU:n jäsenmailtaan edellyttämä maatalouden ympäristötukijärjestelmä liittymisvuodesta 1995. Vuonna 2002 lähes 94 % viljelijöistä ja 98 % peltoalasta kuului ympäristötuen piiriin, ja ympäristötuen kokonaismaksatus oli noin 294 miljoonaa euroa (MMM 2003). Ympäristötuen ohella myös erilaisilla tulotuilla on huomattava merkitys viljelijöiden tulolle. Vuonna 2002 CAP -tuen kokonaismaksatus oli noin 345 miljoonaa euroa, luonnonhaittakorvauksien (LFA -tuki) noin 422 miljoonaa euroa, ja kansallisten tukien noin 595 miljoonaa euroa (Niemi ja Ahlstedt 2003).

Ympäristötuki jakautuu kaikille tukeen sitoutuville viljelijöille pakollisiin perus- ja lisätoimenpiteiden tukeen ja niiden lisäksi ympäristötukeen sitoutunut viljelijä voi myös hakea vapaaehtoista erityistoimenpiteiden tukea. Pakollisiin perustoimenpiteisiin kuuluu 3 metrin levyisen suojakaistan perustaminen pellon ja vesistön väliin. Ympäristötuen erityistoimenpiteisiin kuuluu suojavaiohyökkeen (leveys vähintään 15 metriä) perustaminen erityisen jyrkästi vesistöön viettävälle peltolohkoille tai toistuvasti tulva- ja vettymishaitoista kärsiville lohkoille.

Suojakaistat ja -vyöhykkeet ovat tulleet kiinteäksi osaksi juuri suomalaista maatalouden ympäristöpolitiikkaa. Suojakaistojen käytöllä onkin vahva luonnontieteellinen perusta. Ulkomaiset ja kotimaiset huuhtoumatutkimukset ovat kiistatta osoittaneet, että suojakaistat vähentävät eroosiota ja maa-ainekseen sitoutuneiden ravinteiden huuhtoumaa pelloilta, mutta ne eivät ole erityisen tehokkaita vähentämään liukoisen fosforin huuhtoumaa (Uusi-Kämpä 2005, Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Agroekologinen tutkimus on puolestaan osoittanut, että kaikilla pellon pientareilla on merkittävä positiivinen vaikutus maatalousympäristöjen biologiseen monimuotoisuuteen (Ma ym. 2002). Luonnontieteellisestä näkökulmasta katsottuna suojakaistat tuovat hyötyä sekä ravinnepestohaittojen vähenemisen että monimuotoisuushyötyjen kasvun kautta.

Maatalouden ympäristöpolitiikan suunnittelun ja toteutuksen näkökulmasta on kuitenkin kysyttävä ovatko nämä hyödyt biologisesta monimuotoisuudesta ja ravinnehuuhtouman laskusta yhteiskuntataloudellisesti merkittäviä suhteessa niihin kustannuksiin, joita aiheutuu suojakaistojen sulkemisesta maataloustuotannon ulkopuolelle. Suojakaistojen taloustieteellistä analyysia on tehty selvästi vähemmän kuin luonnontieteellistä tutkimusta (ks. kuitenkin Lankoski & Ollikainen 2003 ja Lankoski ym. 2004a ja 2004b). Useat suojakaistojen talouteen liittyvät seikat ovat vielä tutkimatta.

Tässä tutkimusartikkelissa analysoimme yksityiskohtaisesti suojakaistojen ja suojavyöhykkeiden käyttöön liittyviä yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia. Vertaamme toisiinsa kolmea vaihtoehtoista politiikkaa: (i) yhteiskunta ei ohjaa viljelijöitä laisinkaan ympäristönsuojeluun (markkinaratkaisu), (ii) Suomen maatalouden nykyinen ympäristöpolitiikka, ja (iii) yhteiskunnallisesti optimaalinen politiikka. Näiden vaihtoehtojen vertailussa kiinnitämme huomiota erityisesti suojakaistojen ympäristölliseen tehokkuuteen ja sen nojalla niiden optimaaliseen leveyteen eri tilanteissa sekä maatalouspolitiikan tulotukien aiheuttamiin kannustinongelmiin suojakaistojen leventämiselle.

Tutkimusartikkelin 2 luvussa luodaan teoreettinen viitekehikko suojakaistojen taloustieteellistä analyysia varten. Luvussa 3 esitetään tutkimuksessa käytettävän parametrin mallin perusyhtälöt, empiirinen aineisto ja politiikka-analyysin tulokset. Johtopäätökset ja politiikkasuositukset esitetään luvussa 4.

Teoreettinen viitekehikko

Tässä luvussa luodaan teoreettinen ajattelukehikko, jossa suojakaistojen taloudellisen analyysin keskeiset aspektit voidaan kuvata ja politiikkasuosituksia kehittää. Aloitamme viljelijän yksityisen optimin kuvauksesta ja sitten tarkastelemme, kuinka maatalouden ympäristöpolitiikan peruspiirteet, suojakaistat ja lannoitekäyttö, määritellään yhteiskunnallisesti optimaalisella tavalla.

Viljelijän yksityinen optimi

Tarkastellaan edustavan viljelijän tuotantopäätöstä annetulla peltolohkolla, joka rajoittuu vesistöön. Kuvataan peltolohkon tuotoksen riippuvuutta lannoituksesta matemaattisella tuotanto(responssi)funktiolla $f(l; q)$, missä l on lannoitepanos ja q maan laatuindeksi. Määritellään tuotantofunktio niin, että lannoitepanoksen kasvattaminen lisää satoa, mutta vähenevästi (matemaattisesti $f_l > 0$ mutta $f_{ll} < 0$). Mitä parempi puolestaan on maan laatu, sitä suurempi sato saadaan annetulla lannoitepanoksella. Kukin lohko oletetaan kuitenkin laadultaan homogeeniseksi, joten laatuindeksin suhteen ei tehdä valintaa.

Olkoon tuotantokasvin hinta p ja lannoitepanoksen hinta c . Muut viljelykustannukset, K , ovat vakio/hehtaari ja sisältävät useita kustannuseriä, kuten kasvinviljelyn siemen-, kasvinsuojelu-, ja työkustannus sekä kiinteät konekustannukset. Jos yhteiskunta ei ohjaa viljelijää tuilla tai määräyksillä, voidaan viljelijän voittofunktio ilmoittaa yhtälön (1) mukaisessa muodossa:

$$\pi = pf(l; q) - cl - K \quad (1)$$

Maksimoidakseen voittonsa viljelijä valitsee lannoitepanoksen niin, että sadosta saatavan tuoton ja lannoituskustannuksen erotus maksimoituu, eli

$$pf_l - c = 0 \quad (2)$$

On helppo nähdä yhtälöstä (2), että korkeampi tuotantokasvin hinta kasvattaa optimaalista lannoitepanosta ja voittoa, kun taas lannoitekustannuksen nousu laskee molempia. Yhtälöt (1) ja (2) määrittävät sen mitä jatkossa kutsutaan termillä ”markkinaratkaisu”.

Kuinka maatalouspolitiikan tulotuet ja maatalouden ympäristönsuojelu muuttavat viljelijän toimintaa? Tarkastellaan seuraavassa kolmea keskeistä toimenpidettä. Olkoon CAP:n mukainen pinta-alatuki tuotantokasville s . Merkitään Suomessa käytössä olevaa suojakaistanormia symbolilla \bar{m} , joka kuvaa peltolohkosta suojakaistaksi erotetun viljelysmaan osuutta. Oletamme seuraavassa peltolohkon suorakaiteen muotoiseksi ja hehtaarin suuruiseksi, joten kun m kuvaa suojakaistan prosenttiosuutta hehtaarista, se samalla määrittää yksikäsitteisesti suojakaistan leveyden. Suojakaistanormi on ns. ympäristöllinen täydentävä ehto pinta-alatuen saamiselle, joten siitä ei makseta muuta korvausta. Kuvataan suojakaistan perustamis- ja hoitokustannuksen diskontattua vuotuista kustannusta per hehtaari symbolilla h . Täten vuotuiskestannus suojakaistanormista on $h\bar{m}$.

Kolmantena ohjauskeinona sallitaan mahdollisuus, että viljelijä perustaa normia leveämmän suojakaistan ja merkitään sitä symbolilla \hat{m} . Määritellään \hat{m} seuraavasti: $\hat{m} = m - \bar{m} > 0$, missä m kuvaa suojakaistan yhteenlaskettua osuutta ja \hat{m} siis normin ylittävää osuutta. Suojakaistatuki $eb(\hat{m})$, maksetaan sille osalle suojakaistaa mikä ylittää asetetun suojakaistanormin \bar{m} . Oletetaan, että suojakaistatuki $eb(\hat{m})$, on positiivinen mutta vähenevä $\hat{m} = m - \bar{m} > 0$, siten että $b(\hat{m}) = 0$ for $\hat{m} = m - \bar{m} = 0$, eli suojakaistatuki maksetaan vain normin ylittävälle suojakaistalle. Kerroin ε skaalaa tuen tasoa ylös- ja alaspäin. Perusanalyysissä asetamme $\varepsilon = 1$.

Pakollisen ja vapaaehtoisen suojakaistan vuoksi maan käyttö peltolohkolla määritetty endogeenisesti. Tämän vuoksi hehtaarikohtaisesti vakioiset viljelykustannukset (K) jaetaan kahteen ryhmään: kustannuksiin, jotka riippuvat suojakaistan koosta I ja kustannuksiin jotka eivät riipu siitä, F . Ensimmäiseen ryhmään kuuluvat esimerkiksi kasvinviljelyn siemen-, kasvinsuojelu-, ja työ- kustannus ja toiseen ryhmään kiinteät konekustannukset kuten korko, poisto ja vakuutus. Lannoitepanoskäytön valinnassa tulee myös huomioida, että osa maasta allokoidaan suojakaistalle. Yhtälöön (3) on kirjoitettu viljelijän voitto ohjauskeinojen vallitessa:

$$\pi = (1 - \hat{m})[pf(l; q) - cl - I + s] + b(\hat{m}) - h\hat{m} - F \quad (3)$$

Voitonmaksimointi yhtälössä (3) edellyttää, että viljelijä valitsee sekä lannoitepanoksen käytön että suojakaistan leveyden. Voitonmaksimointi voi johtaa useisiin lopputuloksiin. Ensiksi, viljelijä ei perusta suojakaistaa eikä siten saa pinta-ala tukea s tuotantokasville (tällöin yhtälön 2 mukainen optimin ehto jää voimaan). Toiseksi viljelijä voi perustaa vain normia vastaavan suojakaistan saadakseen pinta-alatuen. Jos suojakaistatukea ei ole käytössä, niin viljelijän voittofunktio yksinkertaistuu muotoon

$$\pi = (1 - \bar{m})[pf(l; q) - cl - I + s] - h\bar{m} - F \quad (4)$$

jossa valintamuuttujana on vain lannoitepanoksen käyttö. Tällöin optimaalinen lannoitepanos määräytyy jälleen optimin ehdon (2) mukaisesti. Täten pätee myös, että tuotantokasvin hinnan nousu kasvattaa lannoitepanoksen käyttöä ja lannoitekustannusten lasku vähentää sitä. Suojakaistanormin koko ei vaikuta lannoitepanoksen valintaan, koska maan laatu on homogeeninen. Riippuen pinta-alatuen suuruudesta voittojen taso on suurempi tai pienempi kuin yhtälön (1) mukaisessa optimissa.

Kolmas vaihtoehto on, että viljelijä perustaa normia leveämmän suojakaistan saadakseen suojakaistatuen, mutta menettää normin ylittäväältä osalta tuotantokasville maksettavan pinta-alatuen yhtälön (3) mukaisesti. Viljelijän optimaalintaa yhtälön (3) maksimoimiseksi kuvaavat seuraavat optimin ehdot:

$$\pi_l = pf_l - c = 0 \quad (5a)$$

$$\pi_{\hat{m}} = -pf(l; q) + cl + I - s - h + b'(\hat{m}) = 0 \quad (5b)$$

Yhtälön (5a) mukaan viljelijä valitsee lannoitusintensiteetin siten, että lannoituksen rajatuotto vastaa sen rajakustannusta. Yhtälön (5b) mukaan viljelijä valitsee suojakaistan leveyden siten, että suojakaista-alalta menetetyt kasvinviljelyn nettotuoton ja suojakaistan hoitokustannuksen summa vastaa marginaalista suojakaistatukea.

Eksogeenisten parametrien muutoksen vaikutus lannoitusintensiteetin ja suojakaistan leveyden valintaan on nyt monimutkaisempi kuin edellä ja tiivis-tämme tulokset yhtälöihin (6a) ja (6b).

$$l = l(p, c, s, h, \varepsilon, I, F) \quad (6a)$$

$\begin{matrix} + & - & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{matrix}$

$$\hat{m} = \hat{m}(p, c, s, h, \varepsilon, I, F) \quad (6b)$$

$\begin{matrix} - & + & - & - & + & + & 0 \\ & + & - & - & + & + & 0 \end{matrix}$

Tuotantokasvin hinnan nousu lisää optimilannoitusta ja vähentää suojakaistan leveyttä. Lannoitepanoksen hinnan nousu vähentää optimilannoitusta ja lisää optimaalista suojakaistan leveyttä. Pinta-aratuki kasville, suojakaistatuki ja suojakaistan hoitokustannus eivät vaikuta optimaaliseen lannoitustasoon, mutta ne vaikuttavat optimaaliseen suojakaistan leveyteen. Pinta-aratuki vähentää, suojakaistatuki lisää, mutta suojakaistan hoitokustannus vähentää optimaalista suojakaistan leveyttä. Suojakaistan leveydestä riippuvien tuotantokustannusten I nousu kasvattaa optimaalista suojakaistan leveyttä, mutta ne eivät vaikuta optimilannoitukseen. Suojakaistan leveydestä riippumattomien tuotantokustannusten F nousu ei vaikuta lannoitusoptimiin eikä suojakaistan leveyteen.

Yhteiskunnallinen optimi

Yhteiskunta arvostaa maataloustuotteiden ohella myös maatalouteen liittyvää biologista monimuotoisuutta ja vesistöjen laatua. Täten se ottaa viljelyn voittojen lisäksi huomioon ravinnehuuhtoumat ja monimuotoisuushyödyt. Maatalouden tuotantofunktio säilyy samana kuin edellä.

Oletetaan yksinkertaisuuden vuoksi, että monimuotoisuuden yhteiskunnallinen arvostus, Ω , riippuu maiseman kiinteiden tekijöiden (kuten pinnanmuodot, peltolohkojen kaltevuus vesistöön, ympäröivä luonto) ohella suojakaistojen tarjoamasta puoli-luonnontilaisesta elinympäristöstä ja sen tuottamasta eliöstön lajirikkaudesta ja lajirunsaudesta. Koska lohkon koko on annettu ja suojakaistan osuus määrittää suoraan sen pinta-alan, voimme kuvata monimuotoisuuden arvostusta suojakaistan osuuden funktiona, $\Omega(m)$. Sille pätee, että $\Omega'(m) > 0$ ja $\Omega''(m) < 0$, eli kansalaisten kokema hyöty monimuotoisuudesta kasvaa hidastuvasti, kun monimuotoisuus kasvaa. Ravinnehuuhtouma Z riippuu ulkoisten tekijöiden (kuten maalaji, kaltevuus, sadanta) ohella käytetystä lannoitemäärästä $\hat{l} = (1 - m)l$ ja ravinteita sitovien suojakaistojen (m) leveydestä, $Z = g(\hat{l}, m)$. Yhteiskunnallista haittaa huuhtoumasta kuvataan haittafunktiolla $D(Z)$, jolle pätee, että $D'(Z) > 0$ ja $D''(Z) > 0$, eli kansalaisten kokema haitta ravinnehuuhtoumasta kasvaa kiihtyvästi, kun ravinnepäästöt kasvavat.

Yhteiskunta asettaa oletuksen mukaan saman painon maataloustuotannolle ja ympäristövaikutuksille. Yhteiskunnallisen suunnittelijan taloudellisena päätöksenteon ongelmana on valita edustavan lohkon lannoitekäyttö ja suojakaista niin, että yhteiskunnan hyvinvointi maataloustuotannosta maksimoituu yhtälössä (7):

$$\max_{l,m} SW = \pi - D(Z) + \Omega(m) \quad (7)$$

Yhteiskunnan optimin välttämättömät ehdot voidaan kirjoittaa seuraavasti:

$$SW_l = pf_l - c - D'(Z)g_l = 0 \quad (8a)$$

$$SW_m = -\frac{\pi}{(1-m)} + D'(Z)\left[-g_l l + g_m\right] + \Omega'(m) = 0 \quad (8b)$$

Optimin ehtojen tulkinta on luonteva. Verrattuna edellä käsiteltyyn markkinaratkaisun optimiin yhtälön (8a) mukaan yhteiskunta ottaa huomioon lannoitekäytön aiheuttaman lisäyksen ravinnehuuhtoumahaitassa lisäkustannuksena. Täten lannoitteen käyttö laskee verrattuna markkinaratkaisuun. Yhtälön (8b) mukaan suojakaistan kokoa kasvatetaan kunnes menetetty kasvinviljelyn nettotuotto on yhtä suuri kuin ravinnehuuhtoumahaitan laskun ja monimuotoisuusshyötyjen summa.

Yhtälöt (8a) ja (8b) siis määrittävät optimaalisen lannoiteintensiteetin ja suojakaistan koon. Maatalouden ympäristöpolitiikkaan tulee nyt valita ohjauskeinot niin, että viljelijä omilla valinnoillaan toteuttaa yhteiskunnallisen optimin. Jos muita tavoitteita maatalouspolitiikassa ei ole, on ratkaisu suoraviivainen. Lannoitekäyttöä voidaan ohjata asettamalla lohkolle lannoiterajoitus tai lannoitevero. Suojakaistalle voidaan asettaa optimia vastaava suojakaistanormi tai yhteiskunta voi käyttää suojakaistatukea, jonka suuruus mitoitetaan niin, että optimaalinen suojakaistan koko saavutetaan.

Maatalouden ympäristöpolitiikka käy monimutkaisemmaksi, jos siihen kiinnostuu muita tavoitteita, kuten pinta-alatukien muodossa annettava tulotuki. Haluttu lannoitustaso saavutetaan lannoiterajoituksella tai verolla samaan tapaan kuin yllä. Myös suojakaistanormi toimii samoin kuin edellä. Sen sijaan suojakaistatuen suuruutta on tarkennettava ylöspäin, koska pinta-alatuki kasvattaa viljelijän voittoa ja siten lisää suojakaistan perustamiseen vaadittavaa kompensatiotarvetta.

Optimin ehdot (8a) ja (8b) luonnehtivat ratkaisua mille tahansa peltolohkolle. Maataloudessa tuottavuus ja ympäristöllinen herkkyys vaihtelevat kuitenkin alueellisesti ja lohkoittain. Tämän huomioonottaminen johtaa siihen havaintoon, että ohjauskeinot (lannoite- ja suojakaistanormit tai lannoitevero ja suojakaistatuki) tulee erilaistaa tuottavuuden ja ympäristöherkkyyden mukaan. Analyysia monimutkaistaa lisäksi se, että maatalouden ympäristöpolitiikka vaikuttaa myös pellonkäyttöön maatalouden sisällä sekä maataloustuotannon laajuuteen. Koska näkökulmamme tässä työssä on suojakaistojen roolin lähempi tarkastelu, sivuutamme nämä aspektit tarkastelusta, kun seuraavaksi käymme empiiriseen analyysiin (heterogeenisyys ja viljelysmaan allokaatio katso esim. Lankoski ja Ollikainen 2003).

Parametrinen malli, empiirinen aineisto ja politiikka-analyysi

Tässä luvussa analysoidaan empiirisesti eri politiikkavaihtoehtoja luvussa 2 hahmotetun teoreettisen viitekehikon avulla.

Parametrinen malli ja empiirinen aineisto

Politiikkavaihtoehtoja koskevat analyysit tuotetaan yksinkertaisella, teoreettisen viitekehikon mukaisella parametrisella mallilla, joka on kalibroitu vastaamaan Etelä-Suomen maatalouden olosuhteita. Tarkastelemme kevätvehnän, ohran ja kauran viljelyä.

Käytämme kvadraattista typpiresponssifunktiota, $y_i = a_i + \alpha_i l_i + \beta_i l_i^2$, jonka parametrit on estimoinut kevätvehnälle, rehuohralle ja kauralle ($i=1,2,3$) Bäckman ym. (1997). Viljelijän parametrinen voittofunktio esitetään yhtälössä (10), johon politiikka-analyysissa sisällytetään kulloinkin relevantit tuet.

$$\pi^i = (1 - m_i) \left[p_i (a_i + \alpha_i l_i + \beta_i l_i^2) - c l_i - I + s \right] + b(m) - h m - F. \quad (10)$$

Suojakaistojen toiminnan kannalta keskeiset ravinnehuuhtoumia ja monimuotoisuutta koskevat kuvaukset on tiivistetty yhtälöihin A.1 – A.4. Näitä spesifikaatioita käytettiin ensimmäistä kertaa taloustieteelliseen analyysiin julkaisussa Lankoski ym. (2004b), jossa ne on luonnehdittu tarkemmin (ks. lisäaspekteista myös Lankoski ym. 2004a ja Ollikainen ja Lankoski 2005).

Typpihuuhtoumaa kuvaava funktio A.1 perustuu Simmelsgaardin (1991) huuhtoumafunktioon, mutta se on modifioitu vastaamaan suomalaisten kenttäkokeiden tulosten mukaista pintavalunnan typpihuuhtoumaa ja suojakaistojen ravinteiden sitomiskykyä. Liukoisen fosforin ja partikkelifosforin huuhtoumaa kuvaavat yhtälöt A.2 ja A.3 perustuvat puolestaan Uusitalon ja Janssonin (2002) ja Uusitalon (2004) tutkimuksiin fosforihuuhtoumista sekä Uusi-Kämpän ja Kilpisen (2000) tutkimukseen ravinteiden pidätyksestä suojakaistoilla. Suojakaistojen vaikutusta kasvien lajirikkauteen ja lajirunsauteen kuvaa yhtälö A.4. Se perustuu havaintoaineistoon, joka on kerätty eteläisen Suomen suojakaistoilta (Ma ym. 2002).

Yhteiskunnan hyvinvointifunktio (11) kokoaa yhteen kaikki yllä kuvatut aspektit hyvinvoinnin maksimointia varten. Se sisältää viljelijän voiton (ilman tukia) lisäksi monimuotoisuushyötyjen ja ravinnehuuhtoumahaittojen yhteiskunnallisen arvostuksen. Käyttämämme arvostusestimaatit perustuvat

Yrjölän ja Kolan (2004) tutkimukseen kuluttajien maksuhalukkuudesta maatalouden monivaikutteisuudesta.

$$SW^i = \pi^i - R_n(N_i + 7.2P_i) + 54m^{0.0977}, \quad i=1,2,3, \quad (11)$$

Missä ravinnehuuhtouman rajahaitta R_n ja monimuotoisuuden rajahyöty ovat vakioita. Kokonaisfosfori muunnetaan typpiekvivalenteiksi hyödyntämällä Redfield suhdetta (7.2).

Laatikko 1. Mallin huuhtoumafunktiot ja suojakaistojen tuottama kasvilajirikkaus ($i = 1,2,3$)

Typpihuuhtouma

$$A.1 \quad Z_N^i = [1 - m_i^{0.2}] \phi e^{-0.7[1-0.01(1-m_i)]i},$$

missä termi $[1 - m_i^{0.2}]$ kuvaa suojakaistan kykyä sitoa typpeä ja parametri ϕ kalibroi huuhtoumafunktion vastaamaan empiirisesti mitattua typpihuuhtoumaa ilman suoja-kaistoja.

Fosforihuuhtouma

$$A.2 \quad Z_{DRP}^i = (1 - m_i^{1.3}) [\psi_i (0.021(\theta + 0.01 * 0.15(1 - m_i)N_i) - 0.015)] / 100$$

$$A.3 \quad Z_{PP}^i = (1 - m_i^{0.3}) [\zeta_i \{250 \ln(\theta + 0.01 * 0.15(1 - m_i)N_i) - 150\}] * 10^{-6}$$

missä ψ_i on valunta (mm), θ on viljavuusfosfori (mg/l maata) ja ζ on eroosio kg/ha, ja $0.15(1 - m_i)N_i$ on fosforilannoituksen määrä osuutena annetusta typpilannoituksesta.

Maatalouden biologinen monimuotoisuus (lajimäärä)

$$A.4 \quad S = \psi \Lambda^{\phi_\alpha} W^{\phi_\beta},$$

missä kasvien lajirikkaus riippuu suojakaistan pituudesta (Λ) ja leveydestä (W).

Käytetyt kustannus- ja hintatiedot sekä muut parametrit esitetään Taulukossa 1. Kaikki hinnat ja kustannukset ovat vuodelta 2002. Typpikilon hinta on laskettu moniravinne-seoksen (NPK) hinnan perusteella. Työ-, poltto- ja voiteluaine sekä kiinteä konekustannus perustuvat Nikulan (2005) tutkimukseen.

Taulukko 1. Parametrien arvot.

Parametri	Symboli	Arvo
Kevätvehnän hinta	p_1	€0,135/kg
Ohran hinta	p_2	€0,108/kg
Kauran hinta	p_3	€0,110/kg
Typpilannoituksen hinta	c	€1,15/kg
Responssifunktion vakio: Kevätvehnä	a	1274
Responssifunktion vakio: Ohra		1010
Responssifunktion vakio: Kaura		1414
Responssin kulmakerroin: Kevätvehnä	α	30,6
Responssin kulmakerroin: Ohra		43,3
Responssin kulmakerroin: Kaura		41,6
Responssin toisen asteen vakio: Kevätvehnä	β	-0,094
Responssin toisen asteen vakio: Ohra		-0,173
Responssin toisen asteen vakio: Kaura		-0,204
Työkustannus		€50,8/ha
Siemenkustannus		€39–74/ha
Poltto- ja voiteluaine		€19,5/ha
Kiinteä konekustannus		€139/ha
Suojakaistan perustamis- ja hoitokustannus		€107/ha
Perustilanne		
Typpihuuhtouma keskimääräisestä lannoituksesta	ϕ	11 kg/ha
Valunta	ψ	270 mm/vuosi
Eroosio	ζ	1200 kg/ha
Viljavuusfosfori	θ	10 mg/l maata
Herkkyysoanalyysi		
Typpihuuhtouma keskimääräisestä lannoituksesta	ϕ	15 kg/ha
Valunta	ψ	270 mm/vuosi
Eroosio	ζ	2000 kg/ha
Viljavuusfosfori	θ	15 mg/l maata

Politiikka-analyysin tulokset

Tässä jaksossa analysoidaan, kuinka Suomen maatalouden nykyinen ympäristöpolitiikka suhteutuu yhteiskunnallisesti optimaaliseen politiikkaan ja markkinaratkaisuun, jossa viljelijään ei kohdisteta ohjauskeinoja. Tätä varten edellä kalibroitu parametrinen malli ratkaistaan päätösmuuttujien suhteen, mikä tuottaa ratkaisuna lannoiteintensiteetin ja suojakaistan leveyden. Kun nämä on ratkaistu, mallin yhtälöt määrittävät yksikäsitteisesti tuotannon, viljelijän voitot, ravinnehuuhtoumat ja niiden yhteiskunnallisen haitan sekä monimuotoisuushyödyt, joiden avulla määrittyy myös yhteiskunnan hyvinvointi.

Tarkasteltavat politiikkavaihtoehdot määritellään täsmällisesti taulukossa 2. Poliitikat 1 ja 2 vastaavat Suomessa käytössä olevaa ympäristötukijärjestel-

Taulukko 2. Poliittikkavaihtoehdot

Politiikka	Ominaisuudet
Markkinar.	Markkinaratkaisu, joka on viljelijän optimi ilman ohjauskeinoja ja tukia.
Optimi	Yhteiskunnan optimiratkaisu, jossa sekä varsinaista tuotantoa että ympäristön laatua arvostetaan.
Politiikka 1	Maatalouden pinta-alatuet B-tukialueella (CAP 223-270 €/ha, LFA 150-200 €/ha, Kans. 8-110 €/ha) + 3 metrin suo- jakaista ja typpilannoiterajoitus: 100 kg/ha kevätkuonalle ja 90 kg/ha ohralle ja kauralle + ympäristötuki (€107/ha).
Politiikka 2	Politiikka 1 yhdistettynä suojavyöhykkeisiin, joiden leveys on 15 metriä ja josta saa suojavyöhyketukea (€450 /suojavyöhyke ha).

mää. Poliittikkoja 1 ja 2 verrataan suhteessa markkinaratkaisuun (yksityinen optimi ilman ohjauskeinoja) ja yhteiskunnallisesti optimaaliseen ratkaisuun.

Politiikkosten 1 ja 2 vertailu keskitetään yllä mainittuihin mittareihin. Tauluk-
koon 3 on raportoitu typpilannoitusintensiteetti, tuotanto ja viljelijän voi-
tot eri poliittikkavaihtoehdoissa.

Verrattuna yhteiskunnalliseen optimiin markkinaratkaisun lannoiteintensi-
teetti on hieman liian korkea ja siinä ei perusteta lainkaan suojakaistoja, kos-
ka kannustimet (ohjauskeinot) siihen puuttuvat. Poliittikan 1 ja 2 lannoitera-
joitus on sitova sekä kevätkuonalle että ohralle, mutta ei kauralle. Lisäksi
havaitaan, että ympäristötuen asettama lannoitusrajoitus on tiukempi kuin
mitä yhteiskunnan optimi edellyttäisi kevätkuonalle ja ohralle.

Taulukko 3. Typpilannoitusintensiiteetti, tuotanto ja viljelijän voitto. Tuotantokasvit ovat kevätvehnä (V), ohra (O) ja kaura (K).

Vaihtoehto	Typpilannoitus, kg/ha			Tuotanto, kg/ha			Voitto, €/ha		
	V	O	K	V	O	K	V	O	K
<i>Markkinar.</i>	117,5	94,4	76,3	3571	3556	3401	64	26	38
<i>Optimi</i>	115,7	93,4	75,6	3461	3429	3294	59	21	33
<i>Politiikka 1</i>	100,0	90,0	76,3	3343	3453	3350	692	560	572
<i>Politiikka 2</i>	100,0	90,0	76,3	3139	3243	3146	666	547	558

Suojakaistojen leveys on eri ratkaisuisa seuraava. Markkinaratkaisussa niitä ei perusteta ollenkaan. Yhteiskunnallinen optimi tuottaa kevätvehnälle 5,4 metriä, ohralle 6,5 metriä ja kauralle 5,8 metriä leveän suojakaistan. Politiikka 1 edellyttää pakollisen 3 metrin kaistan kaikille kasveille, ja Politiikka 2 edellyttää 15 metrin levyisen suojavyöhykkeen kaikille kasveille. Kuten tuloksista nähdään Politiikan 1 suojakaistanormi (3 metriä) on vain noin 50 % siitä, mitä yhteiskunnan optimi vaatisi ja toisaalta 15 metrin suojavyöhyke taas on selvästi yli optimin – joskin tulee muistaa, että suojavyöhyke on tarkoitettu lähinnä ympäristöllisesti herkille alueille, ei yleiseksi politiikaksi. Lannoiterajoitteen, suojakaistan ja suojavyöhykkeen vaikutus näkyy tuotannon määrässä siten, että suojavyöhyketuen oloissa (Politiikka 2) varsinaisen tuotannon määrä on selvästi alle yhteiskunnallisen optimin. Politiikka 1 on kohtalaisen lähellä yhteiskunnan optimia tuotannon määrällä mitaten.

Markkinaratkaisuun verrattuna viljelijän voitot alenevat hieman yhteiskunnan optimissa, koska suojakaista vähentää viljelypinta-alaa ja samalla lannoitusintensiiteetti alenee hieman. Politiikan 1 ja 2 mukaisissa ratkaisuisa viljelijälle maksetaan maatalouden tulotukia (pinta-ala tukia) ja siten viljelijän voitot ovat luonnollisesti korkeammat kuin markkinaratkaisussa ja yhteiskunnan optimissa. Viljelijän voitot ovat Politiikassa 2 alhaisemmat kaikilla kasveilla kuin Politiikan 1 mukaisessa ratkaisussa. Tämä tarkoittaa sitä, että viljelijän ei kannata perustaa 15 metrin suojavyöhykettä nykyisillä kannustimilla (suojavyöhyketuella € 450/ha). Jotta Politiikan 2 kannattavuus olisi sama kuin Politiikan 1 niin suojavyöhyketuen (korvaus perustettua suojavyöhykehehtäaria kohden) pitäisi olla 615 €/ha ohralle, 625 €/ha kauralle ja 790 €/ha kevätvehnälle.

Taulukossa 4 raportoidaan eri politiikkavaihtoehtojen typpi-, partikkelifosfori-, ja liukoisen fosforin huuhtoumat.

Suojakaistojen tuottama kasvilajirikkaus on yhteiskunnallisessa optimissa seuraava: kevätvehnän suojakaistalla 30 lajia, ohralla 31 lajia ja kauralla 30 lajia. 3 metrin suojakaista tuottaa 29 lajia ja 15 metrin suojavyöhyke 33 lajia.

Taulukko 4. Huuhtoumat: typpi, partikkelifosfori (PP) ja liukoinen fosfori (DRP) kg/ha eri politiikkavaihtoehdoissa. Tuotantokasvit ovat kevätvehnä (V), ohra (O) ja kaura (K).

Vaihtoehto	Typpihuuhtouma, kg/ha			PP, kg/ha			DRP, kg/ha		
	V	O	K	V	O	K	V	O	K
<i>Markkinar.</i>	12,4	10,6	9,3	0,52	0,51	0,51	0,54	0,53	0,53
<i>Optimi</i>	6,2	5,1	4,6	0,34	0,33	0,33	0,53	0,53	0,53
<i>Politiikka 1</i>	6,2	5,8	5,3	0,37	0,37	0,37	0,53	0,53	0,53
<i>Politiikka 2</i>	4,2	4,0	3,6	0,28	0,28	0,28	0,52	0,52	0,51

Taulukkoon 5 tiivistetään ravinnepäästöistä koitua yhteiskunnallinen haitta, monimuotoisuusshyödyt ja yhteiskunnan hyvinvointi eri ratkaisuisa. Yhteiskunnan hyvinvoinnin laskennassa otetaan huomioon viljelijän voitot (ilman tukia) kussakin ratkaisussa, ravinnepäästöhaitta ja monimuotoisuusshyöty.

Kuten taulukosta 5 ilmenee ympäristöhaittojen ja -hyötyjen huomioon ottaminen maataloustuotannon järjestämisessä lisää yhteiskunnan hyvinvointia selvästi verrattaessa markkinaratkaisua ja yhteiskunnan optimia. Yhteiskun-

Taulukko 5. Ravinnepäästöhaitta, monimuotoisuusshyöty ja yhteiskunnan hyvinvointi (SW) eri ratkaisuisa. Tuotantokasvit ovat kevätvehnä (V), ohra (O) ja kaura (K).

	Ravinnepäästöhaitta, €/ha			Monimuotoisuusshyöty, €/ha			SW, €/ha		
	V	O	K	V	O	K	V	O	K
<i>Markkinar.</i>	-20,2	-18,3	-17,0	-	-	-	43,7	8,0	21,2
<i>Optimi</i>	-12,6	-11,4	-11,0	37,9	38,5	38,2	84,0	48,4	60,5
<i>Politiikka 1</i>	-12,8	-12,4	-11,8	35,9	35,9	35,9	78,6	45,5	58,0
<i>Politiikka 2</i>	-10,0	-9,8	-9,4	42,0	42,0	42,0	64,2	32,9	44,6

nallinen hyvinvointi markkinaratkaisussa on tuotantokasvista riippuen vain 16–52 % yhteiskunnan optimista. Nykyinen perustoimenpiteiden tuki eli lannoiterajoite yhdistettynä 3 metrin suojakaistaan on yllättävän lähellä yhteiskunnan optimia saavuttaen 94–96 % optimista tuotantokasvista riippuen. Toisaalta Poliitikka 2 eli suojavyöhyketuki tuottaa selvästi alhaisemman hyvinvoinnin tason hyvästä ympäristöllisestä tehokkuudesta huolimatta. Tämä johtuu siitä, että varsinaisen tuotannon taso on selvästi alle yhteiskunnan optimin. On kuitenkin huomattava, että 15 metrin suojakaista (-vyöhyke) on erityistoimenpide ja tarkoitettu erityisen jyrkille ja eroosioherkille peltolohkoille. Seuraavassa jaksossa tehdäänkin vastaavat laskelmat siten, että lohkon kaltevuutta muutetaan jyrkemmäksi ja samalla nostetaan myös maan viljavuusfosforiarvoa.

Herkkyysanalyysi

Tässä jaksossa analysoidaan sitä kuinka ympäristöherkkyyden muutos (peltolohkon kaltevuus) vaikuttaa eri politiikkaratkaisujen toimivuuteen verrattuna yhteiskunnalliseen optimiin. Peltolohkon kaltevuus muutetaan yli 3 %:iin ja samalla nostetaan maan viljavuusfosforiarvo 15 mg/l maata (herkkyysanalyysin parametrimuutokset on raportoitu Taulukossa 1). Näillä muutoksilla peltolohkon ravinnepäästöalttius kasvaa perustilanteeseen verrattuna. Taulukossa 6 raportoidaan ravinnepäästöistä koituva yhteiskunnallinen haitta, monimuotoisuusshyödyt ja yhteiskunnan hyvinvointi eri ratkaisuisissa.

Yhteiskunnallisesti optimaalinen suojakaistan leveys on nyt kevätvehnälle 6,5 metriä, ohralle 7,8 metriä ja kauralle 6,9 metriä. Taulukosta 6 nähdään,

Taulukko 6. Herkkyysanalyysi: ravinnepäästöhaitta, monimuotoisuusshyöty ja yhteiskunnan hyvinvointi (SW) eri ratkaisuisissa. Tuotantokasvit ovat kevätvehnä (V), ohra (O) ja kaura (K).

	Ravinnepäästö- haitta, €/ha			Monimuotoi- suushyöty, €/ha			SW, €/ha		
	V	O	K	V	O	K	V	O	K
<i>Mark kinar.</i>	-30,8	-28,2	-26,5	-	-	-	33,1	-1,9	11,7
<i>Opti- mi</i>	-19,0	-17,4	-16,9	38,7	39,4	39,0	77,2	42,1	54,3
<i>Poli- tiikka 1</i>	-20,0	-19,4	-18,7	35,9	35,9	35,9	71,5	38,4	51,2
<i>Poli- tiikka 2</i>	-15,7	-15,3	-14,9	42,0	42,0	42,0	58,5	27,4	39,1

että lohkon ympäristöherkkyyden lisääntyminen kasvattaa ravinnepestöhaittaa selvästi perustilanteeseen verrattuna (Taulukko 5). Yhteiskunnallinen hyvinvointi markkinaratkaisussa on tuotantokasvista riippuen vain 0–43 % yhteiskunnan optimista. Nykyinen perustoimenpiteiden tuki eli lannoiterajoite yhdistettynä 3 metrin suojakaistaan toimii erittäin hyvin myös ympäristöherkkyyden lisääntyessä ja saavuttaa 91–94 % optimista tuotantokasvista riippuen. Poliittikka 2 eli suojavyöhyketuki saavuttaa 65–76 % optimista.

Johtopäätökset ja politiikkasuositukset

Tässä tutkimusartikkelissa analysoimme suojakaistojen ja suojavyöhykkeiden käyttöön liittyviä yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia. Analyysin pohjaksi kehitettiin teoreettinen malli, joka empiirisessä osassa kalibroitiin suomalaisen havaintoaineistoon perustuen. Teoreettinen analyysi osoittaa, että lannoiteintensiteetti ja suojakaistan leveys tulee valita niin, että relevantit ympäristövaikutukset (ravinnehuuhtoumat ja biologinen monimuotoisuus) tulevat sisäistetyksi. Maatalouden ympäristöpolitiikka käy monimutkaisemmaksi, jos siihen kietoutuu muita tavoitteita, kuten pinta-alatukien muodossa annettava tulotuki. Vapaaehtoisessa järjestelmässä suojakaistatuen suuruutta on tarkennettava ylöspäin, koska toimenpiteestä aiheutuvien tuotonmenetysten ja kustannusten lisäksi pitää vielä korvata menetetyt pinta-alatuet. Pinta-alatukiin tulisikin yhdistää ympäristölliset ehdot, erityisesti vaatimus nykyistä leveämpien suojakaistojen perustamisesta vesistön varteen sekä pellonpienarten ja pellon ja metsän välisten reunavyöhykkeiden leventämisestä biologisen monimuotoisuuden edistämiseksi.

Empiirisessä osiossa vertasimme toisiinsa kolmea vaihtoehtoista politiikkaa: (i) ei lainkaan ympäristönsuojelua (markkinaratkaisu), (ii) Suomen maatalouden nykyistä ympäristöpolitiikkaa, ja (iii) yhteiskunnallisesti optimaalista politiikkaa. Empiirinen analyysi osoittaa, että nykyinen perustoimenpiteiden tuki lannoiterajoitteen ja suojakaistanormin yhdistelmänä toimii hyvin ja on kohtuullisen lähellä yhteiskunnan optimia. Tämän politiikan yhteiskunnallista tehokkuutta kuitenkin hieman heikentää se, että 3 metrin suojakaista on keskimäärin vain noin 50 % yhteiskunnan optimileveydestä eri tuotantokasveille ja toisaalta se, että lannoiterajoite on sekä kevätevehnälle että ohralle tiukempi kuin optimi edellyttäisi. Tässä yhteydessä voitaisiin harkita lannoiterajojen tarkistamista lähemmäksi yhteiskunnallista optimia. Toisaalta suojakaistojen koon kasvattaminen voi osaltaan huolehtia siitä, että huuhtoumat eivät ratkaisevasti lisäännä tapauksessa, jossa lannoiterajoitetta lievennettäisiin. Ympäristöhyötyjen lisäksi 3 metrin suojakaistojen leventämistä puoltaa se, että niiden hoito on helpompaa, kun kaista on leveämpi.

Kirjallisuus

- Bäckman, S.T., Vermeulen, S. & Taavitsainen, V.-M. 1997. Long-term fertilizer field trials: comparison of three mathematical response models. *Agricultural and Food Science in Finland* 6: 151-160.
- Lankoski, J. & Ollikainen, M. 2003. Agri-environmental externalities: a framework for designing targeted policies. *European review of agricultural economics* 30(1). 51-75.
- Lankoski, J., Lichtenberg, E. & Ollikainen, M. 2004a. Performance of alternative policies in addressing environmental dimension of multifunctionality. Discussion Papers. Helsingin yliopisto. Taloustieteen laitos 4: 38 s. Saatavissa internetistä: <http://honeybee.helsinki.fi/mmtal/abs/dp4.pdf>
- Lankoski, J., Ollikainen, M. & Uusitalo, P. 2004b. No-Till Technology: benefits to farmers and the environment? Department of Economics and Management, Discussion Papers No 1.
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Revisiting the species-area relationship in a semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 137-148.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2003. Maatalouden ympäristötuen seurantarhman väliraportti. Työryhmämuistio 2003: 7.
- Niemi, J. & Ahlstedt, J. 2003. Finnish Agriculture and Rural Industries 2003. Agrifood Research Finland, Economic Research (MTTL) Publications 103a. 94 s.
- Nikula, A. 2005. Kylvömenetelmien kustannusvertailu tilamallien avulla. *Ko-neviesti* 2: 20-25.
- Ollikainen, M. & Lankoski, J. 2005. Multifunctional agriculture: The effect of non-public goods on socially optimal policies. MTT Discussion papers No 1/2005. 29 s. Saatavissa internetistä: http://www.mtt.fi/english/publications/dp/2005/DP2005_1.pdf
- Simmelsgaard, S. 1991. Estimation of nitrogen leakage functions - Nitrogen leakage as a function of nitrogen applications for different crops on sand and clay soils. Teoksessa: Rude, S. (toim.). Nitrogen fertilizers in Danish Agriculture - present and future application and leaching, Institute of Agricultural Economics Report 62 (in Danish: Kvaelstofgødning i landbruget - behov og udvasking nu og i fremtiden). English summary. Copenhagen. s. 135-150.
- Uusi-Kämppeä, J. 2005. Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. Teoksessa: Mander, Ü. (toim.). Riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24: 491-502.

- Uusi-Kämppe, J. & Palojärvi, A. 2006. Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 101-137.
- Uusitalo, R. 2004. Potential bioavailability of particular phosphorus in runoff from arable clayey soils. Doctoral Dissertation. Agrifood Research Reports 53. Jokioinen: MTT Agrifood Research Finland. 99 s.
- 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.
- Yrjölä, T. & Kola J. 2004. Consumer preferences regarding multifunctional agriculture. *International Food and Agribusiness Management Review* 7: Issue 1: s. 78–90.

Laidun- ja suojakaistahankkeen ydintulokset

Perttu Virkajärvi¹⁾ ja Jaana Uusi-Kämpä²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Pohjois-Savon tutkimusasema, Halolantie 31A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Maaperä ja kasvinravitseminen, 31600 Jokioinen, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Laitumien ravinnekierto ja ympäristökuormitus

Laidunten aiheuttama pohjavesikuormitus oli vähäinen laidunvuosina (n. 8 % annetusta tpeestä), mutta huuhtoutuneen typen pitoisuus ja määrä nousivat laidunvuosien kuluessa ja erityisesti uusimisvuonna. Säilörehunurmen aiheuttama kuormitus pohjavesiin oli vähäinen ja melko vähäinen myös uusimisvuonna. Suositusten mukaan lannoitetulta heinälaitumelta huuhtoutui lähes kaksinkertainen määrä tpeä verrattuna lannoittamattomaan valkoapilavaltaiseen apilalaitumeen. Laitumella juomapaikkojen ja kulkureittien kuormitus on merkittävää. Uusimisvuonna, etenkin syksyisen glyfosaattikäsittelyn jälkeen, lysimetrivesien nitraattityppipitoisuus kohosi keväällä huomattavasti. Laitumelle syntyy voimakkaita pistemäisiä kuormituskohtia sonta- ja virtsalaikkujen alle. Pienlysimetreissä (Ø 90 cm) sontalaitut lisäsivät huuhtoutumaa kivennäismailla 0-10 kg ha⁻¹ ja turvemaalla 54 kg ha⁻¹. Virtsalaikut lisäsivät typpihuuhtoutumaa savimaalla 53-57, hiesumaalla 19-67, hietamaalla 40-81 ja turvemaalla 155-169 kg ha⁻¹. Loppukesällä syntyneet virtsalaikut aiheuttivat 3-47 kg ha⁻¹ suuremman huuhtoutuman kuin alkukesän virtsalaikut.

Pintavalunta muodostui pääosin lumen sulamisvesistä keväällä. Hietamaalla pintavaluman osuus oli noin 30 % kokonaisvalunnasta. Sen mukana huuhtoutui kokonaisfosforia 0,6–1,4 kg ha⁻¹ v⁻¹. Liukoisen fosforin osuus pintavaluman kokonaisfosforista oli noin 90 %, eli huomattavasti korkeampi kuin yleensä maataloudessa. Liukoisen fosforin pitoisuus (P_{HAAc}) maan pintakerroksessa selitti 82 % heinälaitumelta huuhtoutuneen fosforin määrän vaihtelusta. Laiduntamisesta ei aiheudu pohjavesille merkittävää mikrobikuormitusta, mutta pintavesien kuormitus voi olla runsasta.

Sontakasat peittivät laidunalasta 4 % ja virtsalaikut 17 % laskettuna koko laidunkautta kohti. Virtsalaikun ja sontakasan vaikutus kasvustoon näkyy viiveellä: vasta 49 vrk kokeen alusta eritteet lisäsivät sekä typpi- että kuiva-ainesatoa kontrolliin verrattuna. Yhteensä nurmi käytti sonnan tpeestä kokeen aikana 7 % ja virtsan tpeestä 19 %. Maassa oli liukoisista typpifraktioista eniten liukoista orgaanista tpeä.

Laitumelta haihtui ammoniakkia 6,9 - 16,1 kg NH₃-N ha⁻¹. Noin 96 % haihtuneesta kokonaismäärästä oli peräisin virtsalaikuista. Yli 80 % haihdunnasta tapahtui ensimmäisten 48 tunnin aikana kokeen alusta. Haihdunnassa havaittiin selkeä vuorokausirytm. Eniten ammoniakkin haihtumiseen vaikuttivat maan lämpötila ja kosteus. Haihdunta oli suurimmillaan, kun maa oli kuiva ja lämmin. Kun sademäärä kasvoi, ammoniakkia haihtui merkittävästi vähemmän. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella Suomessa laitumilta haihtuu vuosittain 710–1570 t NH₃-N v⁻¹ mikä on noin 40 % pienempi kuin aikaisemmat kirjallisuuteen perustuvat arviot.

Eri maalajeille eri aikoina levitetystä virtsasta ja sonnasta keskimäärin 0,9 % muuntui dityppioksidiksi. Tulosten perusteella voidaan arvioida, että kasvihuonekaasulaskennassa nykyään käytetty päästökerroin, jonka mukaan 2 % laitumelle päätyneestä typestä haihtuu dityppioksidina ilmaan, yliarvioi Suomen laitumien päästöjä. Laitumella sonta- ja virtsalaikkujen osuus laidunhehtaarin kokonaispäästöstä voi olla moninkertainen taustapäästöön verrattuna. Maalajien välillä oli jonkin verran eroja siinä, miten paljon N₂O-päästöjä laiduntaminen aiheuttaa. Hietamaalla suurempi osuus virtsan ja sonnan typestä muuntui dityppioksidiksi kuin savi- tai hiesumaalla. Metaanin päästöt olivat vähäisiä verrattuna märehittämisen tai lannankäsittelyn päästöihin eikä maalajilla ollut vaikutusta metaanin päästöihin.

Tulevaisuudessa olisi tutkittava laidunnurmen uusimisen viljelytekniikkaa ja sen vaikutusta pintavesien fosfori- sekä pohjavesien nitraattipitoisuuteen. Myös maan liukoisen orgaanisen typpipoolin ja typen mineralisaation välistä suhdetta on syytä tutkia tarkemmin.

Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjinä

Suojakaistat ovat tarpeellisia erityisesti viljeltäessä viljaa viettäville mailla, sillä ne poistavat tehokkaasti eroosioainesta, maa-ainekseen sitoutunutta fosforia ja typpeä viljamaan pintavalunnasta. Sen sijaan liukoisen fosforin (PO₄-P) määrä pintavalunnassa saattaa jopa kasvaa hoitamattomalla suojakaistalla verrattuna ilman suojakaistaa viljeltyyn peltoon. Laitumella eroosio on vähäistä. Myös maa-ainekseen sitoutuneen fosforin ja typen määrät ovat laitumen pintavalunnassa pienempiä kuin kevätiljamaalla. Laitumella suojakaistoista ei olekaan samanlaista hyötyä kuin viljamaalla varsinkin, jos nurmella ei käytetä fosforilannoitteita.

Laitumen ja hoitamattomien suojakaistojen pintavalunnassa on yleensä enemmän liukoista fosforia kuin viljamaalla. Esimerkiksi keväällä 2003 nurmen pintavalunnassa oli liukoista fosforia 0,4–1,0 kg ha⁻¹. Yksi syy PO₄-P:n huuhtoutumiseen keväällä on maanpäällinen kasvipeite, jonka pakkasen rikkomista kasvisoluista huuhtoutuu PO₄-P:a lumensulamisvesien mukana. Laboratoriossa tehdyssä kokeessa suojakaistakasvien jäädyttäminen, sulattami-

nen ja huuhtelu vedellä liuottivat kasveista 2–5 kg ha⁻¹ fosforia, joka oli pääasiassa liukoista fosforia. Siten suojavyöhykkeen ympäristötuen ehdoissa vaadittu kasvimassan korjuuvelvollisuus on perusteltu. Jatkossa tulee selvittää, miten suojavyöhykkeiden ja -kaistojen toimintaa voidaan parantaa niin, että myös liukoinen fosfori saadaan pidättymään.

Satunnainen ja lyhytkestoinen laidunnus ei näyttänyt lisäävän epäorgaanisen typen huuhtoutumista suojakaistoilla. Kohtuullisen suojakaistojen laiduntamisen ei myöskään voitu osoittaa aiheuttavan selvästi suurempaa ulostemikrobien tiheyttä pintavalunnassa verrattuna laiduntamattomiin suojakaistaruutuihin.

Suojakaistojen perustaminen muuttaa myös maaperän mikrobiston kokonaismäärää ja typen kierron potentiaalisia mikrobiaktiivisuuksia, mikä tulee ottaa huomioon mm. suojakaistojen mallinnuksessa.

Pellonreunaan perustettujen suojakaistojen dityppioksidipäästöt olivat alhaiset verrattuna laitumeen ja suomalaisiin peltomaihin yleensäkin. Suojakaistat toimivat heikkoina metaanin nieluina, kun taas laidun oli metaanin lähde. Paras metaanin hapatuskapasiteetti oli luonnonkasvillisuutta kasvavilla suojakaistoilla, joita ei ole kynnetty eikä lannoitettu.

Suojavyöhykkeiden kasvusto voidaan korjata samoilla menetelmillä, joita käytetään nurmirehun korjuussa. Tavallisimmin kysymykseen tulevat paalaus pyöröpaalaimella ja korjuu niittosilppurilla. Pyöröpaalauksen työnmenekki on niittosilppurilla tehtävää korjuuta pienempi. Koneellisessa korjuussa työhön kuluva aika voi hankalista olosuhteista johtuen kuitenkin olla mitattua suurempi. Toisaalta suojavyöhykkeen avulla voi olla mahdollista vähentää peltoviljelyn työnmenekkiä, jos samalla pystytään parantamaan viljeltävän peltokuvion muotoa työteknisesti edullisemmaksi. Läheskään kaikilla viljelijöillä ei ole suojavyöhykkeiden hoitoon tarvittavia koneita, joten suojavyöhykkeiden hoito sopii hyvin teetettäväksi urakoitsijalla.

Niitettyjen ja laidunnettujen suojavyöhykkeiden yleisiä kasvilajeja ovat voikukka, timotei, nurminata, juolavehna, nurmipuntarpää ja valkoapila. Peltokuvion esiintyminen vain niukasti johtuen ilmeisesti suojavyöhykkeen perustamisesta kylvämällä sekä niiden hoitamisesta. Kasvilajeja löytyi keskimäärin eniten kohteista, joita oli laidunnettu useita vuosia.

Taloustutkimuksen tekemä empiirinen analyysi osoitti, että tuotantokasveille kohdenneet pinta-alueet luovat kannustinongelman leveämpien suojakaistojen perustamiselle. Pinta-alueisiin tulisi yhdistää ympäristölliset ehdot, erityisesti vaatimus nykyistä leveämpien suojakaistojen perustamisesta vesistön varteen sekä pellonpiennarten ja pellon ja metsän välisten reunavyöhykkeiden leventämisestä biologisen monimuotoisuuden edistämiseksi.

Maa- ja elintarviketalous –sarjan ympäristöteemassa ilmentyneitä julkaisuja

2006

- 76** Laitumien ja suojavyyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.).* 208 s. Hinta 25 euroa.

2005

- 66** Lyijy ja kadmium rohdos- ja yrttikasveissa. Kirjallisuuskatsaus. *Roitto, M. & Galambosi, B.* 103 s. Hinta 25 euroa.
- 65** Recept ur marknadsförarens kokbok: ingredienser och tillredningsanvisningar för en inbjudande lägerskola. Miljölägerskola Eco Learn. *Miemois, A.* 53 s. (webbpublikation: www.mtt.fi/met/pdf/met65.pdf)

2004

- 63** Maan laadun arviointi tiloilla – kirjallisuuskatsaus. *Kukkonen, S. ym.* 86 s. Hinta 20 euroa
- 59** Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS 2. Osahankkeiden 2-7 väliraportit 2000-2003. *Turtola, E. & Lemola, R. (toim.).* 175 s. Hinta 25 euroa.
- 47** Suuret pihatot – eläinten hyvinvointi, lypsyn työnmenekki, työolot ja ympäristönhoito. *Uusi-Kämpä, J. & Rissanen, P. (toim.).* 184 s. Hinta 25 euroa

2003

- 38** Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi. *Nyholm, A-M. ym.* 75 s. Hinta 20 euroa.
- 27** Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä. *Mäkelä-Kurtto, R.* 51 s. Hinta 20 euroa.
- 35** Emmental Sinileima –juuston tuotantoketjun ympäristövaikutukset ja parannusmahdollisuudet. *Voutilainen, P. ym.* 91 s. Hinta 20 euroa.
- 34** Kesäpöytä Juustokermaperunoiden ja Pirkka-perunajauhon ympäristövaikutukset. *Voutilainen, P. ym.* 54 s. Hinta 20 euroa.

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

