

Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote

N:o 24

**PELTOVILJELYN
RAVINNEHUUHTOUTUMIEN
VÄHENTÄMINEN PELLON VESI-
TALOUTTA SÄÄTÄMÄLLÄ**

Vuoden 1998 väliraportti

Peltoviljelyn ravinnehuuhtoutumien vähentäminen pellon vesitaloutta säättämällä

Vuoden 1998 väliraportti

Tämän julkaisun on kustantanut Salaojituksen Tukisäätiö

**Salaojituksen tutkimusyhdistys ry
Simonkatu 12 A 11
00100 Helsinki**

**Kansi:
Säätösalojituksen koealue Lapuan Ylikylässä
Kuva: Harri Koivusalo**

HELSINKI 2000

ISBN 952-5345-01-7

Sisällysluettelo

Tommi Peltovuori

**Maahorisonttien fosforinpidätysominaisuuksien vaikutus
liukoisen fosforin huuhtoutumiseen salaojavalunnassa 4**

Johdanto	4
Aineisto ja menetelmät	5
Tulokset ja niiden tarkastelu	6
Kirjallisuusviitteet	9

Roope Lehtinen, Liisa Pesonen

**Kaapelitutkan ja maanäytelieriöihin perustuva
maan huuhtoutumisherkkyyden mittaaminen 10**

Johdanto	10
Mittauslaitteisto	11
Mittaaminen	12
Tulokset	13
Pakatuilla maanäytteillä tehty koe	15
Kirjallisuus	16
Liite 1.	17
Liite 2.	18

Risto Uusitalo, Eila Turtola, Taina Lilja

**Hienojakoisen maa-aineksen rikastuminen valuntavesiin
ja valunnan kuljettaman maa-aineksen ominaisuudet
- tuloksia Kotkanojan koekentältä 19**

Lyhennelmä	19
Johdanto	19
Aineisto ja menetelmät	20
Tulokset ja tulosten tarkastelu	22
Johtopäätökset	25
Kirjallisuus	26

Maija Paasonen-Kivekäs, Tuomo Karvonen

Typen huuhtoutuminen Lapuan koealueella 27

Johdanto	27
Koealue ja mittaukset	28
Mittauksien tulokset ja niiden tarkastelu	33
Matemaattisen mallin soveltaminen peltoalueelle	48
Johtopäätökset	50
Kirjallisuus	51

Aiemmin ilmestyneet

Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedotteet 53

MAAHORISONTTIEN FOSFORINPIDÄTYSOMINAISUUKSIEN VAIKUTUS LIUKOISEN FOSFORIN HUUHTOUTUMISEENSALAOJAVALUNNASSA

*MMM Tommi Peltovuori
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos
Helsingin yliopisto*

JOHDANTO

Valtaosa maanesteessä olevasta liukoisesta fosforista esiintyy fosfaatti-anioneina (PO_4^{3-}), joihin on liittynyt olosuhteista riippuen vaihteleva määrä protoneja. Puhuttaessa pelloilta vesistöihin huuhtoutuvasta liukoisesta fosforista tarkoitetaan juuri tätä fosforimuotoa. Fosfaattifosforin pitoisuutta maanesteessä säätelee normaaleissa pelto-olosuhteissa sorptio eli pidättyminen maahiukkasten pinnoille ja vapautuminen pinnoilta eli desorptio (esim. Goldberg ja Sposito 1985). Tärkeimpiä fosfaatti-anionien sorptiopaikkoja maassa ovat raudan ja alumiinin heikosti järjestyneet oksidit. Kun maahan lisätään fosforia, osa siitä pidättyy sorptiopaikoille, kunnes liuoksessa ja pidättävillä pinnoilla olevalla fosforilla on sama kemiallinen potentiaali. Tällaisessa tilanteessa vallitsee tasapaino ja maanesteeseen jää maan ominaisuuksista riippuva fosforipitoisuus. Kasvien kannalta riittävän korkea maanesteen fosfaattifosforin pitoisuus on edellytys fosforinsaannille, koska ne ottavat fosforinsa maanesteestä juuri tässä muodossa. Ympäristön kannalta korkea pitoisuus maanesteessä taas lisää fosforin huuhtoutumisriskiä.

Pitkään jatkuneen fosforilannoituksen eräs seuraus satotason kasvun lisäksi on ollut pelloilta vesistöihin kohdistuvan fosforikuormituksen kasvu. Valtaosa lannoitteiden fosforista ei päädy viljelykasveihin, vaan pidättyy tiukasti (sorptio) muokkauskerroksen maahan. Suuri osa pelloilta vesistöön kulkeutuvasta fosforista onkin eroosion mukana kulkeutuvaa kiintoaineksen fosforia, joka ei välittömästi aiheuta vesistöjen rehevöitymistä. Haitallisinta vesistöjen kannalta on liukoinen ja leville käyttökelpoinen fosfaattifosfori. MAVERO-projektin tutkimuksissa todettiin, että noin 30 % peltoviljelyn kokonaisfosforikuormituksesta on vesistöjä rehevöittävä: Keskimäärin 25 % kokonaiskuormituksesta on liukoista fosfaattifosforia ja eroosion vaikutuksesta vesistöihin kulkeutuvan kiintoaineksen fosforista 5 % voi vapautua vesistössä liukoiseen muotoon (Rekolainen ym. 1992). Fosfaattifosforin reaktiot maassa ovat luonnollisesti keskeisessä asemassa liukoisen fosforin huuhtoutumisen määräytymisessä, mutta ne kontrolloivat myös kiintoaineksen mukana huuhtoutuvan fosforin vapautumista rehevöitymistä aiheuttavaan liukoiseen muotoon.

Fosforilannoituksen on havaittu kohottavan maan kokonaisfosforipitoisuuden lisäksi maanesteen fosfaattifosforin tasapainopitoisuutta (Hartikainen 1991). Fosforilannoitus muuttaa siis maan sorptio-ominaisuuksia ja sorptiotasapainoa. Lannoituksen vaikutukset kohdistuvat lähinnä muokkauskerrokseen, koska suurin osa lisätystä fosforista pidättyy sorption avulla tiukasti ja liikkuu siten maaprofiilissa melko huonosti. Suomalaisten maiden luontainen fosforinpidätyskyky on suuri. Voidaan siis olettaa, että muokkauskerroksen alapuolisten maakerrosten eli horisonttien fosforinsitomiskyky on pintamaahan verrattuna suuri ja fosfaattifosforin tasapainopitoisuus pieni. Mikäli salaojiin kulkeutuvat valumavedet saavuttavat tasapainon syvien maakerrosten kanssa, pitäisi salaojavesien liukoisen fosforin pitoisuuksien olla hyvin alhaisia. Pintavalunnan liukoisen fosforin pitoisuus saattaa sitä vastoin olla suuri, koska se on kosketuksissa vain muokkauskerroksen kanssa.

Maan fosforinpidätysominaisuuksia voidaan tutkia antamalla maan reagoida erilaisten fosfaattifosforiliuosten kanssa ja mittaamalla maahan pidättyneen tai siitä vapautuneen fosforin määrä tasapainotuksen päätyttyä. Tasapainotuksen aikana laimeisiin liuoksiin vapautuu fosforia maasta ja väkevästä liuoksista pidättyy fosforia maahan. Yleensä tulokset esitetään kuvassa, jossa vaaka-akselilla on fosfaattifosforin pitoisuus tasapainoliuoksessa ja pystyakselilla maahan pidättyneen tai siitä vapautuneen fosforin määrä (Kuva 1). Mitattuihin havaintoihin sovitetaan yleensä jokin fosforin sorptiota kuvaava yhtälö (esim. Langmuir, Freundlich, Tempkin), jonka avulla pystytään tiivistämään havainnoista saatua informaatiota ja piirtämään kuvaaja (Barrow 1978). Kuvaa tulkittaessa kiinnitetään yleensä huomiota seuraaviin seikkoihin: 1) kuvaajan ja vaaka-akselin leikkauspiste ilmoittaa tasapainoliuoksen fosforipitoisuuden (EPC, equilibrium phosphate concentration), 2) vaaka-akselin suuntainen taso, jota kuvaaja asympotoottisesti lähestyy, ilmoittaa tutkitun maan maksimisorptiokapasiteetin (Q_{\max} , maximum quantity), ja 3) kuvaajan kulmakerroin kuvaa maan puskurikykyä maanesteen fosforipitoisuuden muutoksia vastaan (PBC, phosphate buffer capacity). Mitä jyrkempi kuvaaja on, sitä vakaampana maa säilyttää maanesteen fosforipitoisuuden. Kuvattua menetelmää voidaan kutsua Q/I-tekniikaksi (Q = quantity, I = intensity). Sitä käytettiin Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitoksella vuonna 1998 tehdyissä kokeissa, joissa tutkittiin maannosprofiilin eri kerrosten eli horisonttien fosforinpidätysominaisuuksia.

AINEISTO JA MENETELMÄT

Neljän eri maannosprofiilin fosforinpidätysominaisuuksia tutkittiin Q/I-tekniikalla. Tutkimuksessa käytettiin seuraavilta paikkakunnilta horisonteittain otettuja maanäytteitä: Sjäokulla, Jokioinen, Toholampi ja Loppi. Sjäokullan (muokkauskerroksen maalaji mHsS) näytteet otettiin TKK:n koekentältä, jonka ominaisuuksia on kuvannut tarkemmin Kankaanranta (1996). Toholammin (mHHt) ja Jokioisten (mHtS) maanäytteet otettiin MTT:n huuhtoutumiskentiltä. Jokioisten Kotkanojan huuhtoutumiskentän rakennetta ovat kuvanneet mm. Turtola ja Jaakkola (1995). Lopen (rmKHt) maanäytteet on otettu voimakkaasti fosforilla lannoitetusta hietamaasta, josta ei ole käytettävissä huuhtoutumistietoja.

Laboratoriomääritykset tehtiin seuraavasti: Sentrifugiputkiin punnittiin 1 g uunikuivaa maata vastaava määrä maata ja lisättiin 50 ml fosforiliuosta. Kokeessa käytetyt lisäysoitoisuudet olivat 0; 1,0; 2,5; 5,0 ja 10,0 mg l⁻¹. Maasuspensioita ravisteltiin 21 h 25 °C lämpötilassa ja suodatettiin 0,2 µm membraanisuodattimen läpi. Liuosten fosfaattifosforipitoisuus mitattiin askorbiinihappomenetelmällä, ja pidättyneen tai vapautuneen fosforin määrä laskettiin alkuperäisen lisäysoitoisuuden ja tasapainoliuoksen fosforipitoisuuden erotuksena. Kokeet tehtiin kahtena rinnakkaismäärityksenä. Kunkin horisontin mittaustuloksiin sovitettiin modifioitu Langmuirin adsorptioyhtälö:

$$Q = Q_0 + \frac{Q_{\max} I}{K_1 + I}$$

missä Q on pidättyneen fosforin määrä (mg kg⁻¹); Q₀ kuvaa maassa ennen tasapainotusta ollutta fosforia (mg kg⁻¹); I on liuoksen fosfaattifosforipitoisuus tasapainossa (mg l⁻¹); Q_{max} on maan maksimisorptiokapasiteetti (mg kg⁻¹) ja K₁ on fosforin pidättymisenergiasta riippuva vakio. Yhtälön ja mitattujen arvojen avulla tutkituille maanäytteille estimoitii tasapainopitoisuus, EPC, ja maksimisorptiokapasiteetti, Q_{max}.

Tutkimuksen lähtöoletuksena ollut käsitys syvällä sijaitsevien maahorisonttien suuresta fosforinsitomiskapasiteetista ei pitänyt paikkaansa. Kaikissa tutkituissa profiileissa suurin maksimisorptiokapasiteetti osuu noin 30 cm syvyydessä oleviin maakerroksiin, ja maannoksen syvimpien kerrosten maksimisorptiokapasiteetti on näitä pienempi (Taulukko 1). Tulos on ymmärrettävissä maannostumis-ilmiön avulla: Maannostumisen edetessä maan kivennäisaineksen muodostavat primäärimineraalit hajoavat ja niiden rakenneosina olleet ionit joko huuhtoutuvat veden mukana maannoksessa alaspäin tai muodostavat uusia sekundäärisiä mineraaleja tai hydratoituneita oksideja. Alumiinilla ja raudalla on taipumus muodostaa tällaisia oksideja, jotka toimivat maassa tärkeimpinä liukoisen fosforin pitoisuutta säätelevinä komponentteina. Maannosten ylimpiin horisontteihin, jotka yleensä ovat pisimmälle rapautuneita, on todennäköisesti ehtinyt muodostua eniten tällaista fosforia sitovaa ainesta, mutta fosforilannoituksella on kyllästetty näiden oksidien sorptiokapasiteettia ja siten alennettu muokkauskerroksen maksimisorptiokapasiteettia. Tämä näkyy erityisen selvästi Lopen maassa, jossa muokkauskerroksen maksimisorptiokapasiteetti on huomattavasti alempi kuin välittömästi muokkauskerroksen alapuolisessa horisontissa, ja muokkauskerroksen maa kykenee ylläpitämään huomattavan korkeaa fosforipitoisuutta maanes-

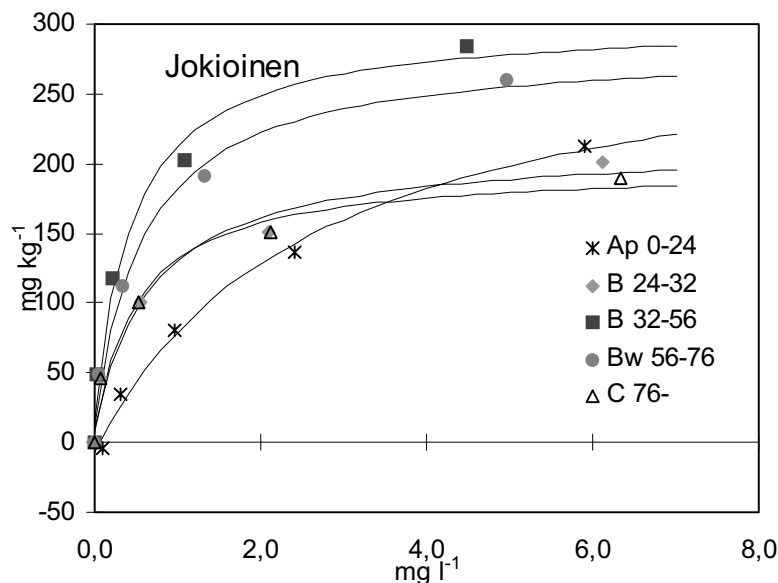
Taulukko 1. Sovelletun Langmuirin yhtälön avulla neljän maannoksen horisonteille (syvyydet cm) estimoitu fosforin maksimisorptiokapasiteetti, Q_{\max} , ja tasapainopitoisuus, EPC¹⁾.

Maannos	Horisontti	Q_{\max} , mg kg ⁻¹	EPC, mg l ⁻¹
Jokioinen	Ap 0-24	313	0,06
	B 24-32	204	-
	B 32-56	286	-
	Bw 56-76	272	-
	C 76 -	190	-
Sjökulla	Ap 0-20	189	0,03
	Bt 20-29	196	0,04
	Bw 29-46	249	-
	BC 46-70	235	-
Toholampi	Ap 0-27	263	-
	Bs 27-39	258	-
	Bw 39-62	142	-
	Bw 62-140	105	-
Loppi	Ap 0-30	188	1,61
	Bs 30-49	271	-
	B 49-65	227	-
	C 65-150	103	-

¹⁾Viivalla merkityissä kohdissa estimoitu EPC-arvo negatiivinen.

teessä. Suurin fosforinsitomiskapasiteetti viljellyssä maannoksessa näyttäisikin sijaitsevan ylimmässä maakerroksessa, johon ihmisen toiminta ei ole suuresti vaikuttanut, eli heti muokkauskerroksen alapuolella. Jokioisten maannoksessa muokkauskerroksen maksimisorptiokapasiteetti on muihin maihin verrattuna poikkeuksellisesti koko maannoksen suurin. Tulos saattaa johtua käytetyn koejärjestelyn puutteista: Jokioisten Ap-horisontin puskurikapasiteetti on muihin horisontteihin verrattuna pieni. Tämän voi päätellä horisontin Q/I-kuvaajan pienestä kulmakertoimesta (Kuva 1). Kuvaaja jatkaa nousua selvästi vielä suurilla tasapainoliuoksen fosforipitoisuuksilla, ja maksimisorptiokapasiteetin estimoinnissa on siksi jouduttu ekstrapoloimaan kuvaajaa melko kauas mitatuista arvoista.

Vaikka maksimisorptiokapasiteetti on tutkituissa maissa maannoksen keskivaiheilla eikä se kasva ennako-oletusten mukaisesti syvimpiin horisontteihin mentäessä, pidättävät kaikkien maannosten muokkauskerroksen alapuoliset horisontit fosforia tehokkaasti. Tämä näkyy horisonttien erittäin pieninä EPC-arvoina (Kuva 1). Suurimmalle osalle näistä horisonteista tuloksiin sovitetun Langmuirin yhtälön avulla estimoitu tasapainopitoisuus oli jopa negatiivinen (-0,01 - -0,11 mg l⁻¹). Menetelmän mittaustarkkuus huomioon ottaen nämä arvot voidaan tulkita nolllaksi, sillä negatiiviset tasapainopitoisuudet ovat todellisuudessa mahdottomia. Kuvasta 1 voidaan todeta kaikkien muokkauskerroksen alapuolisten horisonttien Q/I-kuvaajien kulkevan käytännössä intensiteettiakselin nolllan kautta Jokioisten maannoksen näytteillä (ei liukoista fosfaattifosforia tasapainoliuoksessa). Hartikainen (1982) on määrittänyt 104 maata käsittävästä aineistosta muokkauskerroksen keskimääräiseksi EPC-arvoksi aitosavilla 0,118, muilla savimailla 0,736 ja karkeilla kivennäismailla 0,863 mg l⁻¹. Tämän tutkimuksen maiden muokkauskerrosten näytteiden tasapainopitoisuudet olivat siis Lopen maata lukuunottamatta keskimääräistä pienempiä. Tulos voi kuitenkin osaltaan johtua kutakin kuvaajaa varten määritettyjen pisteiden vähyydestä pienillä tasapainopitoisuuksilla.



Kuva 1. Jokioisten Kotkanojan huuhtoutumiskentän maannoksen horisonttien Q/I-kuvaajat. Horisontin kirjainlyhenteen yhteydessä on ilmoitettu horisontin ylä- ja alarajan syvyys, cm.

Tasapainopitoisuuksien pienuus syvissä maakerroksissa on selitettävissä sillä, että pitoisuus riippuu enemmän sorptiopintojen kyllästysasteesta kuin absoluuttisesta maksimisorptiokapasiteetista (Hartikainen 1982). Vain erittäin pieni osa pohjamaiden sorptiokapasiteetista on käytössä, ja maiden puskurikyky maanesteen fosforipitoisuuden muutoksia vastaan on suuri. Salaojiin virtaavassa vedessä olevan fosfaattifosforin pidättymisen edistäminen ja huuhtoutumisen pienentäminen salaojavirtausta hidastamalla esim. säätösalaajituksen avulla toimii siis periaatteessa koko maaprofiilin syvyydessä, mutta jos pohjaveden pintaa nostetaan kyllästäämään vain alimmat horisontit, on vaara sorptiopintojen kyllästymisestä suurempi kuin maannoksen keskivaiheilla.

Maatalousvaltaisten alueiden vesistöissä valumaveden kokonaisfosforipitoisuus oli MAVERO-projektin tutkimuksissa keskimäärin 0,17-0,2 mg l⁻¹. Tästä oli liukoista fosfaattifosforia 20-47 %, eli sen pitoisuus oli valumavesissä noin 0,03 - 0,1 mg l⁻¹ (Pietiläinen ja Rekolainen 1991). Tässä tutkimuksessa saatujen EPC-arvojen perusteella siis vain maannosten muokkauskerrokset Toholammin näytettä lukuunottamatta voisivat aiheuttaa liukoisen fosforin kuormitusta valumavesiin. Suurin riski liukoisen fosforin huuhtoutumiseen pintavalunnan mukana on Lopen maalla, joka ylläpitää korkeaa fosfaattifosforin tasapainopitoisuutta muokkauskerroksen maanesteessä. Kaikkien maiden muokkauskerroksen alapuolelta otetut näytteet toimisivat itse asiassa fosforin sitojina joutuessaan vesistöön. EPC-arvojen perusteella ei salaojavalunnassa pitäisi huuhtoutua liukoista fosforia laisinkaan, vaan sen tulisi pidättyä muokkauskerrosten alaisiin horisontteihin veden kulkeutuessa salaojiin. Kenttätutkimuksissa on kuitenkin mitattu Jokioisten Kotkanojan huuhtoutumiskentän salaojavalunnasta jopa 1,4 mg l⁻¹ fosfaattifosforia (Turtola ja Jaakkola 1995). Korkeimmillaan salaojavedessä on Suomessa havaittu liukoista fosforia 3,7 mg l⁻¹ tapauksessa, jossa säilörehun puristenesteitä pääsi todennäköisesti salaojaan (Urvas 1994).

Laboratoriossa suoritettujen Q/I-kokeiden tulosten ja kenttähavaintojen välisestä ristiriidasta voidaan päätellä, että salaojiin kulkeutuvassa vedessä olevan fosfaattifosforin ja maan välillä ei saavuteta Q/I-kokeiden teorian mukaista tasapainotilaa, jolloin vedessä oleva liukoinen fosfori ei pidäty ennustetulla tavalla pohjamaahan. Ilmiölle on olemassa kaksi mahdollista selitystä: 1) Salaojiin kulkeutuva valumavesi ei pääse kunnolliseen kontaktiin pohjamaan kanssa, koska se kulkee kokonaan tai osittain oikovirtauskanavia pitkin tai 2) valumavesi kulkee maassa niin nopeasti, että tasapainotila ei ehdi muodostua. Todennäköisimmin molemmat seikat rajoittavat normaalin maanäytteenottotekniikan ja tässä artikkelissa kuvatun Q/I-tekniikan käyttöä salaojavalunnan liukoisen fosforin pitoisuuden ennustamisessa.

Salaojavalunnan korkean liukoisen fosforin pitoisuutta selittävien tekijöiden tutkimista jatketaan vuonna 1999 Helsingin yliopiston ja Maatalouden tutkimuskeskuksen yhteistyönä. Tutkimuksissa pyritään selvittämään sekä mahdollisten oikovirtauskanavien seinämien kemiallisen koostumuksen että fosfaattifosforin sorptionopeuden merkitystä salaojien kautta tapahtuvan fosforihuuhtoutuman määräytymisessä.

- Barrow, N.J.** 1978. The description of phosphate adsorption curves. *Journal of Soil Science* 29: 447-462.
- Goldberg, S. & Sposito, G.** 1985. On the mechanism of specific phosphate adsorption by hydroxylated mineral surfaces: a review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 16: 801-821.
- Hartikainen, H.** 1982. Relationship between phosphorus intensity and capacity parameters in Finnish mineral soils. II. Sorption-desorption isotherms and their relation to soil characteristics. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 54: 251-262.
- 1991. Potential mobility of accumulated phosphorus in soil as estimated by the indices of Q/I plots and by extractant. *Soil Science* 152: 204-209.
- Kankaanranta, J.** 1996. Valunta ja ravinnehuuhtoutumat savimaassa. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry, Tiedote 21: 38-42.
- Pietiläinen, O-P. & Rekolainen, S.** 1991. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* 21: 127-136.
- Rekolainen, S., Kauppi, L. ja Turtola, E.** 1992. Maatalous ja vesien tila. MAVEROn loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarajulkaisuja 15. 59 s.
- Turtola, E. & Jaakkola A.** 1995. Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica, Sect. B, Soil and Plant Science* 45: 159-165.
- Urvas, L.** 1994. Salaojavesien ravinnehuuhtoutumat karjataloilla. Maatalouden Tutkimuskeskus, Tiedote, 15. 32 s.

KAPELITUTKAAN JA MAANÄYTELIERIÖIHIN PERUSTUVA MAAN HUUHTOUTUMIS-HERKKYYDEN MITTAAMINEN

Roope Lehtinen ja Liisa Pesonen

Täsmävesi/Peltoviljelyn ravinnehuuhtoutumien vähentäminen pellon vesitaloutta säättämällä

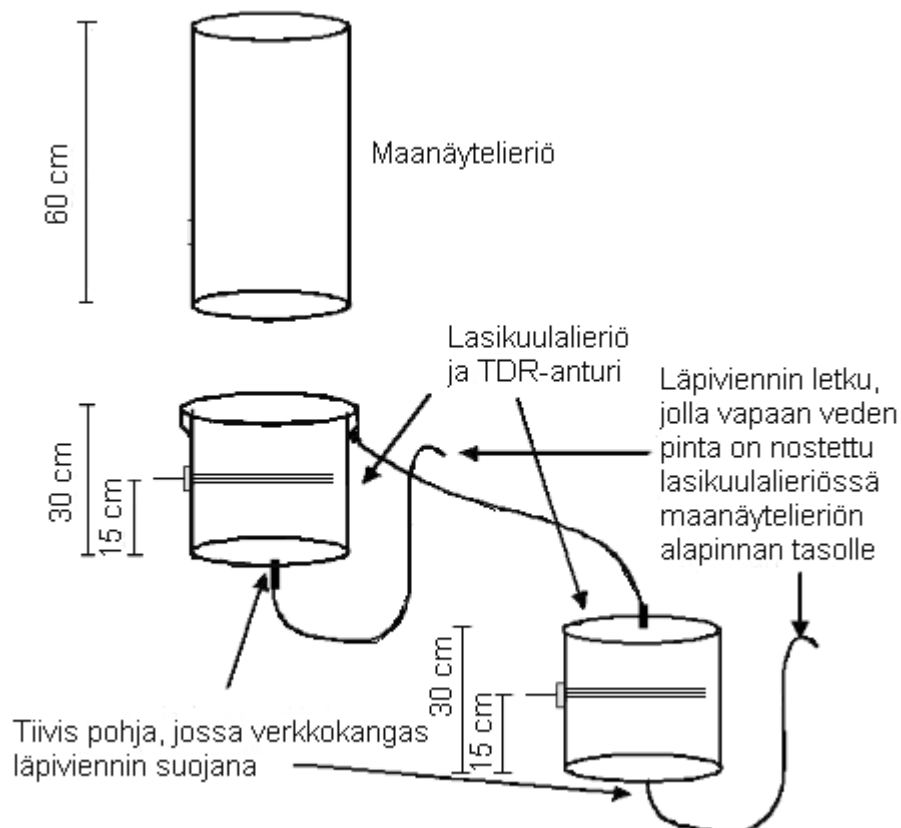
Maa- ja kotitalousteknologian laitos

Helsingin yliopisto

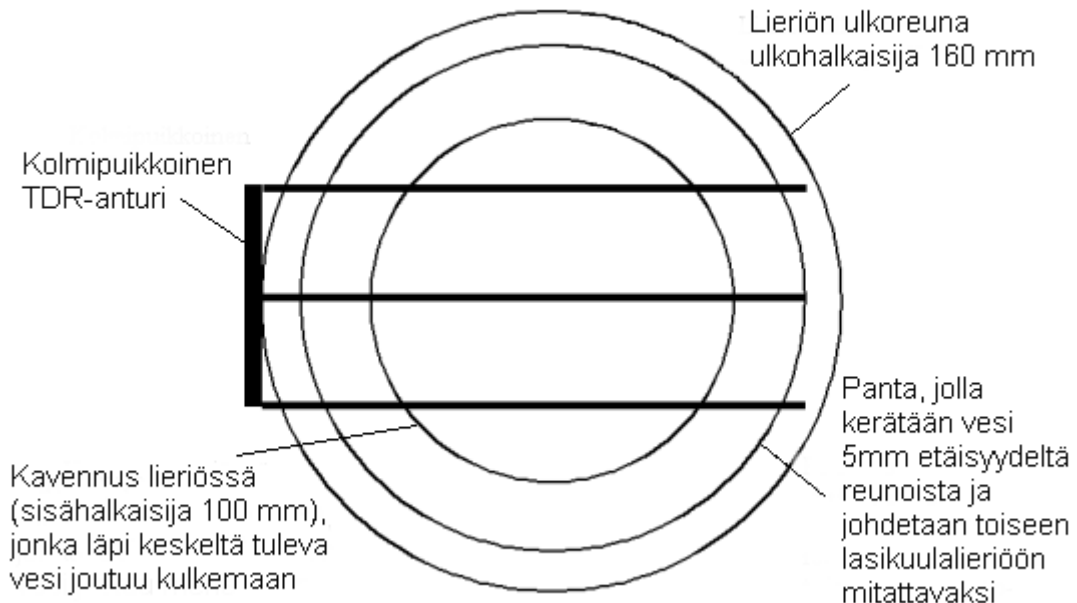
JOHDANTO

Huuhtoutumisherkkyydellä tarkoitetaan ravinteiden alttiutta kulkeutua maasta pois veden kuljettamana. Mitä pienempi vesimäärä ravinteiden poishuhtomiseen tarvitaan sitä huuhtoutumis-herkempää maa on (Lehtinen 2000).

Seuraavassa esiteltävässä menetelmässä mitataan maahan lisätyn suolapulssin kulkeutusta maanäyteliön läpi sitä vedellä huuhdeltaessa. Suolapulssi kuvaa maan huuhtoutumiselle alttiita ravinteita. Suolapulssia seurataan mittaamalla näytteen läpi tulleen veden sähkönjohtavuutta kaapelitutkalla (Ward et al 1994, Kachanoski and Ward 1994, Nissen and Møldrup 1995). Käytettäväksi suolaksi on valittu kaliumkloridi (KCl) sen heikon maahan pidättymiskyvyn vuoksi. Suolapulssin huuhtoutumista seurataan sekä ajan että huuhtomiseen tarvittavan vesimäärän suhteen.



Kuvio 1. Mittauksissa käytettävät maanäyteliö, lasikuulalieriöt poistoletkuineen sekä anturien sijainti.

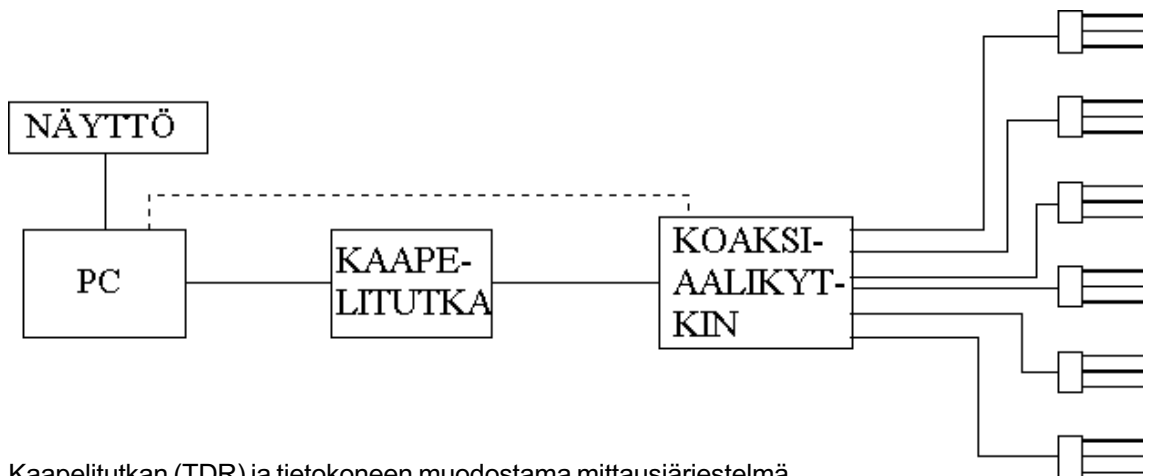


Kuvio 2. Avarrettu lasikuulalieriö ylhäältä päin kuvattuna.

MITTAUSLAITTEISTO

Mittauslaitteisto koostuu maanäytelieriöstä, kahdesta lasikuulakeriöstä, kaapelitutkasta (TDR), koaksiaalikytkimestä, antureista sekä tietokoneesta ja mittausohjelmasta.

Maanäytelieriö on halkaisijaltaan 16 cm ja korkeudeltaan 60 cm. Mitattaessa maanäytelieriö asetetaan toisen, yläosastaan avarretun lasikuulalieriön päälle (kuvio 1). Lasikuulalieriöt ovat halkaisijaltaan saman suurisia, mutta 30 cm korkeita. Lasikuulalieriöt on täytetty halkaisijaltaan 3 mm suuruisilla lasikuulilla. Kuulat ovat kylläisessä vedessä. Avarrettuun osaan on rakennettu reunavesien erilleen keräämistä varten kapea, 1 cm korkea panta. Reunavedet johdetaan rinnakkaiseen lasikuulalieriöön keskelle lasikuulamassan pinnalle. Avarrettuun lieriöön on rakennettu kuristuskappale, joka johtaa maanäytelieriöstä tulevan keskiveden antureille (kuvio 2). Anturit on asennettu lasikuulalieriöihin horisontaalisesti 15 cm:n korkeudelle.



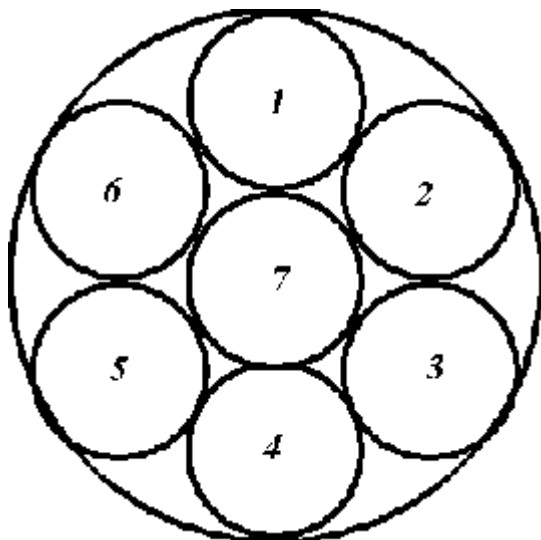
Kuvio 3. Kaapelitutkan (TDR) ja tietokoneen muodostama mittausjärjestelmä.

Kaapelitutkan (Tektronix 1502B) ja antureiden välissä on koaksiaalikytkin, joka mahdollistaa mittausten automatisoinnin kuudelta anturilta (kuvio 3). Koaksiaalikytkintä ohjataan tietokoneelta releistöllä rinnakkaisportin kautta. Kaapelitutkassa on sp232-moduuli, jolloin tietokone ja kaapelitutka kykenevät kahdensuuntaiseen tiedonsiirtoon. Tietokoneella voidaan ohjata kaapelitutkan asetuksia ja mittaustiedot voidaan hakea kaapelitutkalta tietokoneelle. Tietokone-ohjelman runkona on kertamittaukseen tehty tdraut97.exe -ohjelmätiedosto, joka on saatu käyttöön ja edelleen muokattavaksi Timo Heinovaaralta Amsterdamin yliopistosta (Heimovaara 1993). Ohjelmaa muutettiin ohjaamaan koaksiaalikytkintä ja kaapelitutkaa sekä suorittamaan mittaukset ja mittaustiedostojen tallentaminen halutuun väliajoiin. Yhden anturin mittaamiseen kuluu aikaa 30 s. Ohjelmointityö tehtiin Pascal-ohjelmointikielellä.

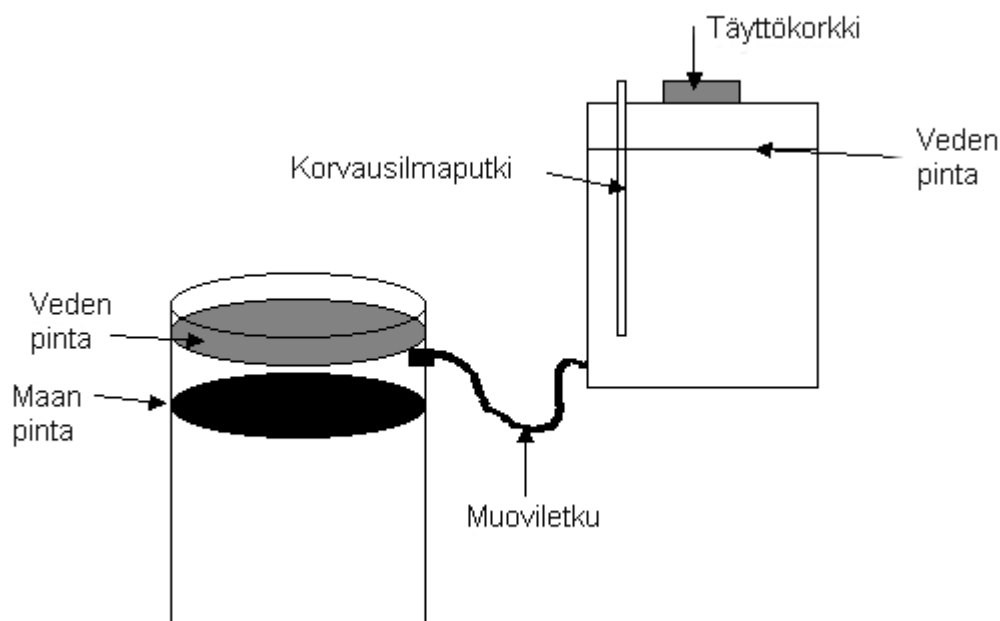
MITTAAMINEN

Lähtötilanteen vakioimiseksi eri näytteiden välillä häiriintymätön maanäyte kostutetaan kylläiseen tilaan alhaalta päin. Näyteliieriö asetetaan avarretun lasikuulalieriön päälle ja mittausta käynnistetään. Suolapulssi injektoidaan liuoksena maanäytteen pinnalta 5 cm:n syvyyteen seitsemästä kohtaa (kuvio 4). Suolan injektoinnilla maanäytteen pinnan alle pyritään jäljittelemään sijoituslannoitusta. Pulssin sisältämän suolan määrä valitaan mahdollisimman suureksi, jotta maan omien ravinteiden, ns. taustan, ja kaliumin osittaisen maahanpidättymisen aiheuttama epätarkkuus mittaustuloksissa olisi mahdollisimman pieni. Suolamäärä ei saa kuitenkaan olla niin suuri, että antureille tullessaan suolapulssi aiheuttaisi oikosulun anturipuikkojen välillä, eikä pulssia voitaisi enää havaita. Sopivaksi suolapulssin kooksi on kokeellisesti saatu 14 ml 2 M KCl:a (Lehtinen 1999).

Varsinaisessa huuhteluvaiheessa vettä johdetaan maanäyteliieriön pinnalle siten, että siihen muodostuu ohut vesikerros, noin 2 mm, josta vesi virtaa painovoimalla maanäyteliieriön läpi huuhtoen lisättyä suolaa mukanaan. Halutun vesipinnan aikaansaamiseksi voidaan käyttää esimerkiksi kuvion 5 mukaista järjestelyä, jossa veden pinnan korkeus määrätään mariotti-astian sijainnilla. Veden virtausnopeus mitataan aikasarjana molempien lasikuulalieriöiden poistovirtauksista. Huuhtelua jatketaan niin kauan, että suolapulssi on huuhtoutunut lieriön läpi ja ohittanut anturit lasikuulalieriöissä. Kokeellisesti on selvitetty, että vettä kuluu 3,5 l:sta 10 l:aan riippuen maan rakenteesta (Lehtinen 2000).



Kuvio 4. Suolapulssi injektoidaan maan pintaan numeroituihin pisteisiin. Ympyrät kuvaavat pulssin levittäytymistä, mikäli ne leviäisivät tasaisesti.

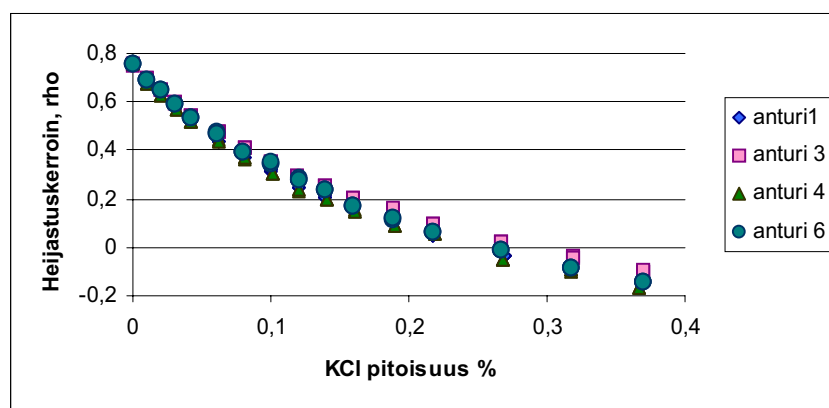


Kuvio 5. Mittauksessa käytettävä veden airtosteelimenetelmä.

TULOKSET

Kaapelitutkamittausten tuloksena saadaan aikasarja heijastuskertoimen kehitymisestä Kajan suhteen. Suolapitoisuuden ja heijastuskertoimen välinen riippuvuus käy ilmi kuviosta 6. Mittauksissa antureille tulevien pulssien aiheuttamat heijastuskertoimet vaihtelevat alueella 0,2-0,8, mistä syystä riippuvuutta voidaan pitää mittausalueella käytännössä lineaarisena.

Kummastakin lasikuulalieriöstä huuhtelun aikana läpitulleen veden määrä mitataan. Heijastuskertoimen aikasarjan ja vedenvirtausnopeuden perusteella määritetään maanäytteen huuhtoutumisherkkyys siten, että lasketaan vesimäärä, joka tarvitaan huuhtomaan 66 % suolasta antureiden ohi (kuvio 7). Koko pulssin huuhtomiseen tarvittava vesimäärä antaisi liian positiivisen kuvan maan huuhtoutumisherkkydestä, mikäli huuhtoutuneen pulssin muoto on "pitkähäntäinen".

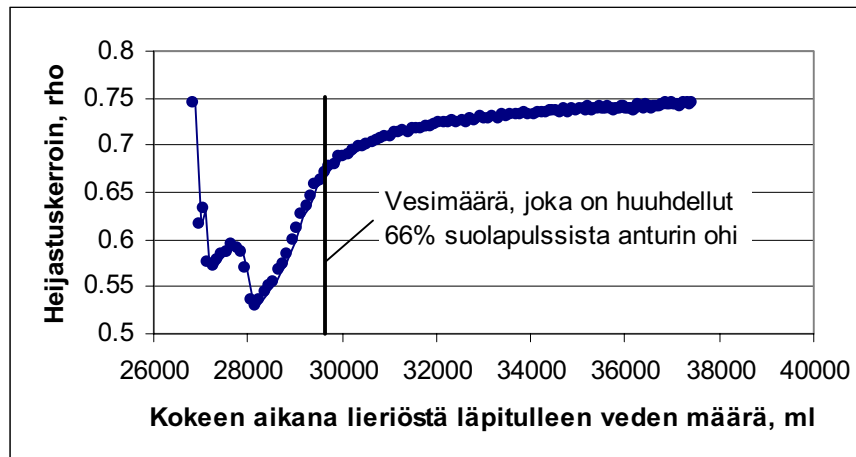


Kuvio 6. Heijastuskertoimen riippuvuus kaliumkloridipitoisuudesta, kun antureita ympäröi homogeeninen suolapitoisuus.

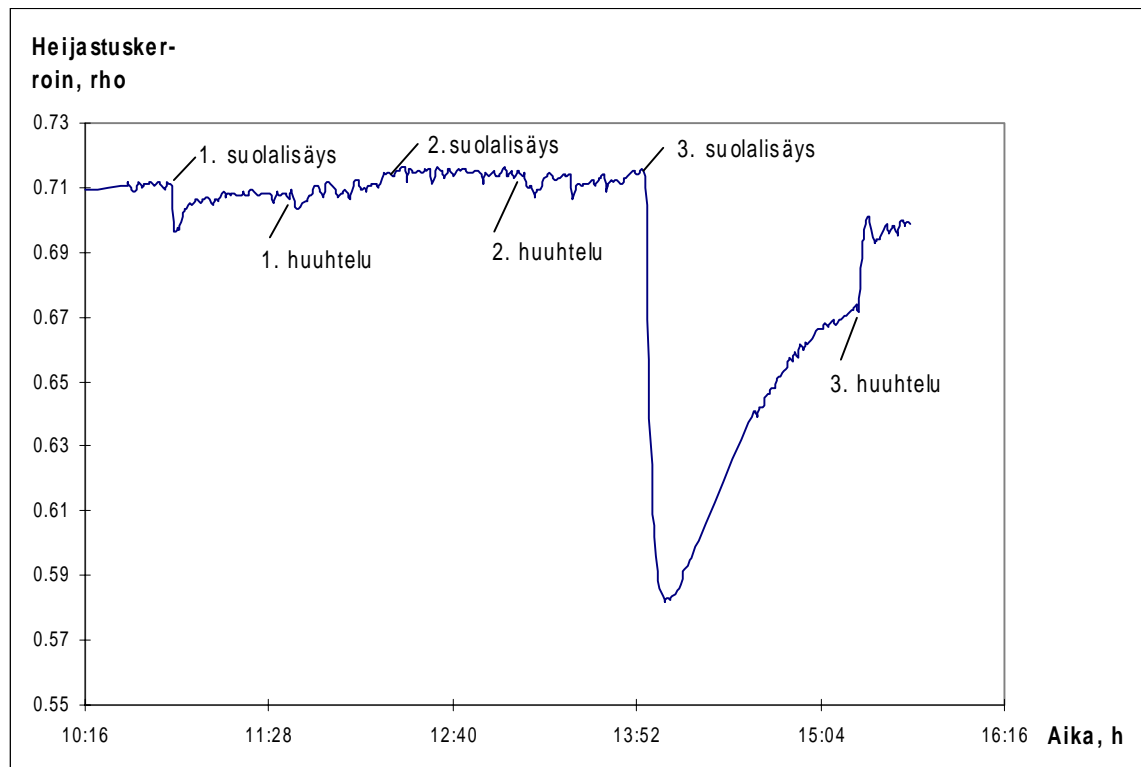
Heterogeeninen suolapitoisuus anturin ympärillä vaikuttaa anturin havaitsemaan heijastuskertoimeen ja siten aiheuttaa epätarkkuutta suolapitoisuuden määrittämisessä ja heijastuskertoimen aikasarjan muodossa. Ilmiötä on havainnollistettu kuviossa 8 aikasarjassa, jossa sama määrä suolaa on lisätty

1. pistemäisesti keskimmäisen anturipuikon tyveen sen päälle
2. pistemäisesti anturipuikkojen ulkopuolelle viereen, lähelle lieriön reunaa
3. sisäkkäisinä ympyröinä koko lasikuulamassan alueelle

Jokaisen suolamäärän annettiin diffundoitua jonkin aikaa ennen suolan huuhtomista pois lasikuulamassasta seuraavaa suolalisäystä varten. Suolalisäyksen jälkeen heijastuskertoimi-



Kuvio 7. Heijastuskertoimen muuttuminen läpitulleen veden suhteen (lieriö 113 HtS, 2 pulssi).



Kuvio 8. Anturin ympäristön suolapitoisuuden heterogeenisuuden vaikutus heijastuskertoimeen.

men pitäisi romahtaa ja palata huuhtelun jälkeen suolan lisäystä edeltävälle tasolle. Antureiden havaitsemat heijastuskertoimet suolalisäyksien jälkeen poikkeavat suuresti toisistaan.

Vesi virtaa lasikuulalieriön läpi putkivirtauksena. Veden virtausnopeuden pysyminen vakiona mittauksen aikana on tärkeää, sillä se vaikuttaa lasikuulalieriöön muodostuvan putkivirtauksen halkaisijaan. Suolaisen veden putkivirtauksen halkaisija määrittää suolakonsentraation jakautumisen antureiden ympärillä, ja vaikuttaa siten antureiden havaitsemaan heijastuskertoimeen. Lisäksi virtauksen hidastuessa voimakkaasti suola ehtii diffundoitua laajemmalle ympärillä olevaan lasikuulamassaan, jolloin anturin havaitsema heijastuskerroin muuttuu, vaikka suolamäärä lasikuulatilavuutta kohti pysyisi muuttumattomana. Maanäytelieriöstä poistuneen suolan määrää ei voida siten laskea suoraan mitatun pulssin pinta-alasta. Käytettäessä maahan heikosti pidättyvää suolaa, kuten kaliumkloridia, mittauksessa oletetaan kaiken lisätyn suolan poistuvan huuhteluveden mukana lieriöstä. Virtauksen pysyessä vakiona, voidaan mitatusta pulssista kuitenkin määrittää vesimäärä, joka tarvitaan huuhtomaan 66 % suolasta.

Reunavesien mittauksista tärkeimmät tulokset ovat reunavesien määrä suhteessa sen keräämispinta-alaan, mikä kertoo lieriön reunaa pitkin virtaavan veden osuudesta kokonaisvesimäärään, sekä suolapulssin ajallinen kesto verrattuna keskilieriön antureille tulevan suolapulssin keston. Näiden tulosten perusteella tehty mittaus voidaan joko hylätä tai hyväksyä. Hylkäysrajat vaativat vielä lisätutkimusta.

Toisena tunnuslukuna käytetty veden virtausnopeus on raja-arvo sille, millaisella sateen intensiteetillä tai lumen ja jään sulamisnopeudella näytteenotto paikassa alkaa muodostua lätäköitä tai pintavirtailua.

PAKATUILLA MAANÄYTEILLÄ TEHTY KOE

Laitteiston toimivuutta testattiin pakatuilla maanäytelieriöillä. Koetta varten pyrittiin rakentamaan kaksi identtistä maanäytelieriötä kahdesta eri maalajista. Ensimmäinen lieriöpari (lieriöt 111 ja 112) sisälsi karkeaa hietaa, raekoko 0,1-0,25 mm. Toinen lieriöpari (lieriöt 113 ja 114) sisälsi 2/3 karkeaa hietaa ja 1/3 halkaisijaltaan 0-0,1 mm savimuruja. Lieriöt rakennettiin lisäämällä kuivaa maata 1,5 kg:n erissä välillä tiivistäen pudottamalla 1 kg:n suuruinen paino 50 cm:n korkeudelta maakerroksen päälle.

Lieriöt huuhdeltiin ensin 10 l:lla vettä. Tämän jälkeen jokaisesta lieriöstä huuhdeltiin neljä saman suuruista suolapulssia (14 mg 2 M KCl) läpi, 10 l:lla vettä kukin. Heijastuskertoimen aikasarjat ovat liitteessä 1. Veden virtausnopeuksien kehittyminen kokeen aikana on esitetty liitteissä 2. Vesimäärät, jotka tarvittiin huuhtomaan 66 % suolapulssista, on koottu taulukkoon 1.

Veden virtausnopeus pysyi lähes vakiona kokeen aikana hietalieriöllä. Sen sijaan hietasavilieriöiden vedenvirtausnopeus pieneni kokeen edetessä. Rungas huuhteleminen, kaikkiaan 50 l vettä läpi, aiheutti muutoksia hietasavimaan rakenteeseen tiivistäen sitä pulssi pulssilta hitaammin vettä läpäiseväksi. 66 %:n vesimäärät ja huuhtomiseen tarvittava aika kasvoivat vastaavasti virtausnopeuden hidastuessa. Tuloksista nähdään, ettei pelkkä maalaji riitä kuvaamaan maan huuhtoutumisherkkyttä, vaan maan rakenteella on suuri merkitys. Tässä kokeessa veden virtausnopeuden hidastuessa suolan huuhtoutumiseen tarvittavan vesimäärä kasvoi. Korkea virtausnopeus ei välttämättä merkitse suurta huuhtoutumisherkkyttä. Esimerkiksi silloin, kun maassa on halkeamia, juurikanavia ja lieronreikiä, vesi voi kulkeutua nopeasti lieriön läpi ohivirtauksena suolan jäädessä suojaan maahuokosiin. Asi-

Taulukko 1. Aika ja vesimäärä/ huuhtelu, kun 66 % suolapulssista on ohittanut mittausanturin.

		Anturin ohitukseen tarvittava vesimäärä, ml				
		Lieriö	Pulssi	Keski	Reuna	Yhteensä
111 KHt	1			2770	1127	3260
111 KHt	2			2880	837	3282
111 KHt	3			2658	983	3413
111 KHt	4			2889	987	3327
112 KHt	1			2760	939	3180
112 KHt	2			2500	982	3144
112 KHt	3			2510	1015	2942
112 KHt	4			2515	1043	3081
113 HtS	1			2281	1245 *	3417
113 HtS	2			3214	2149 *	5456
113 HtS	3			4258	2646 *	6932
113 HtS	4			4110	3028 *	7080
114 HtS	1			2778	1023	3748
114 HtS	2			3108	1673	4789
114 HtS	3			4930	1438	6394
114 HtS	4			4732	1742	6341

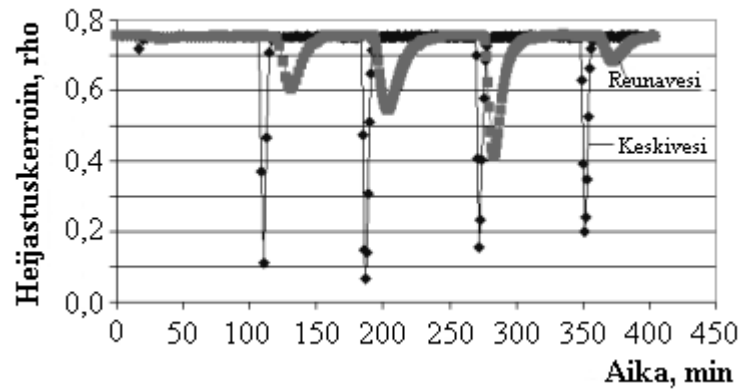
Koetulosten tarkastelu* = mittaus hylätään liian suuren reunaveden osuuden vuoksi

aan tuovat lisäselvyyttä jatkotutkimukset luonnollisilla häiriintymättömillä maanäytteillä. Lieriön 113 reunavesien osuus kokonaisvesimäärästä on huomattavasti suurempi kuin muilla lieriöillä. Mikäli kyseessä olisi todellinen mittaus häiriintymättömillä maanäytteillä, tulos hylättäisiin epäluotettavana. Kokeiden perusteella mittausmenetelmä itsessään todettiin periaatteeltaan toimivaksi. Kasvupaikkojen maan jakaminen huuhtoutumisherkkyyss- luokkiin vaatii sen sijaan lisätutkimusta mm. sopivien luokkarajojen löytämiseksi.

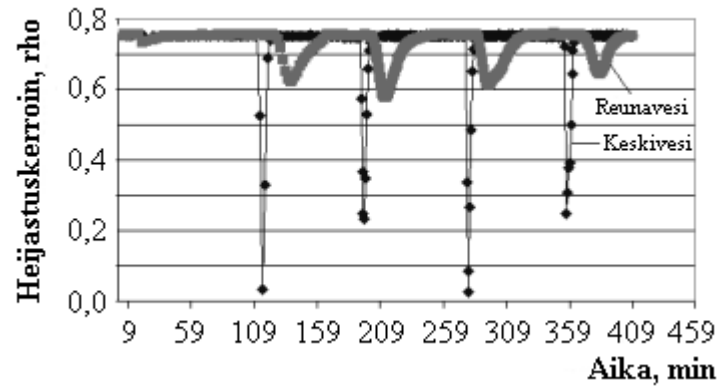
KIRJALLISUUS

- Heimovaara, T. J. & Water, E. de** 1993. A computer controlled TDR system for measuring watercontent and bulk electrical conductivity of soils. Laboratory of physical geography and soil science. University of Amsterdam. Report 41.
- Kachanoski, R., G. & Ward, A., L.** 1994. Measurement of subsurface chemical transport using time domain reflectometry. Symposium and workshop in Time domain reflectometry in environmental, infrastructure and mining applications. Evanston, Illinois. Special Publication SP 19-94. United States Dept. of Interior Bureau of Mines. p. 171-182.
- Lehtinen, R.** 2000. Kaapelitutkan käyttömahdollisuudet maanäytelieriöiden huuhtoutumisherkkyyden mittaamisessa. Pro gradu-työ aineisto.
- Nissen, H., H. & Møldrup, P.** 1995. Theoretical background for the TDR methodology. Proceedings of the symposium: Time-Domain Reflectometry Applications in Soil Science. Danish Institute of Plant and Soil Science. SP report 11. p. 9-23.
- Ward, A. L., Kachanoski, R. G. & Elrick, D. E.** 1994. Laboratory measurements of solute transport using time domain reflectometry. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1031-1039.

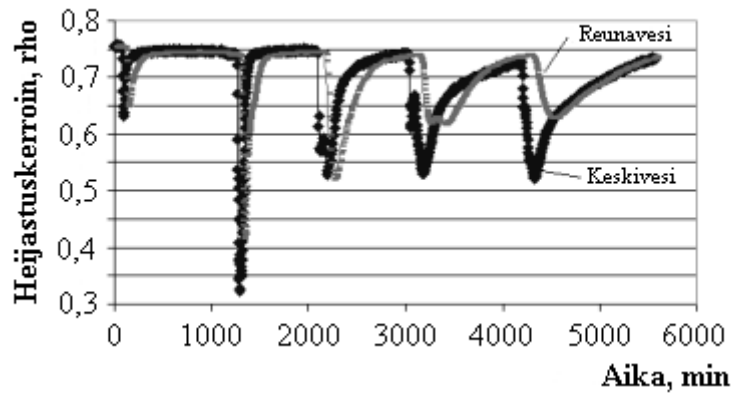
Lieriö 111



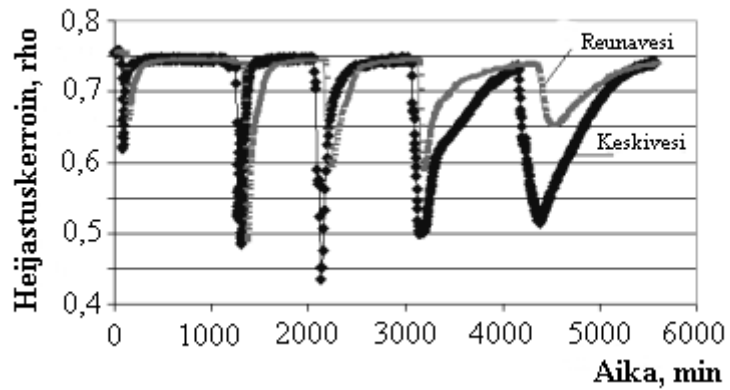
Lieriö 112

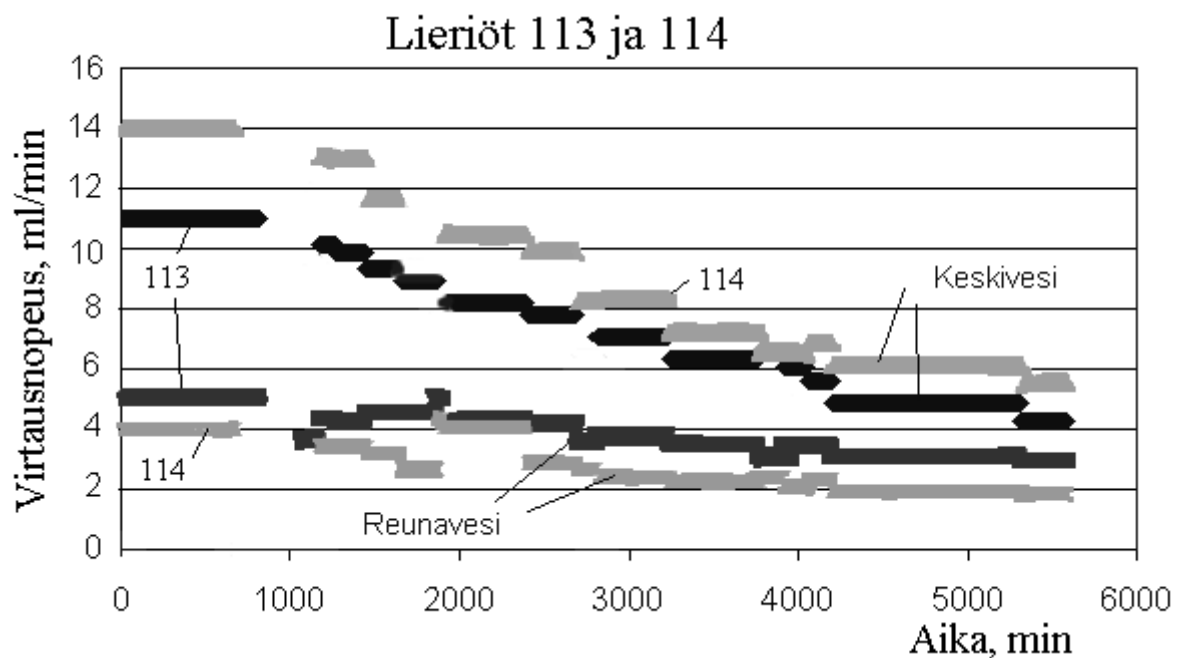
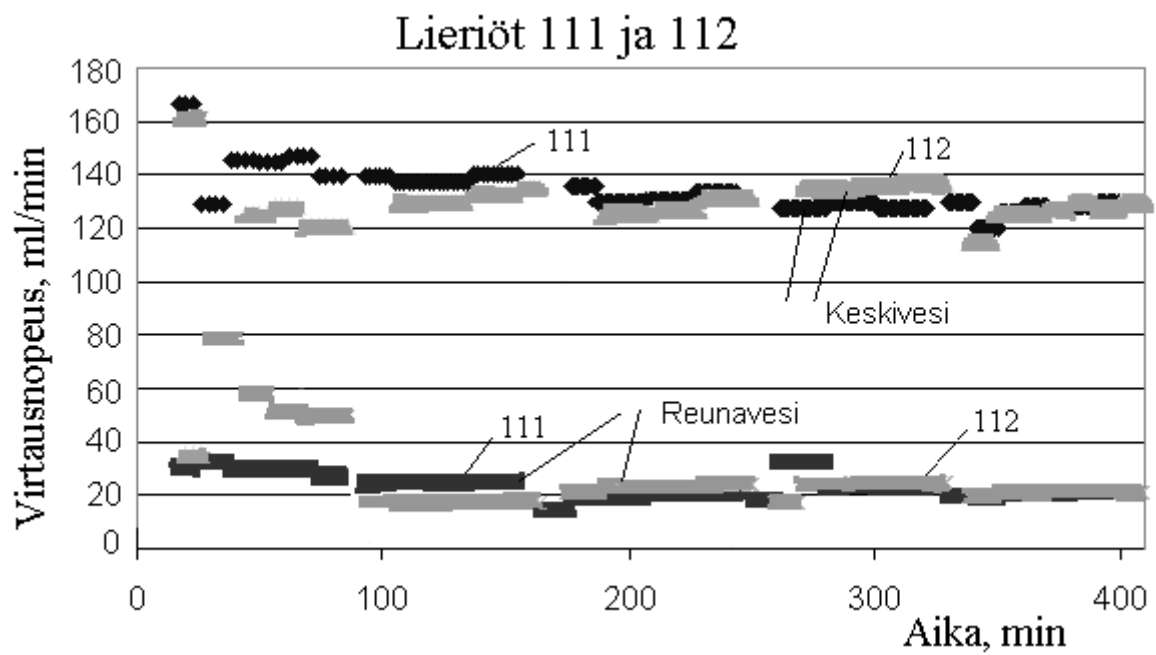


Lieriö 113



Lieriö 114





HIENOJAKOISEN MAA-AINEKSEN RIKASTUMINEN VALUNTAVESIIN JA VALUNNAN KULJETTAMAN MAA-AINEKSEN OMINAISUUDET –TULOKSIA KOTKANOJAN KOEKENTÄLTÄ

Risto Uusitalo, Eila Turtola ja Taina Lilja
Maatalouden tutkimuskeskus

LYHENNELMÄ

Pintavalunnan ja salaojaveden maa-aines oli lajitekoostumukseltaan samanlaista, mutta selvästi hienompaa kuin pellolle jäänyt maa. Myös kemialliselta koostumukseltaan pinta- ja salaojavesien sisältämä maa-aines oli keskenään hyvin samanlaista. Fosforia sitovien heikosti kiteytyneiden alumiinioksidien ja hiilen pitoisuudet olivat kuitenkin salaojavesissä suuremmat kuin pintavaluntavesissä.

Vesistä ja maasta tehtyjen mittausten perusteella voitiin päätellä, että salaojien kautta pellolta poistuva maa-aines oli pääosin joko pintamaata tai salaojakaiannon täyttömaata. Vaikka salaojavalunnan sisältämän maa-aineksen fosforinluovutuskyky oli samanlainen kuin pintavalunnan maa-aineksella, salaojaveden maa-ainespitoisuus ja fosforipitoisuus oli keskimäärin pienempi kuin pintavaluntaveden. Tämän vuoksi salaojavesi oli vähemmän vesistöjä kuormittavaa.

JOHDANTO

Savimailta tulevissa valumavesissä partikkeleihin sitoutunut fosfori muodostaa pää-osan kokonaisfosforista (Turtola ja Puustinen, 1998). Erityisesti suuren valuman aikana pellolta poistuu huomattavan paljon maa-ainesta sisältäviä sameita valumavesiä (Lemola ja Urvas, 1999). Valumavesien maa-aineksen laatu, fosforipitoisuus ja maa-aineksen fosforinluovutuskyky ovat vesiensuojelun kannalta tärkeitä ominaisuuksia.

Eroosioaineksen on havaittu olevan keskimäärin hienojakoisempaa kuin pellolle jäävä maa (Sharpley, 1985). Pienet maahiukkaset kulkevat veden mukana pitemmälle kuin raskaammat suuret maahiukkaset, joiden kuljettaminen vaatii suuremman virtausnopeuden. Pienet hiukkaset saattavat myös kulkeutua helpommin maahuokosia pitkin salaojistoon.

Hienojakoinen maa-aines on kemiallisesti aktiivisempaa kuin karkeat maalajitteet johtuen erilaisesta mineraalikoostumuksesta ja suuremmasta ominaispinta-alasta. Saveslajitteessa (halkaisija alle 0,002 mm) on pääosa maan sisältämistä savimineraaleista, jotka ottavat huomattavasti enemmän osaa kemiallisiin reaktioihin (mm. ravinteiden sitominen) kuin maasälvät ja kvartsi. Hiesu (0,002-0,02 mm:n hiukkaset) ja sitä karkeammat lajitteet sisältävät lähes yksinomaan maasälpä ja kvartsia (Sippola, 1974).

Alumiinin ja raudan oksidit ovat tärkeitä fosforin sitoja maassa. Niitä syntyy, kun mineraalien rapautumisessa vapautuva alumiini ja rauta saostuu maahiukkasten pinnoille ja pieninä erillisinä kiteinä. Hienojakoisella maa-aineksella on suuri ominaispinta-ala, minkä vuoksi pääosa maahiukkasten pinnoille saostuneista, fosforia pidättävistä oksideistakin on todennäköisesti rikastunut hienojakoisimpiin maalajitteisiin. Tämän vuoksi pellolta eroosion mukana kulkevan maa-aineksen fosforipitoisuus voi olla suhteellisesti suurempi kuin pellolla olevassa maassa.

Partikkelien liikkeitä maassa voidaan tutkia voimakkaasti maahiukkasiin sitoutuvilla merkkiaineilla. Tällaisina merkkiaineina voidaan käyttää luonnossa harvinaisten, voimakkaasti maahan sitoutuvien alkuaineiden radioaktiivisia isotooppeja; esimerkiksi Chernobylin ydinvoimalaonnettomuuden jälkeisestä laskeumasta peräisin olevaa cesium-137 -isotoppia. Cesium-137 sitoutuu hyvin lujasti maahiukkasiin. Esimerkiksi Nagasakissa Japanissa tehdyn tutkimuksen mukaan 95% vuoden 1945 atomipommista peräisin olevasta Cs-137:sta oli 40 vuoden aikana liikkunut maassa syvyysuuntaan alle 10 cm (Mahara, 1993). Cesium-137 -analyysiä onkin käytetty maa-aineksen alkuperää selvittäessä (mm. Pietiläinen ja Ekholm, 1992). Koska Cs-137 pidättyy maahan todennäköisesti yksiarvoisena kationina, se rikastuu saveslajitteeseen.

Hyvin toimiva salaojitus vähentää pintavirtailua ja siten pienentää pintaeroosion mukana vesistöihin kulkevan maa-aineksen ja fosforin määrää. Toimiva salaojitus tasaa kuormituspiikkejä ja todennäköisesti lisää maahan sitoutuvan fosforin määrää kasvattamalla maan ja veteen liunneen fosforin välistä kontaktiaikaa (kts. Peltovuori, 1998). Jokioisten Kotkanojan huuhtoutumiskentän (savimaa) huonosti toimivan salaojaston uusiminen vähensi fosforikuormitusta (Turtola ja Paajanen, 1995). Kotkanojan kentän salaojavedet sisältävät kuitenkin melko paljon maa-ainesta ja maa-aineksen fosforinluovutuskyky oli yllättävän korkea syksyllä 1997 (Uusitalo ym., 1998). Salaojavalunnan kuljettaman maa-aineksen fosforinluovutuskyky ylsi keskimäärin 65 prosenttiin pintavalunnan mukana pellolta poistuvan maa-aineksen fosforinluovutuskyvystä. Tämän perusteella salaojavesien sisältämä maa-aines saattaisi olla pääosin peräisin pintamaasta eikä pohjamaasta, jossa fosfori esiintyy suurimmaksi osaksi niukkaliukoisena apatiittisena fosforina.

Tässä työssä hienojakoisen maa-aineksen rikastumista valumavesiin arvioitiin määrittämällä maanäytteiden ja valumavesien kuljettaman maa-aineksen lajitekoostumus ja mittaamalla maan, eri maalajitteiden ja vesinäytteistä saostetun kiintoaineen cesium-137 -isotoopin aktiivisuus, hiilipitoisuus, sekä heikosti kiteytyneiden alumiinin ja raudan pitoisuudet. Tuloksista voidaan tehdä päätelmiä salaojavesien sisältämän maa-aineksen alkuperästä.

AINEISTO JA MENETELMÄT

Jokioisissa savimaalla sijaitsevalta Kotkanojan koekentältä valittiin erikokoisten partikkelien rikastumisen tutkimista varten kaksi valuntalohkoa (lohkot A ja B), joissa vuonna 1991 tehdyn uusintasalaojituksen yhteydessä lohkojen alapään salaojakaivannot oli täytetty puuhakkeella ja lohkojen yläpään kaivannot pintamaalla (Turtola, 1996). Molemmilta lohkoilta kerättiin pintavalunnasta yksi kokoomanäyte ja salaojavalunnasta kaksi kokoomanäytettä (lohkojen ylä- ja alapään salaojastoista erikseen) sellaisina aikoina, kun vesissä oli runsaasti kiintoainesta. Suhteellisen kirkkaita lumen sulamisen alkuvaiheessa muodostuneita vesiä ei siten otettu mukaan kokoomanäytteeseen. Valumavesistä saostettiin kiintoaines Kemwater PAX 18 (Kemira Chemicals) alumiinipohjaisella jätevedenkäsittelyyn tarkoitetulla saostuskemikaalilla.

Vesinäytteiden ja eri maakerrosten lajitekoostumus määritettiin Coulter-partikkelilaskurilla ja maa-aineksen cesium-137:n pitoisuus germanium-puolijohdeilmalmaisimella varustetulla gammaspektrometrillä. Vesistä saostetun maa-aineksen Cs-137 -aktiivisuutta verrattiin eri syvyydeltä otetuista maanäytteistä mitattuun aktiivisuuteen.

Jotta eroosioaineksen Cs-137 -aktiivisuus voitaisiin yhdistää saveksen kulkeutumiseen, määritettiin Cs-137:n aktiivisuus myös Kotkanojan ja Kirkkonummella sijaitsevan TKK:n Sjäskullan koekentän maan eri raekokolajitteista. Jauhetusta ja seulotusta (alle 2 mm) veteen lietetyistä maasta maamuruja hajotettiin kahden tunnin ultraäänikäsittelyllä, minkä jälkeen lietos laimennettiin noin 8 litraksi deionisoidulla vedellä ja sekoitettiin voimakkaasti. Saveslajite erotettiin toiseen astiaan lappoamalla lietosta 10 cm:n syvyyteen asti 7 tunnin 45 minuutin laskeutusajan kuluttua. Loppuun maalietokseen lisättiin vettä poistetun saveslietoksen verran, sekoitettiin uudelleen ja siitä erotettiin hiesu omaan astiaansa lappoamalla lietosta 10 cm:n syvyyteen asti 4 tunnin 40 minuutin laskeutusajan kuluttua. Saves- ja hiesulajitteet saostettiin PAX 18:lla. Hieta ja hiekka erotettiin jäljelle jääneestä maalietoksesta seulomalla ja niistä poistettiin savesta ja hiesua vielä neljästi liettämällä ja lappoamalla. Kaikki lajitteet kuivattiin ilmakeivaksi ja homogenisoitiin ennen Cs-137 -määrittystä.

Heikosti kiteytyneiden alumiinin (Al) ja raudan (Fe) oksidien pitoisuus määritettiin maanäytteistä uuttamalla 1 g maata 2 tuntia 50 ml:lla 0,2 M ammoniumoksaali-oksaalihappoliuosta (pH 3,0) valolta suojattuna. A- ja B-lohkolta (koko lohko) kerätyistä kokoomavesinäytteistä koottiin maa-ainesta oksalaattiuuttoa varten haihduttamalla vesinäytteitä ensin lämpölevyllä ja lopuksi lämpökaapissa.

Elokuusta 1997 lokakuuhun 1998 Kotkanojan kentältä kerätyistä vesinäytteistä määritettiin kokonaisfosforin, anioninvaihtohartsimenetelmällä vapautuvan P:n ja liuenneen P:n pitoisuudet, sekä haihdutusjäännös (kts. menetelmäkuvaukset Uusitalo ym., 1998). Näistä tuloksista laskettiin partikkelifosforin jakautuminen vapautuvaan ja sitoutuneeseen jakeeseen, sekä näytteiden sisältämän maa-aineksen fosforinluovutuskyky.

Taulukko 1. Eri kokoisten maapartikkelien suhteellinen rikastuminen valumavesiin Kotkanojalla. Pintavaluntaa on verrattu pintamaahan. Salaojavaluntavesiä on verrattu pintamaahan (vs A), horisontin paksuudella painotettuun ”keskimääräiseen maahan” pinnasta 100 cm:n ojitussyvyyteen (vs ”K”) ja yli 76 cm:n syvyydellä sijaitsevaan pohjamaahan (vs C).

	Partikkelikoko, mm				
	< 0,002	0,002-0,006	0,006-0,02	0,02-0,06	>0,06
A-lohko					
Pintavalunta	1,7	1,2	1,1	0,2	0
Salaoja vs A	2,1	1,1	0,9	0,1	0
Salaoja vs ”K”	1,4	1	0,9	0,2	0
Salaoja vs C	1,2	0,8	0,8	0,4	0
B-lohko					
Pintavalunta	1,8	1,1	1	0,2	0,2
Salaoja vs A	1,9	1,2	1	0,1	0
Salaoja vs ”K”	1,3	1	1	0,1	0
Salaoja vs C	1,2	0,9	0,9	0,3	0

MAA-AINEKSEN PARTIKKELIKOKO JA ALKUPERÄ

Partikkelilaskurilla saatujen tulosten mukaan sekä pinta- että salaojavalumavesien sisältämä maa-aines oli hienojakoisempaa kuin pellolla oleva maa (Taulukko 1). Hiesun osuus pintavalunnassa oli hieman suurempi kuin pellon pintamaassa, mutta salaojavesissä hiesua oli suunnilleen samassa suhteessa kuin maassa. Hienoa hietaa ja sitä karkeampia lajitteita (halkaisija yli 0,02 mm) ei ollut valumavessä juuri lainkaan.

Cesium-137 rikastui valumavesiin (Taulukko 2). Pintavalunnassa rikastumiskerroin oli pintamaahan verrattuna 1,8 (A-lohko) ja 2,0 (B-lohko). Pintavaluntavesissä Cs-137:n rikastumiskerroin oli siten lähes sama kuin partikkelilaskurilla määritetyt saveksen rikastumiskertoimet. Myös salaojavesissä tulokset olivat samansuuntaisia. Cesium-137:n rikastumiskerroin salaojavesissä oli 1,7-2,7 pintamaahan verrattuna, kun partikkelilaskurin avulla lasketut vastaavat luvut olivat 1,9 ja 2,1. Muokkauskerroksen alapuolisen maan Cs-137 -aktiivisuus oli hyvin pieni.

Taulukko 2. Eri maakerroksista ja valumavesistä saostetun kiintoaineksen Cs-137 -aktiivisuus. Salaojien 1 ja 5 kaivannot täytetty puuhakkeella ja salaojien 3 ja 7 kaivannot on täytetty pintamaalla.

Näyte	kpl	Cs-137 Bq/kg		
		Keskiarvo	Minimi	Maksimi
A-lohko				
<i>Maa (cm)</i>				
0-10	4	30	26	37
10-25	4	21	19	23
25-40	4	4	2	6
40-60	4	1	0	3
<i>Eroosioaines</i>				
Pintav.	2	54	42	65
Salaoja 1	1	54		
Salaoja 3	1	50		
B-lohko				
<i>Maa (cm)</i>				
0-10	4	26	21	32
10-25	4	27	20	35
25-40	4	10	0	13
40-60	4	0	0	1
<i>Eroosioaines</i>				
Pintav.	2	51	50	52
Salaoja 5	1	46		
Salaoja 7	1	70		

Salaojien kautta kulkeutuvan eroosioaineksen Cs-137 -aktiivisuus oli siis suurempi kuin pintamaassa ja samaa tasoa tai jopa korkeampi, kuin pintavalunnan kuljettaman eroosioaineksen Cs-137:n pitoisuus. Valumavesien Cs-137 -aktiivisuus oli myöskin korkeampi kuin saveslajitteessa keskimäärin, mikä oli osoitus kemiallisesti kaikkein reaktiivisimman hienon saveksen kulkeutumisesta eroosion mukana. Kotkanojan maan saveslajitteen Cs-137 -aktiivisuus oli 34 Bq/kg ja hiesun 36 Bq/kg. Koska kaikkia maamuruja ei saada hajotettua ultraäänikäsittelyllä ja liettämällä, on erityisesti hiesulajitteen mukana savesta, mikä nostaa hiesun Cs-137:n pitoisuutta. Hieta- ja hiekkalajitteiden aktiivisuus oli kuitenkin savesta ja hiesua selvästi alhaisempi; hiedalla 26 ja hiekalla 14 Bq/kg. Sjäkullan maasta erotetuissa lajitteissa aktiivisuudet olivat selvästi korkeampia kuin Kotkanojalla. Sjäkullan maassa saveksessa oli Cs-137 -aktiivisuutta 79, hiesussa 73, hiedassa 29 ja hiekassa 22 Bq/kg.

Näistä tuloksista ei voida varmasti päätellä salaojaveden mukana pellolta kulkevan maa-aineksen olevan pintamaasta kulkeutunutta savesta, koska Kotkanojan koekentän uusinta-salaojitus on tehty viisi vuotta Chernobylin onnettomuuden jälkeen. Siten kentän yläosan salaojakaivannoissa (salaojat 3 ja 7) on Cs-137 -pitoista maata. Toisaalta myös kentän alaosan salaojastoissa (salaojat 1 ja 5) maa-aineksen Cs-137 -aktiivisuus oli huomattavasti korkeampi kuin pohjamaassa. Cesium-137:n aktiivisuuden perusteella voidaankin sanoa, että salaojista kulkeutuva maa-aines ei pääosin ollut pohjamaata. Siten salaojien kautta purkautuva maa-aines oli peräisin joko pintamaasta tai (erityisesti kentän yläosassa) salaojakaivannoista.

MAA-AINEKSEN FOSFORINLUOVUTUSKYKY JA MUUT KEMIAALLISET OMINAISUUDET

Kotkanojalla salaojien kautta tulevan veden kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin kolmanneksen alhaisempi kuin pintavalunnassa koko puolentoista vuoden seurantajakson (kesästä 1997 talveen 1998) aikana (Taulukko 3). Valtaosaltaan fosfori oli partikkeleihin sitoutunutta. Sekä pinta-, että salaojavaluntavesien kokonaisfosforista arvioitiin keskimäärin noin 13% olevan biologisesti käyttökelpoista. Tämä viittaa siihen, että pinta- ja salaojavalunnan mukanaan kuljettama kiintoainees olisi kemiallisilta ominaisuuksiltaan samanlaista.

Taulukko 3. Kokonaisfosforin keskimääräinen pitoisuus ja sen jakautuminen liuenneeseen, partikkeleista vapautuvaan ja partikkeleihin sitoutuneeseen jakeeseen koko Kotkanojan kentän pinta- ja salaojavalunnassa (kesä 1997-talvi 1998).

	kpl	Kokonais-P mg/l	Kokonais-P:n jakeet		
			Liuennut P	Partikkeleista vapautunut P	Partikkeleihin sitoutunut P
			%		
Pintav.	71	0,685	6,6	6,5	86,9
Salaojav.	94	0,453	7,5	6,0	86,5

Salaojavalunnassa pellolta kulkeutuvan maa-aineksen fosforinluovutuskyky oli keskimäärin alhaisempi verrattuna pintavalunnan mukana kulkevaan maa-ainekseen (Taulukko 4). Kuitenkin vaihtelu oli melko suurta eri vesinäytteiden kesken ja tarkasteltaessa yksittäisiä lohkoja saattoi salaojavalunnan kiintoaineksesta vapautua suurempi määrä P:a kuin pintavalunnan kiintoaineksesta.

Taulukko 4. Valumavesissä pellolta kulkeutuneen maa-aineksen pitoisuus ja maa-aineksenfosforinluovutuskyky (kesä 1997-talvi 1998).

	kpl g/l	Maa-ainesta	Maa-aineksen fosforinluovutuskyky, mg/kg		
			Keskiarvo	Minimi	Maksimi
Kaikki Kotkanojan koekentän näytteet					
Pintavalunta	71	0,75	51,1	5,8	110,7
Salaojavalunta	94	0,55	41,3	0	102,7
A-lohko					
Pintavalunta	16	0,9	40,8	7,1	96
Salaojavalunta	12	0,56	45,1	12,5	90,2
B-lohko					
Pintavalunta	21	0,58	53,7	7,4	110,7
Salaojavalunta	9	0,36	48,7	3,6	100

Kokoomavesinäytteiden maa-ainespitoisuus oli A-lohkokolla suurempi verrattuna keskimääräisiin pitoisuuksiin koko koekentällä (Taulukko 4). Tämän vuoksi kokonaisfosforin pitoisuus A-lohkon pintavaluntanäytteessä oli vastaavasti korkeampi (0,73 mg/l) kuin taulukossa 3 esitetty keskiarvo. A-lohkon salaojanäytteessä fosforin kokonaispitoisuus oli kuitenkin koko kentän salaojavesien keskimääräistä pitoisuutta alhaisempi (0,39 mg/l). Lohkon B valumavedet sisälsivät vähemmän maa-ainesta ja kokonaisfosforia (0,50 mg/l pintavalunnassa ja 0,28 mg/l salaojavalunnassa) kuin koko kentän valumavedet keskimäärin.

Maa-aineksen fosforinluovutuskyky oli kokoomanäytteissä samaa suuruusluokkaa kuin Taulukossa 4 esitetyt keskimääräiset arvot, pintavalunnassa kuitenkin hieman keskiavaa korkeampi. Lohkon A pintavalunnassa maa-aines kykeni luovuttamaan 60 mg/kg fosforia ja salaojavalunnan maa-aines 39 mg/kg. Lohkon B pintavalunnassa maa-aineksen fosforinluovutuskyky oli 62 mg/kg ja salaojavalunnassa 39 mg/kg.

Heikosti kiteytyneiden alumiinioksidien pitoisuus oli pintavaluntavesissä samansuuruinen kuin pintamaassa, eli alumiinioksidien rikastumista pintavaluntavesiin ei voitu havaita (Taulukko 5). Sen sijaan salaojavalunnan kuljettama kiintoaineksesta sisälsi huomattavasti enemmän alumiinioksidgeja kuin mikään maakerros joten alumiini rikastui salaojavaluntaan. Rautaoksidien pitoisuus pintavalunnassa oli yllättäen vain noin kolmannes pintamaan rautaoksidipitoisuudesta. Rautaoksideja näyttää siten olevan lähinnä sellaisten maahiukkasten ja murujen pinnoilla, jotka ovat niin suuria etteivät ne kulje valumavesien mukana. Maa-aineksen rautaoksidipitoisuudet pinta- ja salaojavalunnassa olivat keskenään samansuuruisia.

Hiilipitoisuus valumavesien kuljettamassa maa-aineksessa oli samaa tasoa kuin pintamaassa (Taulukko 5). Verrattaessa keskenään pinta- ja salaojavaluntaa, oli salaojavesistä saostetussa maa-aineksessa kuitenkin korkeampi hiilipitoisuus. Hiili ja alumiini jakautuivat lähes samassa suhteessa pintavalunnan ja salaojien kautta kulkeutuvaan maa-ainekseen, sillä A-lohkon salaojien kautta pellolta poistuvassa maa-aineksessa oli 1,7-kertainen määrä alumiinia ja 1,6-kertainen määrä hiiltä saman lohkon pintavaluntaan nähden. B-lohkoilla salaojien kautta poistuvan maa-aineksen alumiinipitoisuus oli 1,4-kertainen ja hiilipitoisuus 1,2-kertainen pintavalunnan kuljettamaan maa-ainekseen verrattuna. On hyvin mahdollista, että osa alumiinista on sitoutunut liukoisiin orgaanisiin molekyyleihin ja siten maassa helposti liikkuvaan muotoon. Orgaaniset alumiiniyhdisteet voivat puolestaan sitoa fosforia ja mahdollisesti kuljettaa sitä maaprofiilin läpi salaojastoon.

Taulukko 5. Heikosti kiteytyneiden alumiinin (Al) ja raudan (Fe) oksidien, sekä hiilen pitoisuudet Kotkanojan koekentän maassa ja valumavesien mukana kulkeutuvassa maa-aineksessa.

Näyte	Al _{ox}	Fe _{ox}	Hiili
cm	g/kg		%
0-24	2,8	13,1	2,5
24-32	2,2	11,6	0,6
32-56	2,9	7,5	0,4
56-76	2,6	5,5	0,3
76-	2,1	4	0,3
A-lohko			
Pintaval.	2,6	4,4	1,7
Salaoja	4,5	4,3	2,7
B-lohko			
Pintaval.	2,8	4,7	2
Salaoja	3,8	3,6	2,4

JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä työssä ei voitu suoraan todistaa, että salaojavalunnan mukana pellolta kulkeutuva maa-aines olisi peräisin pintamaasta. Salaojavalunnan sisältämä maa-aines erosi kuitenkin selkeästi pohjamaasta.

Pieniin orgaanisiin yhdisteisiin sitoutunut alumiini saattaa olla tärkeä fosforia salaojiin kuljettava yhdiste.

Tulevaisuuden haasteena on pienentää fosforin pitoisuutta salaojavalunnassa. Tämä voisi olla mahdollista esimerkiksi lisäämällä fosforia sitovia yhdisteitä salaojakavantojen täyttömaahan.

- Lemola, R. ja Urvas, L.** 1999. Salaojavesien ravinnepitoisuudet kevätvalunnan aikana. Koetoiminta ja käytäntö 1/1999: 9.
- Mahara, Y.** 1993. Storage and migration of fallout strontium-90 and cesium-137 for over 40 years in the surface soil of Nagasaki. *Journal of the Environmental Quality* 22: 722-730.
- Peltovuori, T.** 1998. Kontaktiajan vaikutus maanesteen liukoisen fosforin pitoisuuteen pohjamaassa - alustavia tuloksia vuodelta 1997. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 23: 33-39.
- Pietiläinen, O.-P. ja Ekholm, P.** 1992. Origin of eroded material in a small agricultural drainage basin in southwestern Finland. *Aqua Fennica* 22: 105-110.
- Sharpley, A. N.** 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Science Society of American Journal* 49: 1527-1534.
- Sippola, J.** 1974. Mineral composition and its relation to texture and to some chemical properties in Finnish subsoils. *Annales Agriculturae Fenniae* 13: 169-234.
- Turtola, E.** 1996. Savimaan uusintasalaojituksen vaikutus fosforin ja typen huuhtoutumiseen. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 21: 53-59.
- Turtola, E. ja Paajanen, M.** 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. ja Puustinen, M.** 1998. Kasvipeitteisyys ravinnehuuhtoutumien vähentäjänä. *Vesitalous* 1/1998: 6-11.
- Uusitalo, R., Yli-Halla, M. ja Turtola, E.** 1998. Biologisesti käyttökelpoisen fosforin pitoisuus pinta- ja salaojavesissä. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 23: 47-55.

TYPEN HUUHTOUTUMINEN LAPUAN KOEALUEELLA

*Maija Paasonen-Kivekäs ja Tuomo Karvonen
Vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio
Teknillinen korkeakoulu*

JOHDANTO

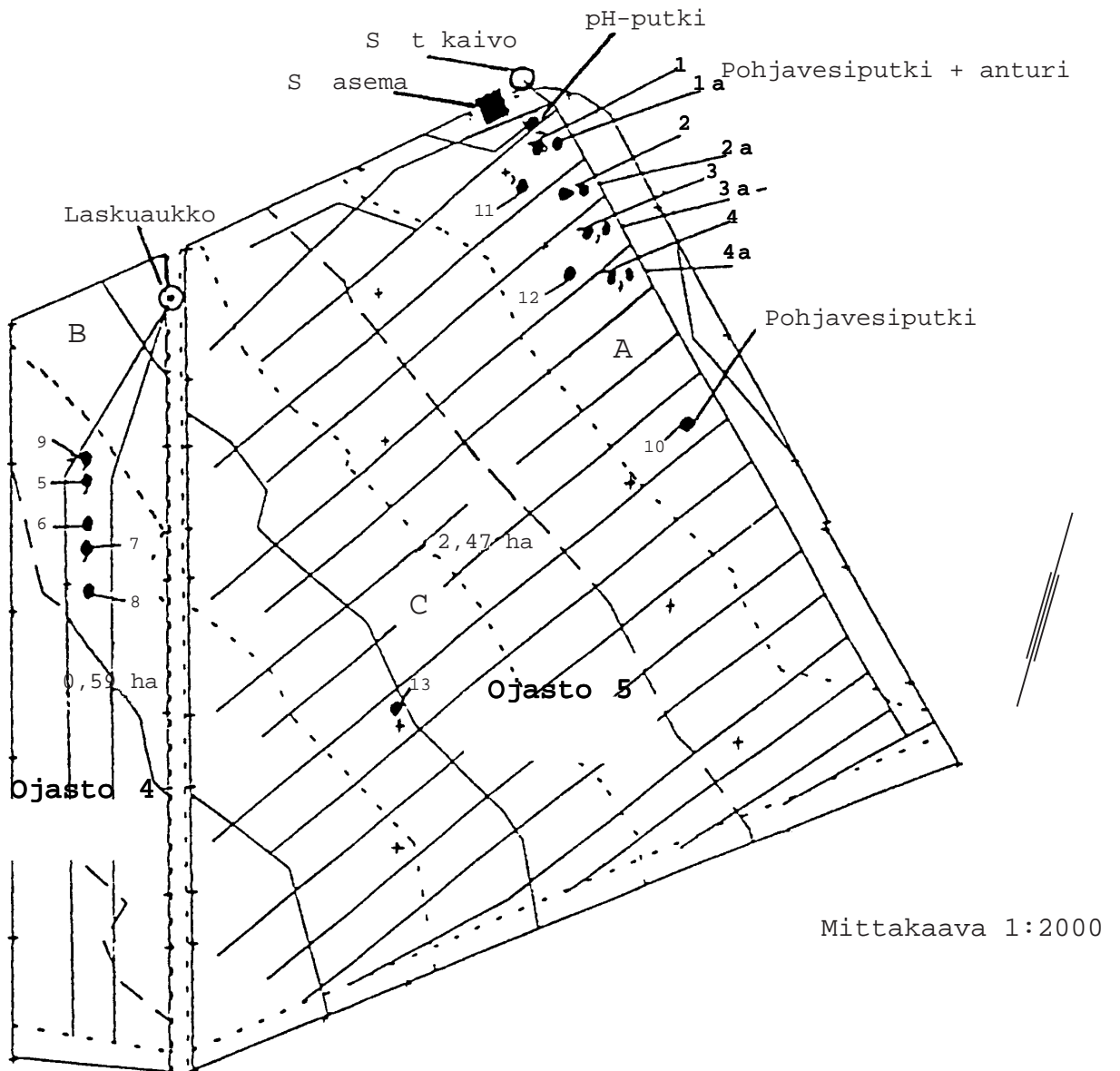
Teknillisen korkeakoulun vesitalouden laboratorio on tehnyt mittauksia Lapualla sijaitsevalla peltoalueella vuosina 1994-1996. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää säätösalaajituksen toimivuutta ja typen huuhtoutumista normaalissa viljelyksessä olevassa peltomaassa. Mittaukset keskitettiin kolmelle osa-alueelle, joissa maaperän happamuus vaihteli huomattavasti happamasta sulfaattimaasta johtuen. Happamissa sulfaattimaissa typen käyttäytymisen poikkeaa normaaleista kivennäismaista.

Suurin osa peltoalueilta tulevasta typpikuormituksesta on yleensä nitraattityppeä. Nitraatti on typen hapetusreaktioiden pysyvin muoto eikä se pidäty maa-ainekseen vaan huuhtoutuu herkästi juuristokerroksesta syvemmälle maaperään. Ammoniumtypen pitoisuudet saattavat nousta satunnaisesti esim. sulannan alkuvaiheessa ja lannoituksen/lannan levityksen jälkeen. Turvemaissa ja happamissa sulfaattimaissa ammoniumtyppeä huuhtoutuu kuitenkin runsaasti. Pienillä valuma-alueilla tehtyjen mittausten mukaan happamilta sulfaattimailta huuhtoutui enemmän typpeä kuin muilta peltovaltaisilta alueilta. Typpikuormituksesta huomattava osa oli ammoniumtyppeä (Rekolainen, 1989). Mineraalityypen lisäksi valumavesissä on orgaanista typpeä, jonka osuus voi olla merkittävä runsaasti kiintoainetta sisältävissä vesissä. Valtaosa peltoalueen typpikuormituksesta tulee yleensä salaojien kautta, minkä vuoksi tarvitaan toimenpiteitä, joilla voidaan vähentää joko salaojavalunnan määrää ja/tai valumavesien typpipitoisuuksia.

Happamia sulfaattimaita Suomessa on arvioitu olevan 43.000-340.000 ha luokitusjärjestelmästä riippuen (Yli-Halla et al., 1999). Happamuutta muodostuu luonnostaan maan kohoamisen seurauksena, mutta maan kuivatus kiihdyttää prosessia huomattavasti. Säätösalaajituksen ja kalkkisuodinojituksen käyttöä ojituksista aiheutuvien happamuushaittojen torjunnassa selvitetään parhaillaan useilla kenttäkokeilla (Joukainen 1998, 1999; Weppling et al., 1999). Näissä tutkimuksissa on keskitetty menetelmien vaikutuksiin happamuuteen ja metallipitoisuuksiin, joilla on keskeisin merkitys vesiekosysteemin tilaan. Jos happamien sulfaattimaiden vesistöt kärsivät rehevyysongelmista, on tärkeää tuntea myös em. menetelmien vaikutukset ravinnehuuhtoumiin, jotta saadaan käsitys niiden kokonaisvaikutuksista vesistön tilaan.

Tässä artikkelissa on esitetty Lapuan koealueen mittaustuloksia maaperän, pohjaveden ja salaojaveden typpimääristä ja pohjaveden syvyydestä. Kirjallisuuden ja aikaisempien tutkimusten perusteella on esitetty tekijöitä, joilla on keskeisin merkitys typen fraktioihin ja määrään maaperässä ja pohjavedessä ko. peltoalueella. Alueella ei mitattu salaoja- eikä pintavaluntaa, minkä vuoksi huuhtoumien absoluuttisia määriä ei voitu laskea. Säätösalaajituksen toimivuutta on arvioitu pohjaveden syvyyden perusteella. Lisäksi artikkelissa on esitetty lyhyesti matemaattisen mallin soveltaminen koealueelle. Kuvauksessa käytettiin Karvosen (1999) kehittämää CROPWATN-mallia, joka simuloi vesi- ja typpitaseen komponentteja sekä kasvien kasvua. Malli sisältää sekä nitraatti- että ammoniumtypen huuhtoutumisen. Mallintamistuloksia on esitetty julkaisussa Paasonen-Kivekäs et al. (1999).

Tutkimuksessa käytetty peltoalue sijaitsi Lapuan Ylikylässä noin 60-62 metriä merenpinnan yläpuolella. Mittauksia tehtiin kahdella salaojitetulla peltolohkolla, joiden välissä kulki valtaoja. Näillä lohkoilla mittaukset keskitettiin osa-alueille A, B ja C. Alue A sijaitsi pellon alavimmassa osassa lähellä ojaston 5 kokoojaputken laskuaukkoa, jossa oli säätökaivo. Alue B oli ojastossa 4 ja alue C ojaston 5 keskellä. Alueella A oli 11 pohjavesiputkea, joista neljässä oli automaattinen vedenkorkeusanturi. Alueella B oli viisi havaintoputkea ja alueella C yksi havaintoputki. Sääsena sijaitsi peltoalueen pohjoiskulmassa. Kuvassa 1 on esitetty osa-alueiden ja mittalaitteiden sijainti.



Kuva 1. Osa-alueiden A, B ja C ja havaintopisteiden sijainti.

Peltojen peruskuivatus tehtiin 1960-luvulla ja salaojitus 1970-luvun alussa, jolloin oja-
väli oli 20 m ja ojitusyvyys keskimäärin 1.10 m. Säätojitus varten imuojien väliä
tihennettiin kaksinkertaiseksi eli 10 metriin keväällä 1993. Samalla ojaston 5 kokoojaput-
ken laskuaukkoon asennettiin säätökaivo, jossa oli L-putki padotusta varten. Ojastossa 4 ei
ollut kokoojaputkea eikä säätökaivoa, vaan imuojat purkautuivat suoraan valtaojaan. Sala-
ojat olivat muoviputkea ja niiden ympärysaineena oli soraa. Maanpinnan kaltevuus on noin
1 % ojaston 5 ja 0.5 % ojaston 4 imuojien suunnassa.

MAAPERÄN OMINAISUUDET

Koealueiden rakeisuus oli suhteellisen yhteneväinen, mutta niiden orgaanisen aineksen
määrässä, happamuudessa ja muissa kemiallisissa ominaisuuksissa oli eroja. Kaikkien osa-
alueiden pintamaa oli runsasmultaista karkeaa hietaa ja pohjamaa savista hiesua. Näiden
välissä oli hietakerros, jonka paksuus vaihteli pellon eri osissa 0-15 cm. Alueella C hietaker-
rosta ei aina todettu, vaan pintamaan alla oli suoraan hiesua. Hienojakoista maa-ainesta
esiintyi ainakin 240 cm:n syvyyteen, mihin saakka kairauksia tehtiin. Taulukossa 1 on
esitetty rakeisuus ja huokoisuus eri kerroksissa 100 cm:n syvyyteen asti. Vastaaville kerrok-
sille mitattiin myös vedenpidätyskäyrä (Paasonen-Kivekäs et al., 1997).

Taulukko 1. Lajitekoostumus ja huokoisuus.

Koealue/ kerros	Syvyys cm	Lajite [mm]				Huokoisuus [til-%]
		< 0.002	0.002-0.02	0.02-0.2	>0.2	
		Osuus [m-%]				
A pinta	0-30	15	21	55	9	55
A keski	30-50	12	17	63	9	42
A pohja	50-100	29	55	15	0	48
B pinta	0-30	11	19	57	13	52
B keski	30-45	13	13	67	7	44
B pohja	45-100	27	48	25	0	49

Alueella A maa-aineksen väri muuttui selvästi syvyyden suhteen harmaasta sinertäväksi
ja lopulta mustaksi. Tätä mustaa hienojakoista maa-ainesta esiintyi noin 2 metrin syvyydestä
alaspäin alueella A ja satunnaisesti myös alueella C. Alueella B maa-aines oli paikoitellen
syvimmissä kerroksissa hieman sinertävän harmaata. Rautasaostumia esiintyi runsaasti
kaikilla osa-alueilla 80-180 cm:n syvyydessä. Maa-aineksen musta väri johtuu rautasulfidista,
jota on muodostunut pelkistyneissä olosuhteissa jääkauden jälkeisen Litorinameri-vai-
heen aikana. Rautasulfidin hapettuessa pH laskee jyrkästi, metalleja liukenee maaveteen ja
rauta saostuu. Happamalle sulfaattimaalle on ominaista pH-profiili, jossa on selvästi havait-
tavissa keskikerroksen pH-minimikohta ja pH:n systemaattinen suureneminen syvempiä
pelkistyneitä kerroksia kohtia (Palko et al., 1988). pH-minimi on alle 3.5 tai alle 4
kansainvälisissä luokitusjärjestelmissä (Yli-Halla et al., 1999). Maatalouden ympäristöoh-
jelmassa 2000-2006 pH-minimiksi on esitetty alle 4.5 noin 0.5 metrin syvyydessä (Maa- ja
metsätalousministeriö, 1999). Tehokkaassa huuhtoutumistilassa olevat happamat sulfaatti-
maat sijaitsevat pääasiassa Pohjanlahden alavilla peltoalueilla korkeustason 60 m mpy
alapuolella.

Koealueiden pH ja orgaanisen aineksen määrä 0-240 cm:n profiilissa on esitetty jäljempänä taulukossa 4. Lokakuussa 1996 muokkauskerroksesta ja 50-70 cm:n syvyydestä otettiin kokoomanäytteet, joista tehtiin perusviljavuusanalyysi. Tällöin näytteistä määritettiin myös orgaaninen hiili ja kokonaistyyppi (taulukko 2). pH-profiilin perusteella osalualue A edusti hapanta sulfaattimaata. Tällä alueella oli myös korkeimmat orgaanisen hiilen ja kokonaistyyppien pitoisuudet, jotka ovat tyypillisiä ko. maille (Yli-Halla, 1997). Maaperästä ei määritetty muita happamia sulfaattimaita kuvaavia parametreja esim. sulfaatin määrää ja redoxpotentiaalia, joten koealueiden happamuustilasta ei ole tarkempaa tietoa tällä hetkellä.

Taulukko 2. Viljavuusanalyysin tulokset lokakuun 1996 näytteistä. Määrät ilmoitettu kuivaa maa-ainesta kohti. Pinta=0-20 cm syvyys, pohja=50-70 cm syvyys.

Ominaisuus	Alue A		Alue B		Alue C	
	Pinta	Pohja	Pinta	Pohja	Pinta	Pohja xx
Kokonaistyyppi (g/kg)	4.1	1.00	2.6	0.68	2.5	0.96
Liuk. kalsium (g/kg)	3.5	0.27	4.1	0.45	3.1	0.37
Liuk. kalium	0.14	0.12	0.13	0.13	0.07	0.13
Liuk. magnesium	0.30	0.09	0.28	0.16	0.21	0.13
Liuk. fosfori	0.10	0.02	0.13	0.01	0.11	0.02
Humuspit. (%)	1.0	1.1	7.5	0.5	6.8	0.9
Happamuus (pH)	6.6	4.2	7.0	5.0	6.9	4.5
Johtoluku(10xmS/m)	2.1	1.7	2.5	<1	1.9	1.5
Multavuus ¹⁾	Rm	Vm	Rm	Vm	Rm	Vm
Org. hiili (%)	6.4	0.7	4.3	0.3	3.9	0.5

VILJELY- JA SÄÄTÖTOIMENPITEET

Vuosina 1993-1995 koealueilla viljeltiin tärkkelysperunaa (*Solonum Tuberosum*) ja vuonna 1996 kauraa (*Avena Sativa L.*). Ennen tutkimuksen käynnistämistä viljelykasvina oli ollut tärkkelysperuna usean vuoden ajan. Marraskuussa 1995 pellolle levitettiin teräskuonaa 5 tn ha⁻¹ (Ca 36 %) ja lokakuussa 1996 tärkkelystehtaan solunestettä, jossa tyyppiä arvioitiin olevan 180 kg ha⁻¹. Muuten peltoa lannoitettiin kivennäislannoitteilla. Taulukossa 3 on esitetty kasvilajike, kylvön ja sadonkorjuun ajankohta ja typpilannoitus. Lannoite levitettiin yhdellä kertaa sijoituslannoituksena. Peruna nostettiin koneellisesti, jolloin halkaisijaltaan alle 30 mm:n perunat jäivät peltoon.

Säätökaivon padotus laitettiin päälle 17.5.1993 ja poistettiin 24.8.1993 sadonkorjuuta varten. Padotus oli uudelleen päällä 5.10.1993-10.4.1994. Toukokuun lopusta 1994 lähtien padotus oli jatkuvasti päällä alkusyksyyn 1996 niin, että padotuskorkeutta nostettiin ja laskettiin sääolosuhteiden mukaan. Padotusta ei käytetty ollenkaan loka-joulukuussa 1996, jolloin ojasto 5 toimi normaalin salaojituksen tavoin. Suurin padotuskorkeus oli aluksi 70 cm laskuaukon yläpuolella. Kaivon korkeutta lisättiin 30 cm kesäkuun alussa 1995, minkä jälkeen suurin padotus oli 106 cm. Laskuaukko sijaitsi noin 160 cm:n syvyydessä pellon pinnasta.

Taulukko 3. Viljelytoimenpiteet alueella A, B ja C 1993-1996.

	1993	1994	1995	1996
Viljelykasvi	Peruna	Peruna	Peruna	Kaura
Lajike	Posmo/Saturna ¹⁾	Posmo/Saturna ²⁾	Saturna	Virma
Kylvön pvm	26.5.	23.5.	3.-4.6.	23.5.
Sadonkorjuun pvm	4.9.,18-19.9.	28-29.9.	11.9.	14.9.
Lannoitustyyppi ³⁾	Y2 + OS	Y2 + OS	Y1+ OS	Typpirikas2
Typpilannoitus (kg N ha ⁻¹)	76	76	83	70

¹⁾ Alueella A ja C Saturna ja alueella B Posmo

²⁾ Alueella A Saturna, alueilla B ja C Posmo

³⁾ Y2 = kloorivapaa Y-lannos 2, OS = Oulun salpietari, Y1 = kloorivapaa Y-lannos

POHJAVESI- JA MAAPERÄMITTAUKSET

Pohjaveden pinnan korkeutta mitattiin havaintoputkissa, jotka ulottuivat 105-255 cm:n syvyyteen maanpinnasta (kuva 1). Maanpinnan korkeusero oli noin 0.15 m putkien 1 ja 10 välillä, jotka sijaitsivat ojaston 5 kokoojaputken linjassa säätökaivon läheisyydessä (alue A). Maan-pinta ojaston 4 (alue B) havaintoputkien alueella oli reilun metrin aluetta A korkeammalla ja hyvin tasainen. Korkeuseroa ojaston 5 keskellä olevan havaintoputken 13 (alue C) ja putken 1 välillä oli noin 0.8 m. Automaattisia vedenkorkeusantureita oli säätökaivon lähellä sijaitsevilla putkissa 1a-4a. Muissa putkissa mittaus tehtiin manuaalisesti. Pohjavesi-havaintoja oli toisinaan mahdotonta tehdä talvella ja keväällä putkien jäätyksen takia. Mittauksia ei saatu myöskään silloin, kun pohjavesi painui alle putkien syvyyden. Automaattisissa havaintosarjoissa oli katkoksia myös antureiden ja tiedonsiirtolaitteiden toimintahäiriöiden vuoksi.

Vesinäytteitä otettiin pohjavesiputkista sekä säätökaivosta ja alueen B imujen laskuaukosta. Ennen näytteenottoa putket tyhjennettiin käsipumpulla, minkä jälkeen putkien annettiin täytyä 2-24 tuntia. Näytteistä määritettiin ammonium-, nitraatti- ja kokonaistyyppi sekä pH. Ravinnepitoisuudet määritettiin jatkuvavirtausanalysointilaitteella (FIAstar 5010 Analyser). Tilanomistaja teki useimmiten pohjavesimittaukset ja otti vesinäytteet.

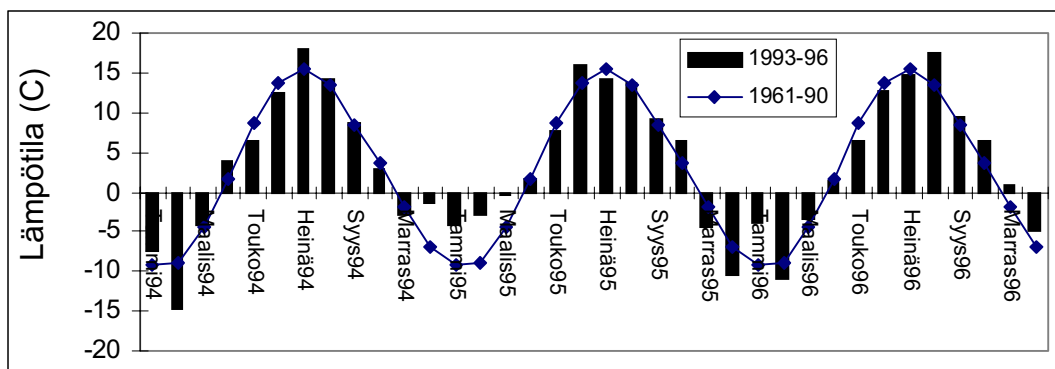
Maaperänäytteitä otettiin 2-5 kertaa vuodessa lyöntikairalla 150-240 cm:n syvyyteen asti (kerrospaksuus 20-40 cm). Näytteenottopisteitä oli 1-3 osa-alueita kohti ja ne sijaitsivat pohjavesiputkien läheisyydessä. Vuonna 1996 näytteitä otettiin vain alueelta A ja C. pH määritettiin maa-vesisuspensiosta käyttämällä tuoretta maanäytettä. PH-määritys tehtiin muutaman kerran myös kentällä näytteenoton yhteydessä ja sen jälkeen samoista näytteistä laboratoriossa, jotta saatiin käsitys pH:n muutoksesta säilytyksen aikana. Kosteus mitattiin gravimetrisesti 105 °C:ssa. Orgaanisen aineksen määrää arvioitiin hehkutushäviön perusteella, joka tehtiin märkäpolttonetelmällä 550 °C asteessa. Maa-aineksen nitraatti- ja ammoniumtyppi määritettiin uuttamalla 10 g tuoretta näytettä 50 ml:aan 2.0 M KCl. Suodatettujen uutosten typpimäärä mitattiin em. FIA-analysointilaitteella. Vesi- ja maaperäanalyysit on yksityiskohtaisemmin esitetty julkaisussa Paasonen-Kivekäs et al.(1997).

Kasvustonäytteitä otettiin 2-3 viikon välein satunnaisesti valituista paikoista kultakin osa-alueelta. Ensimmäisellä näytteenotokerralla mitattiin myös kasvuston tiheys. Näytteet analysoitiin Helsingin yliopiston kasvintuotantotieteen laitoksella Viikissä. Kasvinäytteet jaettiin vihreisiin lehtiin, varsiin ja mukuloihin/jyviin. Näytteistä analysoitiin joka kerta maanpäällisen kasviosan ja mukuloiden/jyvien biomassa, kuiva-aine ja lehtialaindeksi. Typpimäärä mitattiin vastaavista kasvinosista useamman kerran vuonna 1994-1995 (tärke-lyszeruna), mutta vuonna 1996 (kaura) vain sadonkorjuuajkana. Lehtialaindeksi mitattiin Licor-3100 lehtiala-mittarilla. Kuivapaino määritettiin uunikuivaamalla näytettä 105 °C:n lämpötilassa 12 tuntia. Typpipitoisuus (%) määritettiin Leco CHN-900 analysaattorilla (Kleemola&Teittinen, 1996).

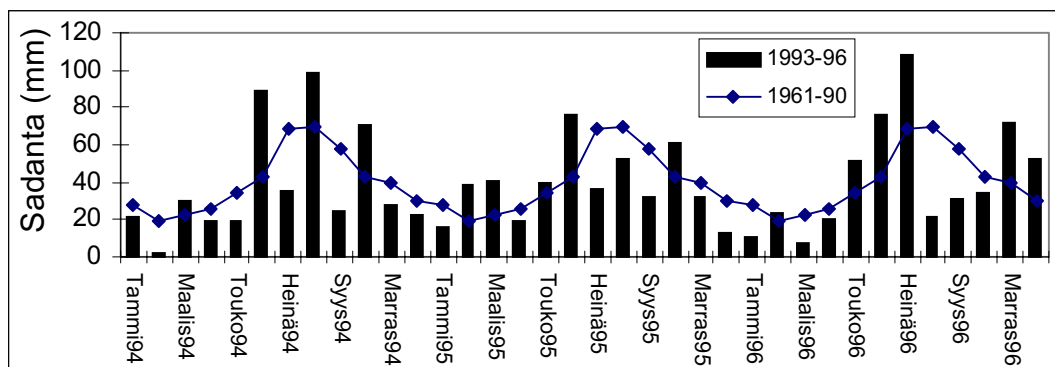
TUTKIMUSJAKSON LÄMPÖTILA JA SADANTA

Keskimääräinen kuukausilämpötila ja sademäärä vuosina 1994-1996 on esitetty kuvassa 2. Ilman lämpötilahavainnot on mitattu Kauhavan lentoasemalla. Touko-marraskuun sade-määrä edustaa koealueen sadantaa, jota käytettiin myös mallintamisen lähtötietona. Jouluhuhtikuun arvot ovat Kauhavan lentoasemalta, koska pellolla oleva sademittari toimi epäluotettavasti talviaikana. Touko-marraskuun sadanta arvioitiin peltoalueen vaakamittarin, läheisten Ilmatieteen laitoksen havaintoasemien (Kauhava, Tiistenjoki ja Ylistaro) ja tilanomistajan astiamittausten perusteella. Pisin katkos vaakamittarin havainnoissa oli 30.7.-13.9.1994, jolloin ukkonen rikkoi mittauslaitteiston.

(a)



(b)



Kuva 2. (a) Ilman lämpötila ja (b) kuukausisadannat (korjaamaton) sekä pitkän ajanjakson keskiarvot 1961-1990 Kauhavan lentokentällä (Ilmatieteen laitoksen havainnot).

Talvi 1994 oli poikkeuksellisen kylmä ja normaalia vähälumisempi. Koealueella routaa havaittiin 80-100 cm:n syvyydessä vielä toukokuun puolivälissä maanäytteitä otettaessa. Talvi 1995/1996 oli myös kylmä, mutta joulukuu 1994-maaliskuu 1995 oli puolestaan huomattavan leuto. Tällöin lumi välistä suli ja myös vesisateita esiintyi. Sademäärät vuonna 1994 (461 mm) ja vuonna 1995 (458 mm) olivat lähes yhtäsuuret. Vuosi 1996 (512 m) oli jakson runsassateisin. Runsaita sateita esiintyi kesä-, elo- ja lokakuussa 1994. Myös kesäkuu 1995 oli märkä, mutta sen jälkeen oli poikkeuksellisen kuivaa usean kuukauden ajan. Sademäärä touko-heinäkuussa 1996 oli 237 mm ja elo-lokakuussa vain 88 mm. Marras-joulukuun sademäärä oli lähes kaksinkertainen tavanomaiseen verrattuna. Koealueella mitattu sademäärä poikkesi toisinaan huomattavasti Ilmatieteen laitoksen havaintoasemien arvoista. Varsinkin kesällä sateet ovat usein paikallisia ja sademäärissä saattaa olla huomattava eroja lyhyelläkin etäisyydellä.

MITTAUSTULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU

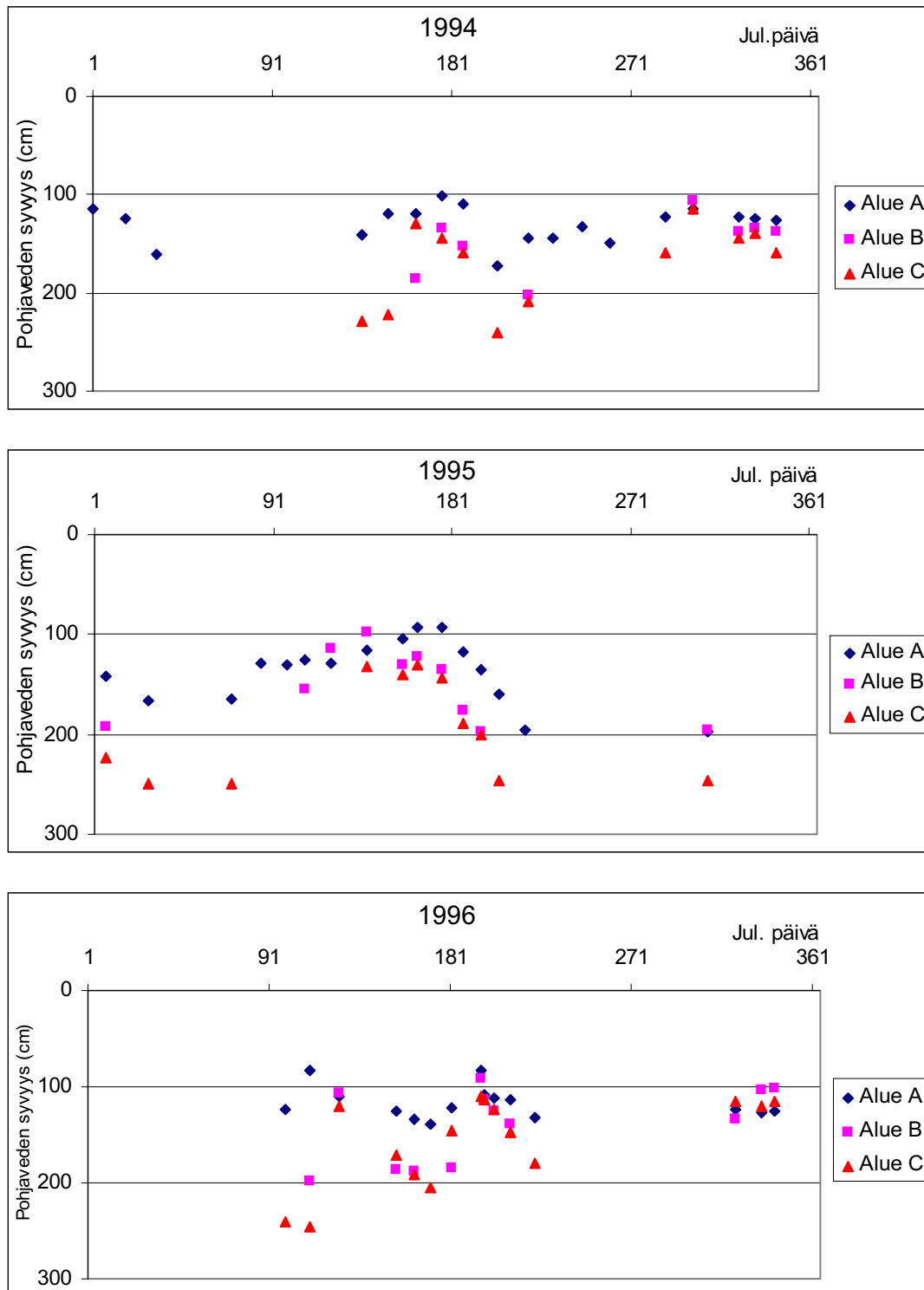
POHJAVEDEN SYVYYS

Kuvassa 3 on esitetty pohjaveden pinnan keskimääräinen syvyys maanpinnasta osa-alueittain. Syvyys vaihteli paljon eri vuosina ja vuodenaikoina ja myös eri alueiden välillä oli ajoittain huomattavia eroja. Vierekkäisten havaintoputkien välillä vaihtelu oli yleensä vähäistä, sillä maanpinnan korkeusero osa-alueilla oli pieni. Syvyyden mittauservot ennen putken tyhjennystä ja näytteenoton yhteydessä olivat hyvin yhteneväiset alueella A, kun taas alueella B ja C veden virtaus putkiin oli hitaampaa kuin alueella A. Putkien nopea täyttyminen viittaa hyvään horisontaaliseen vedenjohtavuuteen. Happamissa sulfaattimaisissa mm. juurikanavien ympärille muodostuu rautasaostumista ohuita "putkimaisia" huokosia, jotka säilyvät kauan sen jälkeen kun juuret ovat hajonneet (Yli-Halla, 1983).

Vesi nousi salaojitussyvyyteen suhteellisen harvoin varsinkin ojastossa 4 ja ojaston 5 keskiosassa. Salaojavaluntaa ei mitattu, vaan arviot siitä perustuvat pohjavesimittauksiin ja kenttähavaintoihin. Pintavaluntaa esiintyi pääasiassa sulantakaudella maan ollessa roudassa. Sen osuus kokonaisvalunnasta roudattomana aikana oli oletettavasti pieni, sillä pellon pinta- ja pohjamaa olivat hyvin vettäläpäiseviä ja maanpinnan kaltevuus peltolohkoilla oli 0.5-1 %. Salaojavaluntaa esiintyi runsaasti keväisin, syksyllä 1994, heinäkuussa 1996 ja marras-joulukuussa 1996. Vedenpinta painui alle havaintosyvyyden eli alle 2.5 metrin elo-lokakuussa 1995 ja 1996 kaikilla osa-alueilla. Sitä vastoin pohjavesi pysyi säätökaivon ympäristössä (alue A) noin 1.5 metrin syvyydessä läpi kesän 1994, vaikka se ojaston keskellä (alue C) ja viereisellä loholla (alue B) laski alle havaintosyvyyden kuten kesällä 1995 ja 1996. Syynä pohjaveden syvyyden vaihteluun eri vuosina on luonnollisesti sademäärä ja haihdunta. Roudalla ja sen aiheuttamalla huokosrakenteen muutoksilla on mahdollisesti merkitystä pohjaveden syvyyteen vuonna 1994, jolloin routa oli poikkeuksellisen syvällä. Myös säätökaivon padotus vaikutti tiettyinä ajankohtina pohjaveden pinnan syvyyteen ojastossa 5, erityisesti alueella A.

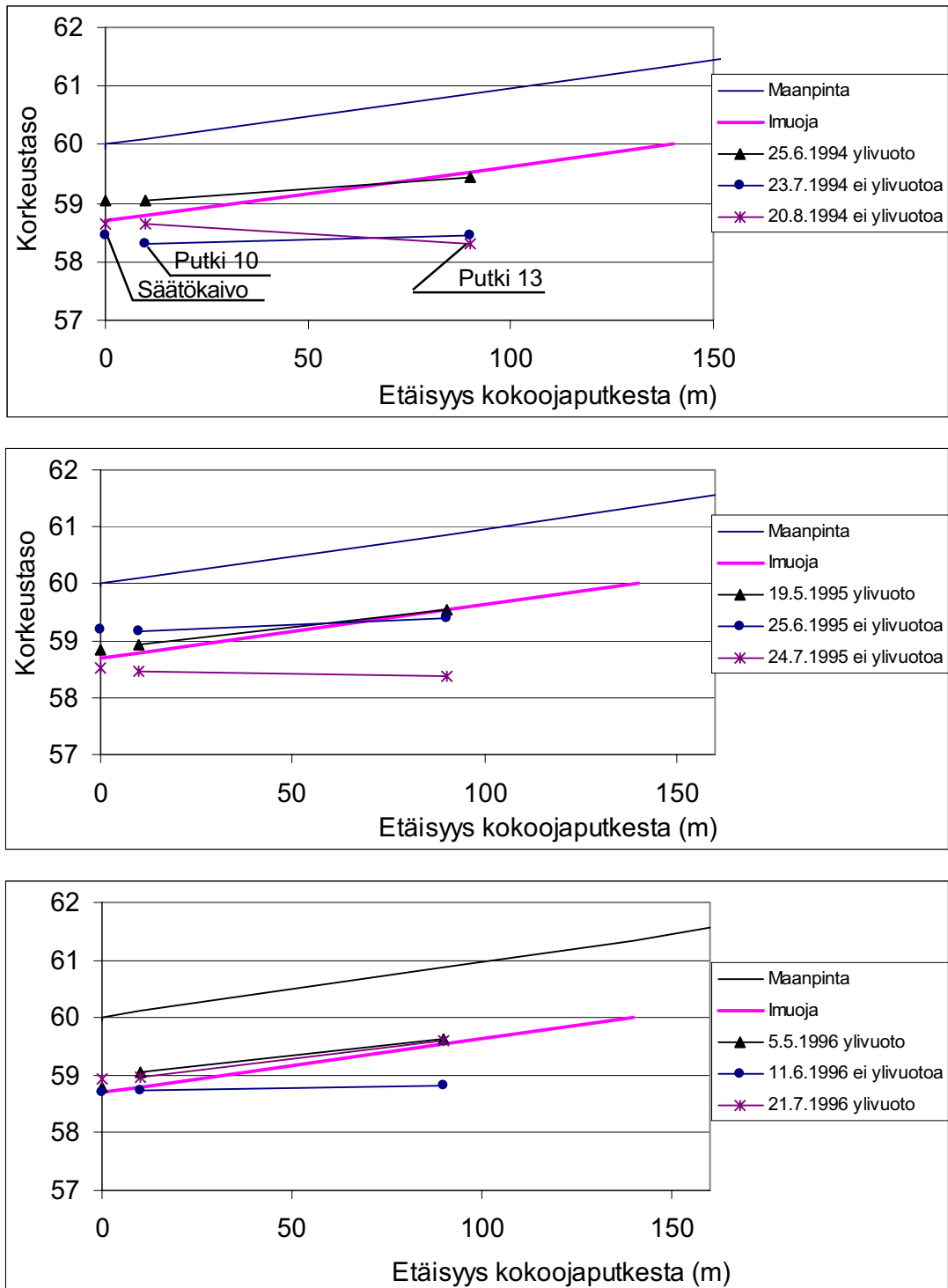
Kuvassa 4 on esitetty pohjaveden korkeustaso havaintoputkien 10 ja 13 välisellä alueella imuojan suunnassa. Säätökaivon ja putken 10 etäisyys oli 85 m (kuva 1). Vedenkorkeus säätökaivossa on piirretty y-akselille. Kuvan alapuolelle merkityt padotuskorkeudet edustavat padotusputken korkeustasoa eli veden noustessa siihen syntyi ylivuoto. Padotuskorkeuden ja pellon kaltevuuden merkitys säätösaloituksen toimintaan tulee selvästi. Padotus

vaikutti tehokkaimmin tilanteessa, jota edustaa mittaukset 25. kesäkuuta 1995. Tällöin pohjaveden pinta oli imuojien yläpuolella, mutta salaojavaluntaa ei esiintynyt. Tämä johtui kaivon korkeuden lisäyksestä kesäkuun alussa, jolloin padotuksen maksimitaso oli 106 cm laskuaukon yläpuolella. Vedenpinta laski kuitenkin nopeasti 24. heinäkuuta mennessä salaojitusvyöhykkeen alapuolelle, sillä sadetta tuli vain 35 mm ko. ajanjaksolla. Kesä-heinäkuu 1996 oli erittäin sateinen ja padotuskorkeutta ei voitu pitää maksimiasennossaan.



Kuva 3. Pohjaveden syvyys maanpinnasta alueilla A, B ja C. Havaintoputkien keskiarvo. Jul. päivä = 1.1.–31.12.

Valuntaa esiintyi säätökaivossa lähes koko heinäkuun eikä maksimipadotuskaan olisi estänyt ylivuotoa, sillä vedenpinta pellon keskiosassa nousi sitä korkeammalle. Padotuskorkeuden lisäys olisi aiheuttanut vettymishaittoja säätökaivon ympäristössä pellon alavimmassa osassa. Jotta säätöojitus estäisi salaojavaluntaa ojastosta, tarvittaisiin alueelle lisää padotuskaivoja erityisesti imuojien suunnassa. Säädön merkitystä alueella vähentää se, että pohjaveden pinta suhteellisen harvoin nousi salaojitusvyvyteen. Tähän vaikutti osaltaan ojävälitihentäminen koko peltolohkolla.



Kuva 4. Vedenpinnan korkeustaso säätökaivossa ja havaintoputkissa 10 ja 13. Imuoja sijaitsee putkien 10 ja 13 keskivälillä noin 90 m säätökaivosta.

MAAPERÄN JA POHJAVEDEN HAPPAMUUS

Maan pH vaihteli erittäin paljon koko tutkimusalueella, varsinkin pintakerroksen alapuolella. Taulukossa 4 on esitetty pH-arvot, jotka mitattiin kentällä 1-2 profiilista/osa-alue touko-kuussa 1995. PH muuttui selvästi syvyyden suhteen alueella A. PH-minimi oli 0.80-1.7 m:n syvyydessä ja yli 1.7-2.3 m:n syvyydessä pH nousi yli kuuden, mikä on tyypillistä happamille sulfaattimaille kuten edellä esitettiin. Alueella C pH oli alimmillaan 4.0 120-150 cm:n kerroksessa, jonka alapuolella se nousi arvoon 4.2-4.6. PH-minimien korkeimmat arvot (4.6 ja 5.3) olivat selvästi alueella B. Laboratoriossa määritetyt pH-arvot olivat yleensä pienempiä kuin kentällä mitatut arvot 80-240 cm:n näytteissä. PH:n lasku johtui todennäköisimmin maanäytteiden hapettumisesta ja sen aiheuttamasta happamuuden muodostumisesta säilytyksen aikana. Vastaavia muutoksia on esittänyt mm. Yli-Halla (1997).

Taulukko 4. Maan pH ja orgaaninen aines (hehikutushäviö) osa-alueittain 18.5.1995.

Alue	Kerros	pH(H ₂ O) Profiili 1	pH(H ₂ O) Profiili 2	Org.a., m-% Profiili 1	Org.a., m-% Profiili 2
A	0-20/0-30	5.9	5.6	10.5	11.7
	20-50/30-60	5.5	5.1	6.5	1.4
	50-80/60-90	4.3	4.2	1.8	2.5
	80-110/90-120	3.8	4.0	2.6	3.0
	110-140/120-150	3.9	4.0	2.7	2.8
	140-170/150-180	3.8	4.5	2.8	2.7
	170-200/180-210	4.0	6.1	3.3	2.5
	200-230	4.0		2.6	2.7
	230-250	6.2		2.1	
B	0-30	6.5	5.8	7.3	9.7
	30-60	5.3	4.6	1.6	1.6
	60-90	5.4	4.6	1.4	1.5
	90-120	5.7	4.8	1.1	1.9
	120-150	5.7	5.2	1.2	1.7
	150-180	5.7	5.1	1.3	1.6
	180-210	5.5	5.3	1.0	1.1
	210-240	5.6	6.4	1.5	
C	0-30	6.2		8.9	
	30-60	5.0		1.6	
	60-90	5.2		1.7	
	90-120	4.7		1.8	
	120-150	4.0		1.9	
	150-180	4.3		2.0	
	180-210	4.2		2.1	
210-240	4.6		2.2		

Pohjaveden pH eri osa-alueilla noudatti maan pH:ssa havaittua vaihtelua. Taulukossa 5 on esitetty veden keskimääräinen pH vuosittain. PH pysyi suhteellisen vakiona ajan suhteen verrattuna typpipitoisuuksiin. Poikkeuksellisen korkeita arvoja havaittiin toukokuussa 1996, mikä johtui ilmeisesti teräskuonan levityksestä pellolle edellisellä syksynä. Ojastosta 5 purkautuvan veden pH oli noin kaksi yksikköä pienempi kuin ojaston 4 salaojaveden. Arvot eivät ole täysin vertailukelpoisia, sillä ojastosta 4 oli vain muutamia näytteitä.

Salaojavesiä on tutkittu mm. Lestijoen valuma-alueella, jossa esiintyy happamia sulfaattimaita. Siellä pH oli 4.1-5.7 touko-kesäkuussa 1995 (Edén et al., 1999). Lestijokeen laskevan Kinarehenojan valuma-alueen salaojissa veden pH oli 3.9-4.4 touko-lokakuussa 1998 (Wepppling et al., 1999). Ilmajoella sijaitsevalla happamien sulfaattimaiden koalueella salaojaveden pH vaihteli 3.9-6.0 ajanjaksolla huhtikuu 1998-tammikuu 1999. Korkeimmat arvot havaittiin sulantakaudella. PH oli noin 0.5-1.0 yksikköä korkeampi säätösalojitetulla alueella kuin normaalisti ojitetulla alueella (Joukainen, 1999).

Taulukko 5. Pohjaveden ja salaojaveden pH:n keskiarvo ja -hajonta ($x \pm \text{std}$) vuosittain. Syvyys = havaintoputken syvyys maanpinnasta.

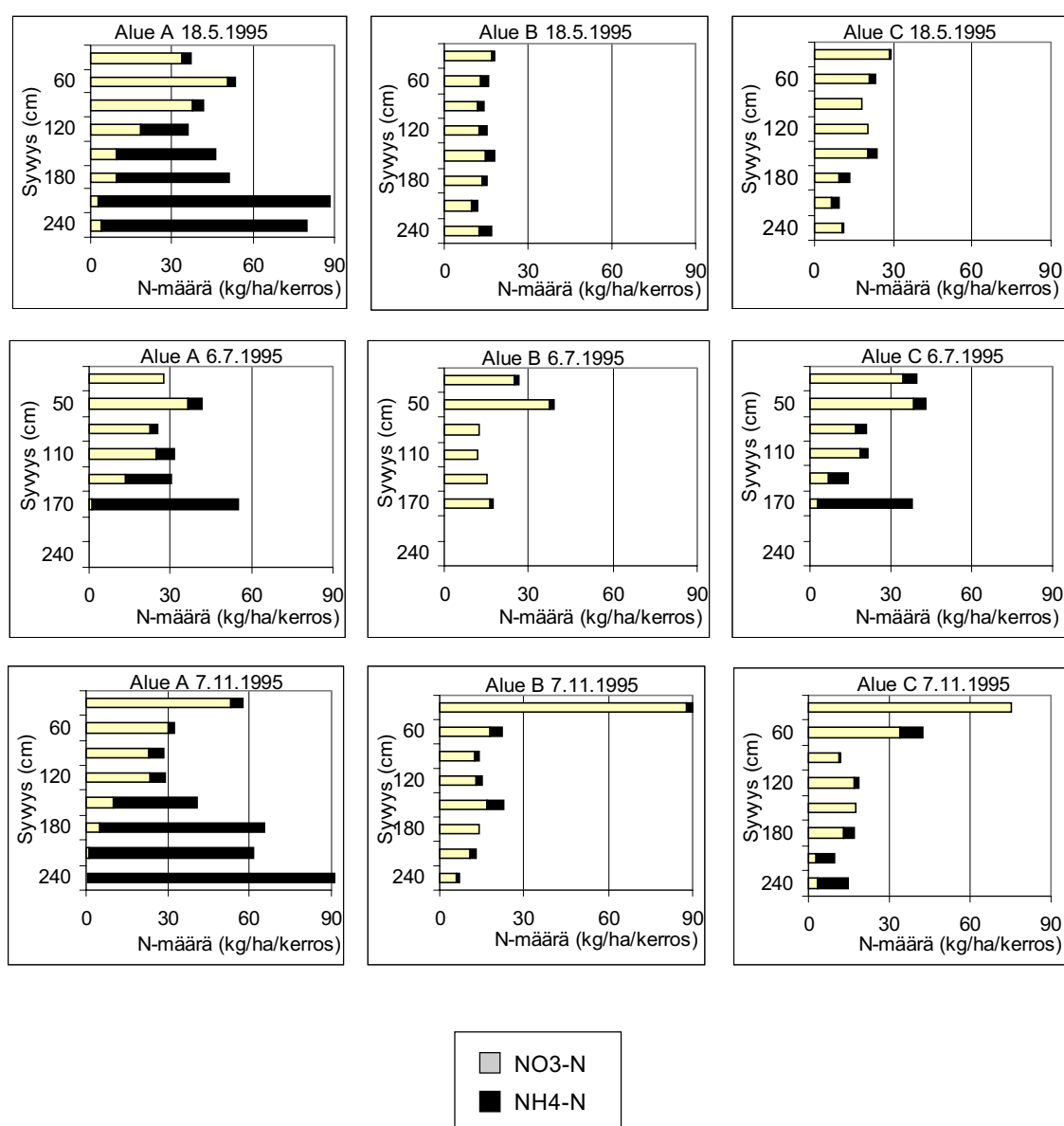
Hav.putki	Syvyys cm	Alue	pH ($x \pm \text{std}$)		
			1994	1995	1996
1	245	A	3.9 ± 0.3	4.0 ± 0.4	3.6 ± 0.1
2	183	A	3.7 ± 0.3	3.7 ± 0.1	3.7 ± 0.2
10	247	A	3.7 ± 0.3	3.7 ± 0.3	3.9 ± 0.6
12	210	A	3.6 ± 0.3	3.7 ± 0.1	3.8 ± 0.4
5	195	B	5.2 ± 0.2	5.1 ± 0.2	5.4 ± 0.3
7	190	B	5.2 ± 0.2	5.0 ± 0.2	5.6 ± 0.5
8	157	B	5.3 ± 0.1	5.7 ± 0.4	5.6 ± 0.4
9	220	B	5.6 ± 0.4	5.5 ± 0.5	5.5 ± 0.4
13	254	C	4.2 ± 0.2	4.2 ± 0.2	4.4 ± 0.4
Säätökaivo		A	3.8 ± 0.1	3.9	3.7 ± 0.2
Laskuaukko		B	5.7	5.8	5.5

MAAPERÄN MINERAALITYYPPI

Mineraalityypen määrä ja fraktiot sekä niiden jakautuminen 0-250 cm:n maaprofiilissa poikkesivat selvästi eri osa-alueiden välillä. Alueella A mineraalityypeä oli keskimäärin yli 2-3-kertainen määrä verrattuna alueisiin B ja C. Valtaosa alueen A mineraalityypestä oli ammoniumtyypeä, kun taas alueella B nitraattityppi oli vallitseva. Suurimmat erot alueiden välillä tulivat esille 120 cm:n syvyydestä alaspäin. Alueella A ammoniumin määrä kasvoi ja nitraatin määrä pieneni erittäin selvästi syvyyden suhteen. Sitä vastoin alueella B nitraattia esiintyi kaikissa kerroksissa enemmän kuin ammoniumia. Alueella C nitraatin ja ammoniumin suhde vaihteli näytteenottopisteen mukaan. Paikoitellen ammoniumia esiintyi runsaasti 170-240 cm:n syvyydessä.

Kuvassa 5 on esitetty mineraalitypen fraktiot näytteenottokerroksittain vuonna 1995. Arvot edustavat 1-2 profiilinäytettä. Keväällä ennen lannoitusta mineraalitypen määrä 0-120 cm:n kerroksessa oli 169 kg ha⁻¹ alueella A, 63 kg ha⁻¹ alueella B ja 91 kg ha⁻¹ alueella C. Nitraattitypen osuus vaihteli 83-97 %. 120-240 cm:n kerroksessa mineraalitypen määrä vaihteli 46-265 kg ha⁻¹. Suurin määrä oli alueella A, jossa ammoniumtyyppiä oli 90 % mineraalitypestä. Alueella B ammoniumin osuus oli vain 18 % (11 kg ha⁻¹) ja alueella C 22 % (10 kg ha⁻¹). Marraskuussa 1995 mineraalitypen määrä 0-240 cm:n profiilissa oli sama kuin toukokuussa, mutta sen jakautuminen eri kerroksien kesken oli muuttunut. Nitraattia oli kertynyt 0-60 cm:n syvyydelle varsinkin alueella B ja C.

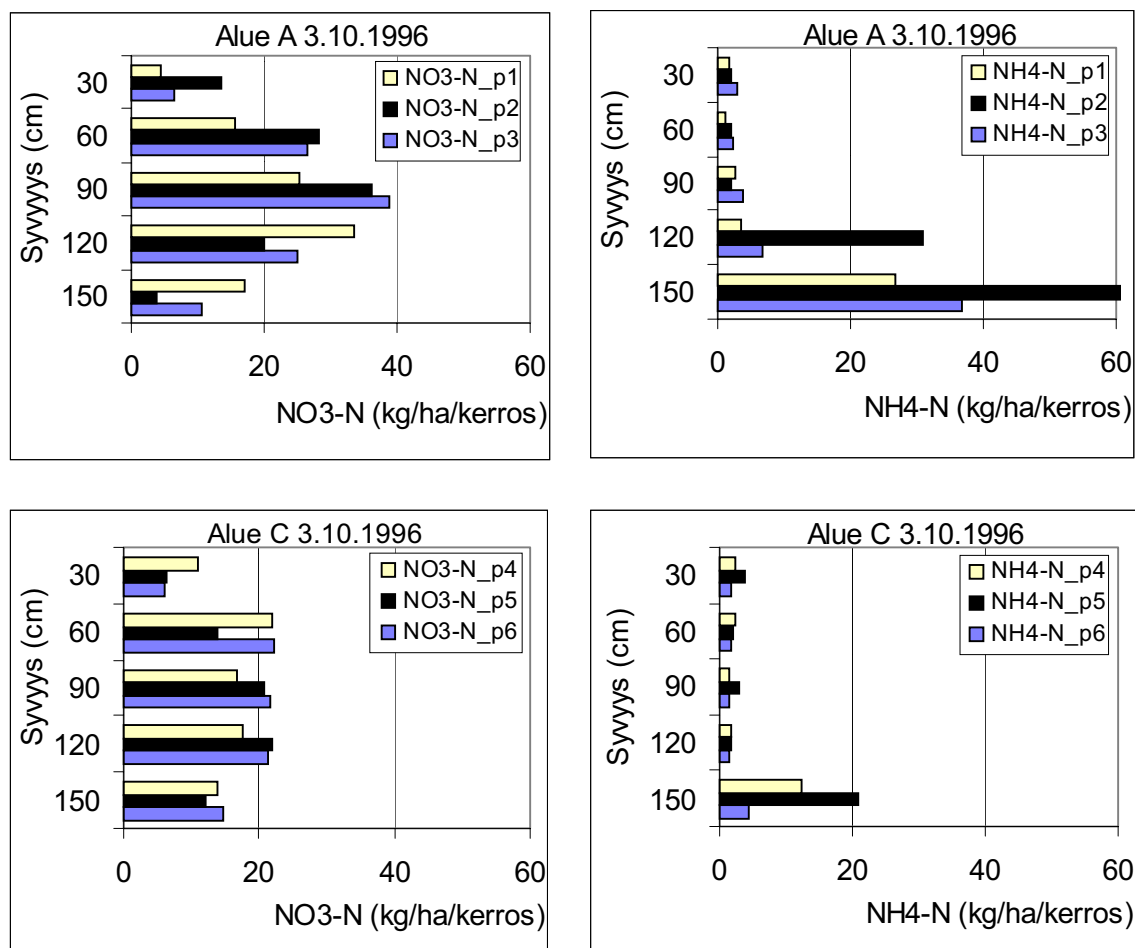
Mineraalitypen määrä 0-120 cm:n syvyydessä toukokuussa 1994 oli 58-101 kg ha⁻¹ eli vähän pienempi kuin toukokuussa 1995. Marraskuun lopussa 1994 mineraalityyppiä oli yhtä paljon (57-101 kg ha⁻¹) kuin toukokuussa. Vuonna 1996 maanäytteitä otettiin ensim-



Kuva 5. Nitraatti-(NO₃-N) ja ammonium tyyppi (NH₄-N) määrä syvyyden suhteen osa-alueilla A, B ja C vuonna 1995.

mäisen kerran vasta lannoituksen jälkeen kesäkuun alussa. Syksyn näytteet otettiin kaksi viikkoa sadonkorjuun jälkeen 3. lokakuuta. Tällöin mineraalityppeä oli 111 kg ha⁻¹ alueella A ja 71 kg ha⁻¹ alueella C 0-110 cm:n kerroksessa. Pintakerroksessa (0-30 cm) mineraalityppeä oli erittäin vähän, keskimäärin alle 12 kg ha⁻¹. Sitä vastoin nitraattityppeä esiintyi runsaasti 60-120 cm:n syvyydessä ja sen alapuolella ammoniumtyppeä (kuva 6).

Nitraatti- ja ammoniumtyypen vaihtelu kullakin osa-alueella oli toisinaan suurta (vaihtelukerroin > 100 %) ja toisinaan yllättävänkin pientä (vaihtelukerroin < 10 %). Kuvassa 6 on esitetty kolme mittauservoa kustakin kerroksesta alueelta A ja C lokakuussa 1996. Yleensä rinnakkaisnäytteiden hajonta on suurinta pintamaassa pienentyen syvyyden suhteen (Lindén, 1981). Lapualla myös pohjamaassa sekä nitraatti- että ammoniumtyypen määrät vaihtelivat huomattavasti havaintopisteiden välillä. Muutoksia ajan suhteen onkin vaikea arvioida, koska hehtaaria kohti laskettuihin typpimääriin sisältyy paljon epävarmuutta pienestä näytemäärästä johtuen. Varsinkin kasvukaudella edustava näytteenotto on hankalaa, sillä mineraalityypen hajonta on poikkeuksellisen suuri lannoituksesta johtuen. Seuraavassa on tarkasteltu lähemmin ammoniumin ja nitraatin määrään vaikuttavia tekijöitä ja mahdollisia syitä Lapualla havaittuihin arvoihin.



Kuva 6. Maaperän nitraatti- ja ammoniumtyypen määrä havaintopisteittäin alueella A (pisteet p1...p3) ja alueella C (pisteet p4...p6).

Lapuan koealueen poikkeuksellisen suuri mineraalityypen määrä selittyy maaperän syntyhistorialla. Maa-aines on Itämeren Litorina-vaiheen aikaisia sedimenttejä, joissa on runsaasti orgaanista hiiltä ja tyypeä (Yli-Halla, 1997). Orgaanisen typen hajoaminen (mineralisaatio) tuottaa ammoniumtyypeä (ammonifikaatio), joka muuttuu edelleen nitraattitypeksi (nitrifikaatio). Ammoniumin ja nitraatin “osuuteen” vaikuttavat useat tekijät mm. maan lämpötila, kosteus, happitilanne ja pH. Orgaanisen typen määrä on suhteellisen vakio tietyllä peltoalueella. Mineraalityypen määrä vaihtelee vuodenajan mukaan mineralisaatiosta, kasvien typenotosta, huuhtoutumisesta, denitrifikaatiosta sekä lannoituksesta ja muista viljelytoimenpiteistä johtuen. Pienimmillään se on yleensä keväällä sulantakauden jälkeen, kun vesi on huuhtonut maaprofiilia ja hajotustoiminta on vähäistä alhaisessa lämpötilassa. Alkusykyllä varasto on suhteellisen suuri, sillä maassa on runsaasti helposti hajoavia kasvinjäänteitä sadonkorjuun jäljiltä. Tällöin myös maan lämpötila ja kosteus ovat suotuisia mineralisaatiolle. Vapautunut typpi huuhtoutuu helposti vesistöihin runsaan valunnan mukana, sillä kasvipeitettä ei useinkaan ole sitomassa sitä.

Suomessa maatalousmaiden mineraalityypen määräksi on mitattu noin 20-50 kg ha⁻¹ 0-100 cm:n profiilissa keväällä ennen lannoitusta (Sippola & Ylärinta, 1985). Vuotuinen vaihtelu oli ± 6 kg ha⁻¹. Suurimmat arvot todettiin silttipitoisilla mailla. TKK:n Tyrnävän koealueella (hieta) mineraalityypeä oli 43 kg ha⁻¹ 0-100 cm:n syvyydessä toukokuussa 1996 ennen lannoitusta. Kirkkonummen koealueella (savi) mineraalityypeä oli noin 20-32 kg ha⁻¹ huhtikuussa 1994 ja 1995 (Paasonen-Kivekäs, 1994 ja 1998). Lapualla kevään typpimäärä vaihteli 48-144 kg ha⁻¹ 0-100 cm:ssä. Suurin arvo oli alueella, jossa esiintyi hapanta sulfaattimaata.

Kasvusto ottaa maasta sekä lannoitteena annettua tyypeä että maaperästä mineralisaatioissa vapautunutta tyypeä. Kosteus edistää kasvien lannoitetypen ja todennäköisesti myös maan omien typpivarastojen hyväksikäyttöä. Esalan (1991) tutkimuksessa epäorgaanista tyypeä oli savimaassa 25-120 kg ha⁻¹ 0-90 cm:n kerroksessa sadonkorjuun jälkeen. Viljelykasvina oli kevätvehnä ja lannoitusmäärä 100 kg N ha⁻¹. Erot selittyivät osittain kasvukauden sademäärällä koivuina 1987-1990. Kuivina kesinä lannoitetypen hyväksikäyttöaste oli 15-25 % ja suotuisissa kosteusoloissa jopa 60-70 %. Lapualla perunakasvuston keskimääräinen typpimäärä (maapäälliset osat) oli 131 kg ha⁻¹ 1994 ja 158 kg ha⁻¹ 1995. Kauran vastaava arvo oli 122 kg ha⁻¹ vuonna 1996. Määrät eri osa-alueilla erosivat toisistaan jonkin verran, mutta ei tilastollisesti merkitsevästi (Kleemola & Teittinen, 1996). Koska maaperän ominaisuudet vaihtelivat paljon pellon eri osissa, kosteuden osuutta eroihin on vaikea arvioida.

Sadonkorjuun jälkeen maahan jää paljon kasviainesta, joka mineralisoituu suureksi osaksi seuraavaan kevääseen mennessä olkia lukuunottamatta. Lapualla perunan varsien typpimäärä oli 25 kg ha⁻¹ sadonkorjuuhetkellä 1995. Viljelijän arvion mukaan kokonaissadosta jäi korjaamatta 20-30 %, jonka typpimääräksi arvioitiin 24-35 kg ha⁻¹. Olkien typpipitoisuus on yleensä pieni, minkä vuoksi kasvien hajotessa ei välttämättä vapaudu tyypeä, vaan se sitoutuu maan mikrobeihin (immobilisaatio). Ne voivat jopa kuluttaa olemassaolevaa mineraalityypen varastoa (Hartikainen, 1992; Jaakkola, 1992). Lapuan osa-alueen pinta-

maassa nitraattityppeä oli erittäin paljon marraskuussa 1995, mikä johtuu todennäköisesti em. kasvinjäänteistä ja sääoloista. Lämmin sää edisti mineralisaatiota eikä nitraattia huuhtoutunut syvemmälle maaperään, koska syksy oli poikkeuksellisen kuiva. Pellon kultivointi lokakuussa saattoi myös lisätä kasvinjäänteiden hajoamista. Tämä typpikertymä aiheutti ilmeisesti korkeat nitraattipitoisuudet salaoja- ja pohjavesissä toukokuussa 1996. Talvi 1995/1996 oli kylmä eikä huuhtoutumista tapahtunut ennen kevään sulantakautta. Maanäytteiden laboratoriomääritykset tehtiin viikon päästä näytteenotosta. Näytteitä säilytettiin 4°C:n lämpötilassa, minkä vuoksi mineralisaation määrä säilytyksen aikana oli vähäinen.

Mineralisaatiopotentiaali määräytyy maassa olevan orgaanisen aineksen määrän ja koostumuksen perusteella. Osa siitä on suhteellisen helposti hajoavaa kuten em. kasvinjäänteet ja osa erittäin pysyvää kuten humusaineet. Keskimääräiseksi mineralisaatioksi on esitetty 0-30 kg N ha⁻¹ metrin maakerroksessa ohrakasvustolla sadonkorjuusta seuraavaan kevääseen Sippola (1986). Ruotsissa vuotuiseksi nettomineralisaatioksi arvioitiin 210 kg N ha⁻¹ nurmimaassa ja 80-90 kg N ha⁻¹ ohrakasvustossa (Paustian et al., 1990). Kirjallisuudessa vuotuista mineralisaatiota on arvoitu myös prosenttiosuutena (1-2 %) orgaanisen tai kokonaistypen määrästä (Scheffer & Schachtschabel, 1976).

Lapuan osa-alueella A kokonaistyyppiä oli noin 9000 kg ha⁻¹ 0-20 cm syvyydessä ja 2800 kg ha⁻¹ 50-70 cm:n syvyydessä (taulukko 2). Vastaavat arvot alueella B olivat 5720 kg ha⁻¹ ja 1900 kg ha⁻¹ ja alueella C 5500 kg ha⁻¹ ja 2690 kg ha⁻¹. Sippolan (1981) tutkimuksessa kokonaistypen määrää suomalaisissa viljelymaissa vaihteli 3750-4167 kg ha⁻¹ 0-20 cm:n ja 1323-1471 kg ha⁻¹ 40-60 cm:n kerroksessa. TKK:n Tyrnävän koealueella (hieta) kokonaistypen määrä oli 3080 kg ha⁻¹ 0-20 cm:n ja 1760 kg ha⁻¹ 40-60 cm:n kerroksessa. Kirkkonummella savimaassa arvot olivat 6380 ja 2100 kg ha⁻¹ (Paasonen-Kivekäs et al., 1998, 1999). Lapualla orgaanisen typen määrä oli siis huomattavan korkea alueen A pintamaassa ja alueen A ja C pohjamaassa verrattuna muihin kivennäismaihin. Orgaanisen aineksen hiilen ja typen suhde vaikuttaa myös nettomineralisaatioon. Mitä pienempi C/N-suhde on, sitä nopeammin aines mineralisoituu ja mineraalityppiä kertyy maahan (Tisdale et al., 1985; Hartikainen, 1992). Lapuan pintamaassa C/N-suhde oli 16-27 ja sen alapuolella olevassa savisessa hiesussa 4.5-7 (taulukko 2).

Maan kosteudella, hapella, lämpötilalla ja pH:lla on keskeinen merkitys mineralisaation osallistuvien mikrobien koostumukseen ja niiden aktiivisuuteen. Lisäksi mm. muokkaustoi-
menpiteillä ja lannoituksella on todettu olevan mineralisaatiota lisäävä vaikutus. Ammoniumintypen muodostumisesta vastaavat mikro-organismit pystyvät toimimaan paljon laajemmalla lämpötila-, kosteus- ja happamuusalueella kuin nitrifikaation mikro-organismit. Reaktioiden optimikosteus on lähellä kenttäkapasiteettia. Hyvin kuivassa tai kosteassa maassa ne hidastuvat selvästi (Esim. Rodrigo et al., 1997). Hyväkuntoisessa kivennäismaassa ammoniumia ei yleensä varastoidu maahan, vaan se muuttuu nitraatiksi. Sitä vastoin ammoniumia on todettu kertyvän kosteaan ja kylmään maahan ja hyvin happamiin maihin.

Nitrifikaatio estyy mörässä maassa, sillä ko. mikro-organismit toimivat vain hapellisissa olosuhteissa. Esala (1991) havaitsi, että kosteana vuonna valtaosa mineraalitypestä oli ammoniumia ja kuivempina vuosina nitraattia sadonkorjuun jälkeen. Ammonifikaation pH alueeksi on esitetty 4.0-9.0 ja nitrifikaation 5.5-10. Toisaalta nitrifikaatiota on todettu tapahtuneen myös maissa, joiden pH on 4.5 ja nurmimaissa jopa pH:n arvolla alle 4.0 (Tisdale et al., 1985). Maan pH:lla ei kuitenkaan uskota olevan kovin suurta merkitystä mineralisaatioon pH:n arvoilla 5.2-7.8 (Scheffer & Schachtschabel, 1976).

Em. tekijöistä suurin ero koealueiden välillä oli maan happamuudessa ja oletettavasti hapetus-pelkistystilassa. Alueella A yli 2 metrin syvyydessä oli selvästi pelkistyneet olosuhteet maanäytteiden pH:n ja värin perusteella (taulukko 4). Anaerobiset olosuhteet johtuvat runsaasta orgaanisen aineksen määrästä, joka hajotessaan kuluttaa happea. Alueen pohjaveden pinta oli usein myös lähempänä maanpintaa kuin alueilla B ja C sen alavasta sijainnista ja säätökaivon padotuksesta johtuen. Alueella A ammoniumin määrä lisääntyi selvästi yli 120 cm:n syvyydessä, mikä viittaa nitrifikaation estymiseen. Pohjamaassa vähähappiset olosuhteet estävät nitrifikaation ja/tai nitraatti pelkistyy kaasumaiseksi typeksi. Maan alhainen pH ei välttämättä ole nitrifikaatiota heikentävä tekijä vaan happamien sulfaattimaiden korkeat metallipitoisuudet, jotka saattavat estää mikrobien toimintaa. Alumiinin konsentraatio maanesteessä lisääntyy jyrkästi, kun pH laskee alle viiden (Hartikainen, 1992). Alueella B nitrifikaatiolle oli suotuisat olosuhteet sekä pH:n että happitilan suhteen. Orgaanisen aineksen määrä oli selvästi pienempi kuin alueella A ja pohjavesi nousi 1-1.5 m syvyyteen vain ajoittain. Siellä ammoniumtypen määrä olikin hyvin pieni koko profiilissa. Mineralisaation minimilämpötilaksi on yleensä esitetty 2-4 °C, mutta joissain tutkimuksissa sitä on esiintynyt vielä 0 °C asteessa (ref. Karvonen 1992). Tämän perusteella pohjamaassa mikrobien hajotustoimintaa voi tapahtua läpi vuoden tosin talvella erittäin hitaasti, mikä osaltaan vaikuttaa ammoniumtypen kertymiseen alueella A.

Nitraattitypeä poistuu maaperästä ilmakehään denitrifikaation seurauksena dityppioksidiksi (N_2O) tai vapaana typpikaasuna (N_2). Denitrifikaatiota tapahtuu vähähappisissa olosuhteissa. Reaktio on suurimmillaan lämpimässä ja märässä maassa, jossa on runsaasti liukoista orgaanista hiiltä. Biologista denitrifikaatiota ei yleensä tapahdu happamassa maassa (pH:n optimi 6-8) eikä alle 2-5 °C lämpötilassa (Firestone, 1982). On myös esitetty, että nitraatti voi pelkistyä kaasumaiseksi typeksi kemiallisesti. Denitrifikaatiota on havaittu happamissa maissa, joiden pH on jopa 3.6 (Müller et al. 1980). Denitrifikaatiolle on hyvät edellytykset Lapuan koealueen pintamaassa, mutta sillä saattaa olla merkitystä nitraatin vähenemiseen myös pohjamaassa, erityisesti osa-alueella A.

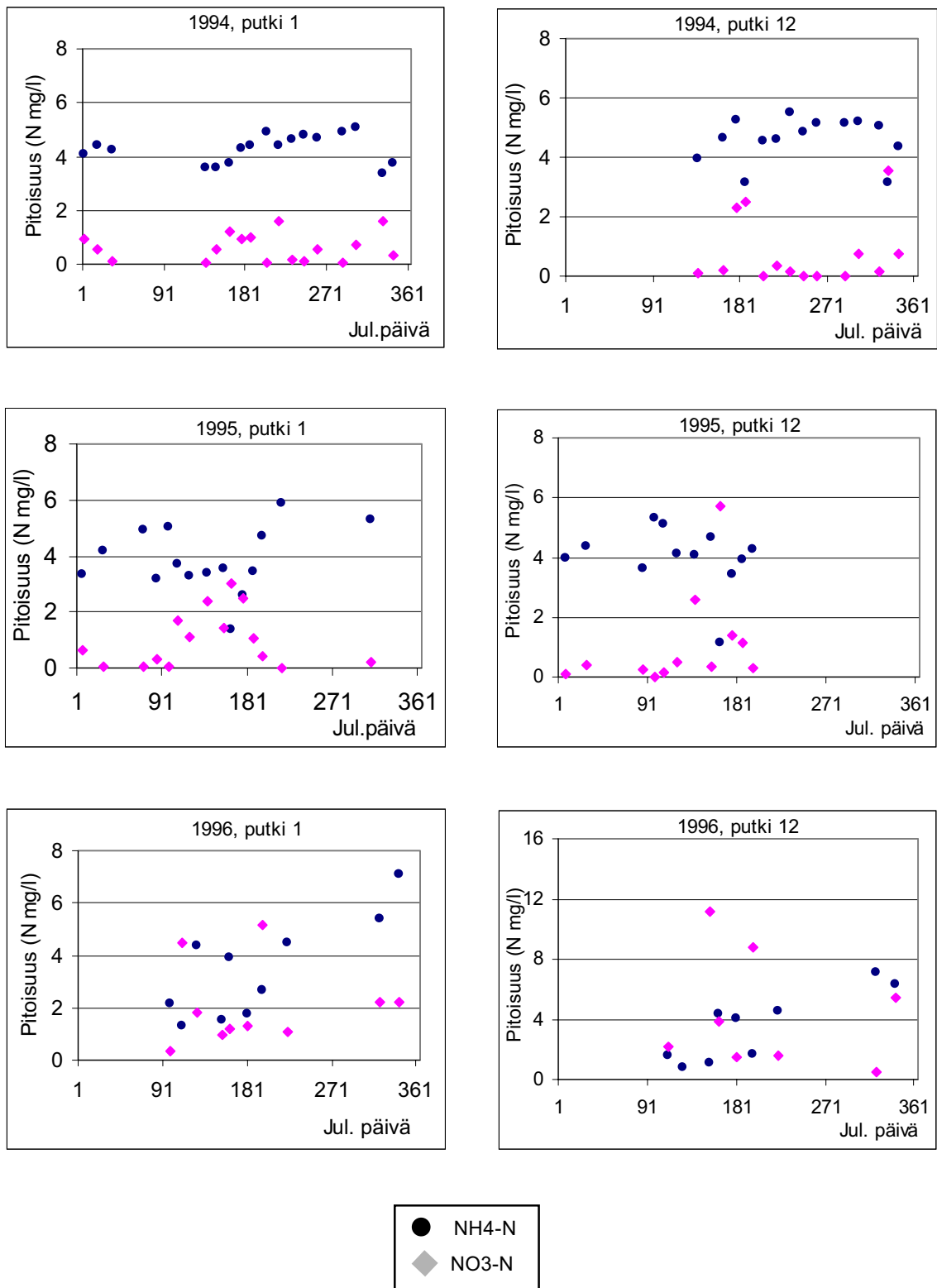
POHJAVEDEN TYYPPIPITOISUUDET

Typen pitoisuudet ja fraktiot pohjavesinäytteissä erosivat selvästi eri osa-alueiden välillä. Kokonaistypen pitoisuus oli keskimäärin 5.2-7.5 mg l⁻¹ alueella A, 11.4-16 mg l⁻¹ alueella B ja 6.3 mg l⁻¹ alueella C. Mineraalityypen fraktiot osoittivat maaperässä havaittuja eroja. Alueella A ammoniumtypen osuus oli keskimäärin 39-66 % ja nitraattityypen 21-49 % kokonaistypestä. Pienimmillään ammoniumtypen osuus oli putkessa 10 ja suurimmillaan putkessa 1 pellon alavimmassa osassa. Alueella B nitraattitypeä oli 80-89 % ja ammoniumtyppeä vain n. 1 % kokonaistypestä. Vastaavat arvot alueella C olivat 80 % ja 10 %. Veteen liuennutta typeä oli siis huomattavasti vähemmän happaman sulfaattimaan alueella kuin alueella, jossa pH oli selvästi korkeampi.

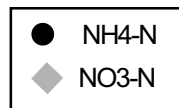
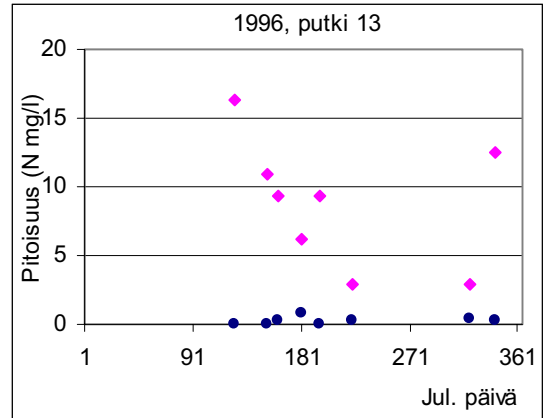
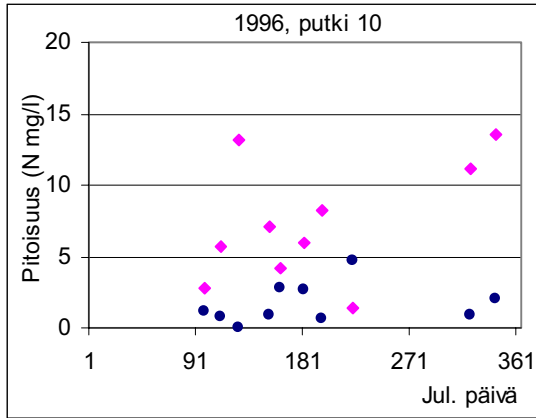
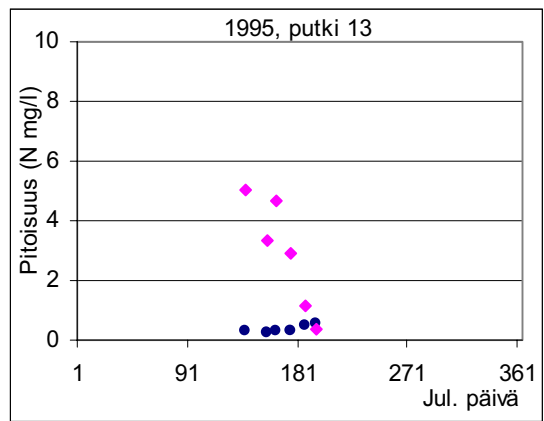
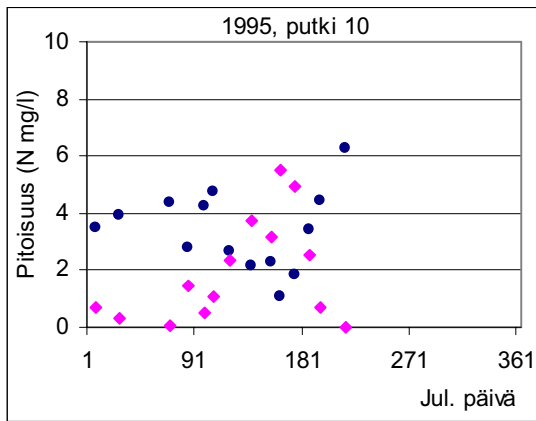
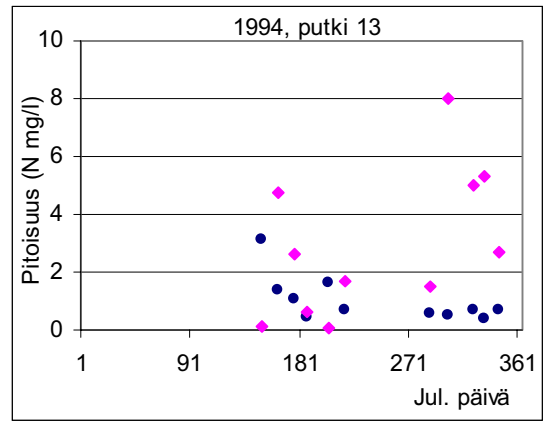
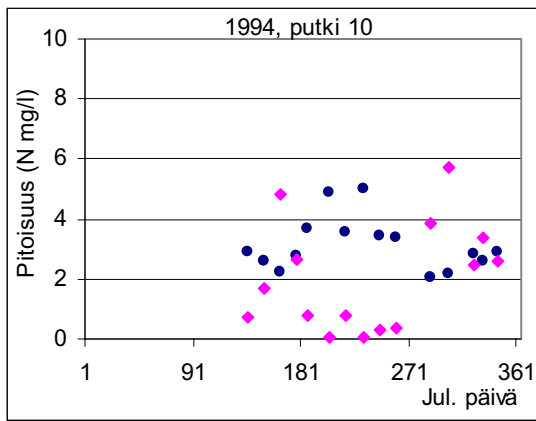
Kuvissa 7a-b on esitetty nitraatti- ja ammoniumpitoisuudet alueiden A ja C havaintoputkissa vuosittain. Vastaavat nitraattitypen arvot alueella B ovat kuvassa 8. Alueella B ammoniumtyypen pitoisuudet olivat alle 0.8 mg l^{-1} , minkä vuoksi niitä ei ole esitetty. Alueella A ammoniumpitoisuuden vaihtelu (vaihtelukerroin 35-48 %) ajan suhteen oli selvästi pienempää kuin nitraattipitoisuuden vaihtelu (vaihtelukerroin 102-167 %). Alueella B tilanne oli päinvastainen, nitraattipitoisuuden vaihtelukerroin oli vain 22-50 %. Tämä on luonnollista, sillä alueella A ammoniumia liukenee veteen "tasaisesti" syvemmällä olevasta maa-aineksesta, johon suurin osa vaihtuvista ammoniumioneista on kiinnittynyt. Veteen liunneen ammoniumin osuudeksi arvioitiin karkeasti 10-30 % koko ammoniumtyypen varastosta. Nitraattia esiintyi niukasti syvällä maaperässä.

Nitraatin pitoisuuspiikit esiintyivät yleensä kesällä, mikä johtuu lannoitteen huuhtoutumisesta. Toukokuun alussa 1996 ennen lannoitusta havaittiin myös erittäin korkeita pitoisuuksia. Toinen huippu oli marras-joulukuussa 1996, jolloin pellolle oli levitetty typpipitoista tärkkelystehtaan solunestettä. Kevään 1996 suuret pitoisuudet johtuvat todennäköisesti pintamaan runsaasta nitraattityypen määrästä syksyllä 1995 kuten edellä esitettiin. Ko. näytteissä myös veden pH oli poikkeuksellisen korkea, mikä johtunee teräskuonan levityksestä pellolle marraskuussa 1995. Alueen C pohjavesiputkessa havaittiin samat pitoisuuspiikit kuin alueella A. Alueella B pitoisuuspiikit eivät erottuneet niin selvästi muista ajankohdista, mutta esimerkiksi lannoitteen huuhtoutuminen näkyi selvästi kesällä 1995. Alueella B nitraattia oli suhteellisen paljon myös pohjamaassa ja siten pitoisuudet pysyivät korkealla jatkuvasti. Pohjaveden ja maaveden nitraattipitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa. Maaveden nitraattipitoisuus laskettiin olettamalla, että kaikki maa-aineksesta mitattu nitraatti oli liunneena maavedessä.

Pitoisuuserot yksittäisten putkien välillä olivat toisinaan hyvinkin suuria. Syynä tähän saattaa olla veden erilaiset virtausreitit osaksi makrohuokosten ja osaksi maamatriisin pienten huokosten kautta. Myös maaperän typpimäärät vaihtelivat eri pisteiden välillä. Putkien syvyyksissä oli myös eroja, minkä vuoksi vesi putkiin purkautui eri kerroksista. Lisäksi putkien toiminta (tiiviyys maanpinnalla yms.) saattaa vaikuttaa pitoisuuseroihin, vaikka se havaintojen perusteella vaikuttaakin epätodennäköiseltä. Putket tyhjennettiin ennen näytteenottoa ja varsinkin alueella A vedenpinta palautui nopeasti aiemmalle tasolle. Vedenpinta eri putkissa oli myös yhteneväinen. Alueella B ja C putkien täyttyminen oli hitaampaa ja vedenpinnan syvyydessä oli suurempia eroja putkien välillä kuin alueella C. Näytteenottotekniikalla ja säilytyksellä on merkitystä erityisesti niissä havaintopisteissä, joissa oli pelkistyneet olosuhteet. Näytteiden joutuminen ilman kanssa kosketuksiin muuttaa niiden kemiallista koostumusta. Vesinäytteiden pH:ta mitattiin sekä kentällä että laboratoriossa muutaman kerran eikä se juurikaan muuttunut säilytyksen aikana. Kuljetuksen aikana näytteet muuttuivat toisinaan keltaisiksi raudan saostumisesta johtuen.

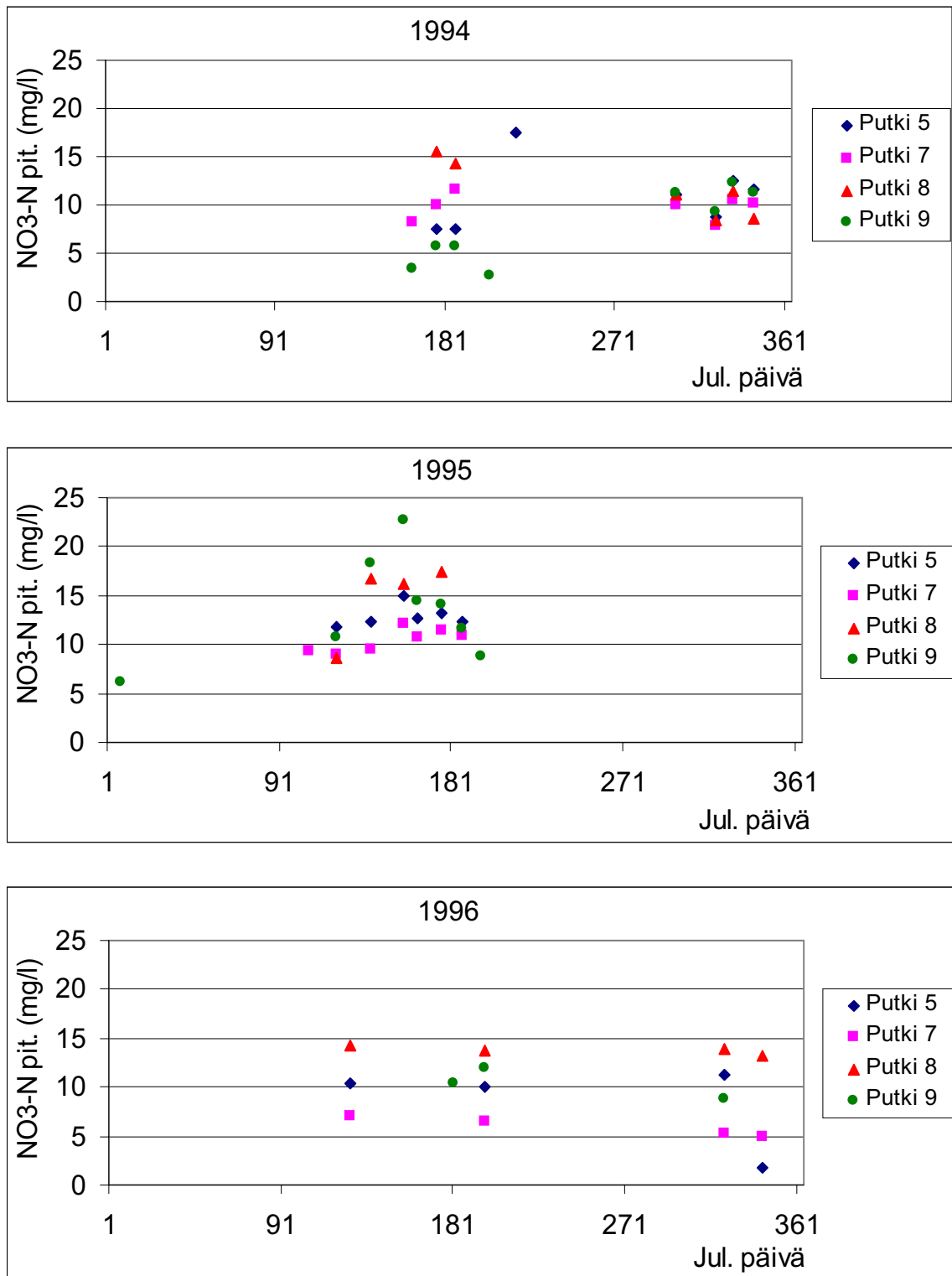


Kuva 7a. Pohjaveden ammonium- ja nitraattityypen pitoisuudet alueella A (putket 1 ja 12). Jul. päivä 1-365 = 1.1.-31.12.



Kuva 7b. Pohjaveden ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet alueella A (putki 10) ja alueella C (putki 13). Jul. päivä 1-365 = 1.1.-31.12.

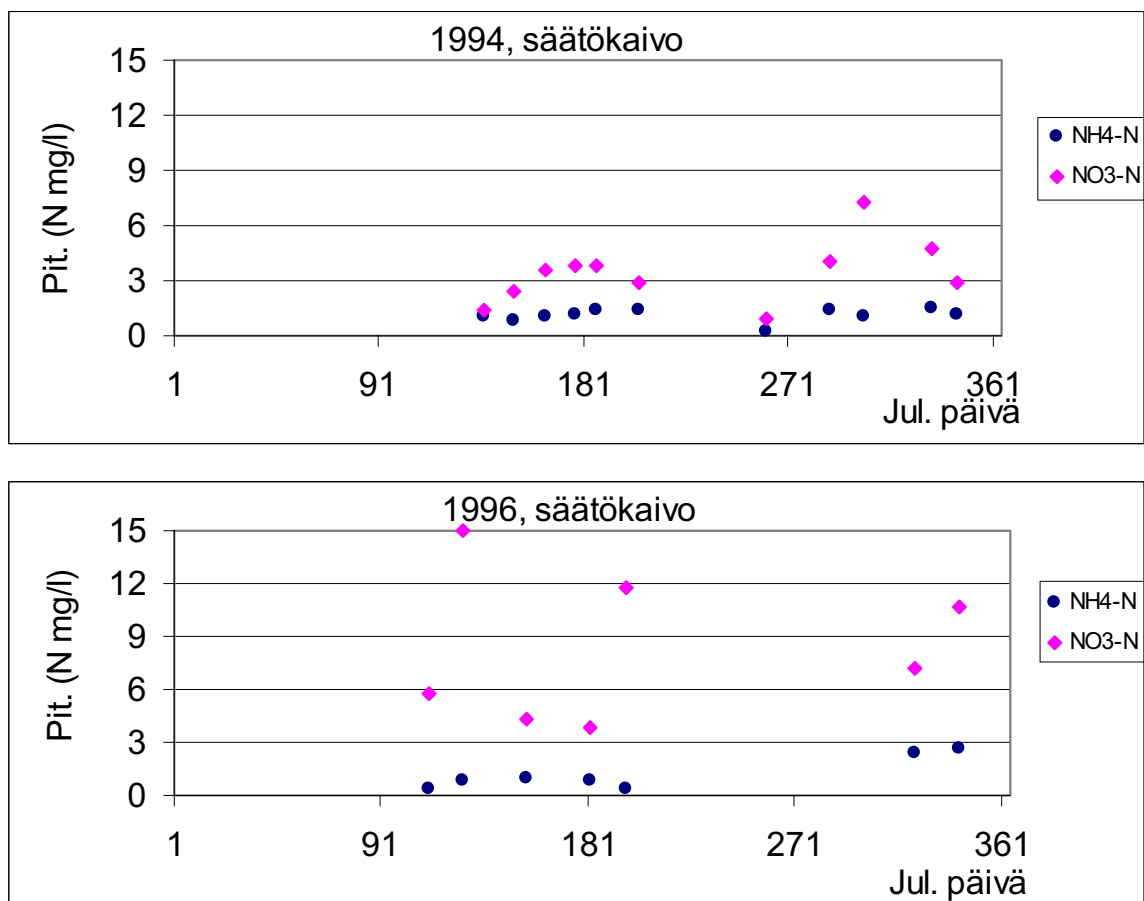
Salaojaveden kokonaistypen pitoisuus vaihteli 3-21 mg l⁻¹ säätökaivossa eli ojaston 5 laskuaukossa. Keskimääräinen arvo oli 7.0 mg l⁻¹, joka oli yhteneväinen ojaston pohjaveden pitoisuuksien kanssa (alueet A ja C). Lestijoen valuma-alueella salaojista mitatut kokonaistypen pitoisuudet olivat 3.2-6.7 mg l⁻¹ touko-kesäkuussa 1995 (Edèn et al., 1999). Lapualla



Kuva 8. Pohjaveden nitraattityypen pitoisuus alueen B havaintoputkissa. Jul. päivä 1-365 = 1.1.-31.12.

nitraatin osuus oli keskimäärin 66 % ja ammoniumin 18 % kokonaistypestä. Kuvassa on esitetty pitoisuudet vuonna 1994 ja 1996. Vuonna 1995 salaojavaluntaa oli vähän ja näytteitä vain muutama. Kokoojaputki keräsi salaojavedet koko 2.5 hehtaarin lohkolta. Suurin osa pohjavesiputkista oli säätökaivon läheisyydessä, mikä selittää eroja salaojaveden ja pohjaveden pitoisuuksien välillä. Oletettavasti myös veden virtausreitit salaojiin ja pohjavesiputkiin poikkesivat toisistaan aiheuttaen pitoisuuseroja. Vesi saattoi hapettua salaojaputkissa ja säätökaivossa, minkä seurauksena ammoniumia muuttui nitraatiksi.

Selviä pitoisuuseroja eri havaintopisteiden välillä todettiin esimerkiksi marras-joulukuussa 1996 tärkkelystehtaan solunesteen levityksen jälkeen. Ojastosta 5 (alue A ja C) purkautuvan veden nitraattityypen pitoisuus vaihteli 7.2-10.7 mg l⁻¹. Havaintoputkien 1, 2 ja 12 pitoisuus oli 0.5-5.5 mg l⁻¹, havaintoputken 10 11.2-13.5 mg l⁻¹ ja havaintoputken 13 2.9-12.6 mg l⁻¹. Putkissa 1,2 ja 12 esiintyi enemmän ammoniumia kuin nitraattia. Sitä vastoin putkissa 10 ja 13 ja salaojavedessä ammoniumia oli vain 0.3-2.7 mg l⁻¹. Ojaston 4 alueella (alue B) nitraattipitoisuus salaojavedessä oli 20 mg l⁻¹ ja pohjavedessä 1.8-17.5 mg l⁻¹. Korkein arvo oli havaintoputkessa, jonka pohja oli 150 cm:n syvyydessä maanpinnasta eli noin 40 cm salaojituksen alapuolella.



Kuva 9. Salaojaveden ammonium- ja nitraattityypen pitoisuus säätökaivossa lähtevässä vedessä 1994 ja 1996. Jul.+ päivä 1-365 = 1.1.-31.12.

Typpihuuhtoumia ei voitu laskea, koska alueella ei mitattu valuntaa. Huuhtoumat olivat olettavasti poikkeuksellisen suuria vuonna 1996. Tällöin esiintyi runsaasti salaojavaluntaa paitsi keväällä ja syksyllä myös heinäkuussa. Salaojavesien pitoisuudet olivat huomattavan korkeita lannoitteen ja tärkkelystehtaan solunesteen huuhtoutumisesta johtuen. Myös kevään valumavesissä oli paljon typpeä ja niiden pH oli normaalia korkeampi, mikä johtui todennäköisimmin edellisenä syksynä levitetystä masuunikuonasta.

MATEMAATTISEN MALLIN SOVELTAMINEN PELTOALUEELLE

Maa-kasvisysteemiä Lapua koalueelle simuloitiin Karvosen (1999) kehittämällä MCROP-WATN-mallilla. Malli kuvaa kahden salaojaputken väliin jäävää maaprofiilia, jonka oletetaan edustavan keskimääräisesti koko peltoaluetta. Malli koostuu neljästä osamallista, jotka laskevat maan vesi-, typpi- ja lämpötaseen ja kasvien kasvun. Mallissa maaveden vertikaalinen virtaus lasketaan Richardsin yhtälöllä ja horisontontaalinen virtaus salaojaputkiin Hooghoudtin yhtälöllä. Laskennassa on mahdollisuus ottaa huomioon myös makrohuokosten kautta tapahtuvat vertikaaliset oikovirtaukset, jotka kuljettavat vettä hyvin nopeasti pinnalta syvemmälle maaprofiiliin. Makrohuokokset pienentävät myös veden kapillaarista nousua, minkä vuoksi veden virtaus alaspäin on suurempi kuin ylöspäin samalla hydraulisen gradientin arvolla. Näitä ilmiöitä “säädellään” kahdella parametrilla. Lisäksi halkeamien kautta tapahtuvat oikovirtaukset kuvataan erillisellä kertoimella, jonka suuruus riippuu kumulatiivisen haihdunnan ja sadannan erotuksesta. Tätä kerrointa voidaan käyttää vain halkeilevissa savimaissa. Makrohuokosia kuvaavat kertoimet ovat ennen kaikkea mallin testausta varten. Sadanta ja potentiaalinen haihdunta (vuorokausiarvot) annetaan lähtötietoina.

Typpimallissa on erikseen nitraatti- ja ammoniumtypen varasto, mutta laskennassa voidaan käyttää myös niiden summaa (mineraalityppi) riippuen käytettävissä olevasta mittausaineistosta ja sovellutuskohteesta. Nitraattityppi on kokonaisuudessaan liukoisessa muodossa, kun taas ammoniumtypestä suurin osa on kiinnittynään maahiukkasiin ja vain pieni osa on liuenneena maaveteen. Malliin sisältyvät seuraavat typen prosessit: nettomineralisaatio, nitrifikaatio, denitrifikaatio, ammoniumin adsorptio-desorptio, kasvien typenotto ja huuhtoutuminen salaojiin ja pohjaveteen. Salaojaveden pitoisuus määräytyy pohjaveden pitoisuuden mukaan. Pitoisuus tietyllä syvyydellä olevassa pohjavesiputkessa lasketaan siten, että koko vedellä kyllästynyt profiili putken pohjan yläpuolella vaikuttaa pitoisuuteen. Mallin nykyisessä versiossa ei ole huuhtoutumista makrohuokosten kautta. Kasvien typenoton kuvaus riippuu siitä, käytetäänkö erillistä kasvustomallia.

Mallia sovellettiin Lapuan osa-alueella A, jossa esiintyi hapanta sulfaattimaata. Mallissa maaprofiilia jaettiin viiteen kerrokseen kenttähavaintojen ja laboratoriomittausten perusteella: 1. 0-30 cm erittäin multava karkea hietä, 2. 30-40 cm hietä (orgaaninen aines 1 %), 3. 40-190 cm savinen hiesu, jossa oli runsaasti rautasaostumia (orgaaninen aines 2 %), 4. 190-210 savinen hiesu, jossa oli vähän rautasaostumia (orgaaninen aines 2 %) ja 5. 210-280 cm pelkistynyt savinen hiesu/savi, jossa ei ollut rautasaostumia (orgaaninen aines 2.5 %). Pohjamaan rakeisuudessa ja siten sen perusteella arvoidussa vedenjohtavuudessa ei ollut juurikaan eroja, mutta rautasaostumien oletettiin lisäävän vedenjohtavuutta. Kullekin kerrokselle annettiin rakeisuuden perusteella estimoitu vedenpidätyskäyrä sekä kyllästyneen maan vertikaalinen ja horisontaalinen hydraulinen johtavuus. Vedenpidätyskäyrää ja hydraulista johtavuutta maan kosteustilan suhteen kuvattiin van Genuchtenin funktioilla.

Typpimalliin otettiin mukaan sekä nitraatti- että ammoniumtyppi, koska molempia fraktioita esiintyi sekä pohja- että salaojavedessä. Typpimallin parametrit määrättiin suurimmaksi osaksi kirjallisuuden perusteella ottaen huomioon maakerrosten ominaispiirteet, pH:n ja orgaanisen aineksen määrän. Niiden perusteella arvioitiin mm. kunkin kerroksen mineralisaatiokertoimet. Huuhtoutuvan ammoniumtypen osuutta kuvattiin kertoimella vaihtuvan ammoniumintypen kokonaismäärästä. Kertoimen arvo estimoitiin maaperä- ja pohjavesimittausten perusteella. Mineraalitypen fraktioita sekä em. prosesseja ja niihin vaikuttavia tekijöitä on käsitelty mittaustulosten yhteydessä.

Laskentajaksona oli touko-marraskuu vuosina 1994, 1995 ja 1996. Laskennassa käytettiin pääasiassa koealueella mitattuja sadanta-arvoja (kuva 2). Potentiaalisen haihdunnan arvoina käytettiin Geodeettisen laitoksen laskemia aluearvoja ko. seudulle. Haihdunta oli laskettu Penman-Monteithin kaavalla. Mallilla laskettuja tuloksia verrattiin mitattuihin arvoihin seuraavien muuttujien osalta: pohjaveden pinnan syvyys ja pohjaveden nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet sekä kasvuston biomassa ja typpipitoisuus. Pohjavesimittauksia oli useita satoja, sillä alueelta oli käytettävissä myös automaattiset havainnot. Laskennassa testattiin erityisesti makrohuokosten merkitystä pohjaveden pinnan vaihteluun.

Vesitasemalli, jossa ei ollut makrohuokosia, pystyi kuvaamaan suhteellisen hyvin kevään ja alkukesän tilannetta kaikkina vuosina, mutta laskennan edetessä mallin kuvauskyky vuonna 1994 vuosiin 1995 ja 1996 nähden oli selvästi heikompi. Vuoden 1994 pohjaveden pinnan vaihtelua pystyttiin kuvaamaan mallilla, jossa em. makrohuokosia kuvaavat parametrit olivat mukana. Tällöin pohjaveden pinta nousi kuitenkin liian korkealle kesällä 1995 ja 1996. Syynä makrohuokosten esiintymiseen keväällä 1994 saattaa olla poikkeuksellisen syvä routa edellisenä talvena. Roudan rakenne on oletettavasti ollut erilainen osa-alueilla maan kosteuseroista johtuen. Alustavia laskentatuloksia on esitetty julkaisussa Paasonen-Kivekäs et al. (1999).

Typpimalli simuloi kohtuullisen hyvin pohjaveden ammoniumtypen pitoisuuksia, mutta malli ei pystynyt kuvaamaan nitraattitypen vaihtelua. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, ettei kulkeutumismallissa ollut mukana makrohuokosista johtuvaa komponenttia. Nitraattipitoisuuksien vaihtelu alueella A viittasi siihen, että nitraatti huuhtoutuu nopeasti pintakerroksesta pohjaveteen. Pitoisuuserot putkien välillä saattoivat johtua näistä oikovirtauksista. Kasvustomallilla pystyttiin simuloimaan hyvin perunan biomassaa ja typpimäärää.

Sekä vesi- että typpimalli vaativat edelleen testausta ja parametrien kalibrointia, jotta kuvauksesta saadaan mahdollisimman uskottava ko.alueelle. Prosessien kuvauksessa on useita ongelmia mm. koealueen epähomogeenisuudesta ja happamasta sulfaattimaasta johtuen. Myös mittaustulosten osalta on puutteita. Vesitasemallin kalibrointia vaikeuttaa se, ettei alueelta ole käytettävissä valuntamittauksia. Tämä aiheuttaa epäluotettavuutta myös typen huuhtoutumisen simulointiin.

Artikkelissa esitettiin pohjaveden syvyyden sekä maaperän ja pohjaveden typpimäärien mittausta aineisto, joka kerättiin normaalissa viljelyksessä olevalta peltoalueelta Lapualla. Mittaukset tehtiin vuosina 1994-1996 kahdella salaojitetulla peltolohkolla, joista toisen laskuaukossa oli säätökaivo padotusta varten. Aineiston perusteella arvioitiin säätösalaajituksen toimivuutta ja typen huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä peltomittakaavassa. Pellon vesi- ja typpitasetta kuvattiin myös matemaattisella mallilla. Mallintamisen tavoitteena on arvioida vesitalouden säätötoimenpiteiden vaikutuksia kasvien kasvuun ja typpiuhutoumiin. Tässä vaiheessa pääpaino on kuitenkin mallin rakenteen testauksessa ja parametrien kalibroinnissa.

Peltoalue oli epähomogeeninen erityisesti kemiallisten ominaisuuksien suhteen, mikä johtui pitkälti happamasta sulfaattimaasta. Se vaikutti paitsi maan happamuuteen myös typen esiintymiseen maaperässä ja pohjavedessä. Maaperäaineistosta saatiin esille selvät erot eri osa-alueiden välillä, mutta typpimäärien ajallisia muutoksia oli vaikea arvioida pienestä näytemäärästä johtuen. Happamalla sulfaattimailla on paljon orgaanista ainesta ja siten suuri mineralisaatiopotentiaali verrattuna normaaleihin kivennäismaihin, mikä Lapualla näkyi huomattavina nitraatti- ja ammoniumtypen määrinä myös juuristokerroksen alapuolella. Ammoniumin ja nitraatin jakautuminen muuttui syvyyden suhteen niin, että ammonium oli vallitseva 120 cm:n alapuolella. Peltolohkolla, jossa pH-profiili ei ollut "hapan", mineraalityypen määrä oli pienempi ja valtaosa siitä oli nitraattityyppiä myös syvemmällä maaperässä. Tällä alueella pohjaveden ja salaojaveden typpipitoisuudet olivat kuitenkin noin kaksinkertaiset verrattuna lohkokon, jossa esiintyi hapanta sulfaattimaata. Siellä suurin osa ammoniumista oli sitoutunut maa-ainekseen ja nitraattia poistui mahdollisesti denitrifikaation seurauksena vähähappisissa olosuhteissa. Pienillä valuma-alueilla tehtyjen mittausten mukaan happamilta sulfaattimailta huuhtoutui enemmän tyyppiä kuin muilta peltovaltaisilta alueilta ja typpikuormituksesta huomattava osa oli ammoniumtyyppiä (Rekolainen, 1989). Tämän tutkimuksen koealueet edustavat yksittäisiä peltolohkoja, joiden happamuudessa ja mineraalityypen määrässä oli selvä ero. Valuma-alueen mittauksissa on mukana todennäköisesti hyvin erilaisissa happamuustiloissa olevia maita, joiden "yhteisvaikutus" näkyy pitoisuuksissa.

Lannoituksella oli selvä vaikutus pohja- ja salaojaveden laatuun erityisesti silloin, kun niiden jälkeen esiintyi runsaita sateita. Pohjaveden typpipitoisuudet nousivat nopeasti lannoitteen ja tärkkelystehtaan solunesteen levityksen jälkeen, mikä viittaa oikovirtauksiin pintakerroksesta syvemmälle maaperään. Teräskuonan levitys syksyllä 1995 näkyi pohjaveden pH:n nousuna seuraavana keväänä alueella, jossa oli hapanta sulfaattimaata.

Lapuan mittaukset osoittivat, että säätösalaajitus toimii savisessa hiesumaassa, jos siinä on pysyviä makrohuokosia. Maan hyvä vedenjohtavuus koealueella johtuu pitkälti rautasaostumien ja mururakenteen muodostamista makrohuokosista, jotka syntyvät happaman sulfaattimaan hapettuessa. Säätökaivon läheisyydessä pohjaveden pinta reagoi lähes välittömästi padotuksen muutoksiin. Padotuksen vaikutus ulottui useimmiten vain pienelle alueelle 2.5 hehtaarin lohkolla, koska säätökaivoja oli vain yksi kokoojaputken laskuaukossa ja pellon kaltevuus imujen suunnassa oli 1 %. Säädön vaikutusta rajoitti myös se, että pohjaveden pinta oli usein alle salaojitussyvyyden. Ojitusta tihennettiin säätösalaajitusta varten koko peltolohkolla, mikä on lisännyt kuivatuksen tehokkuutta, koska padotusta ei kuitenkaan ollut riittävästi.

Keskeinen kriteeri säätösalaajituksen toiminnassa on se, että salaojavaluntaa syntyy mahdollisimman vähän ja pohjaveden syvyys pellolla on mahdollisimman tasainen kasvu-kaudella. Tämä vaatii tehokkaita padotusrakenteita peltoalueilla, joiden kaltevuus ylittää 0.5 % (Skaggs 1987). Lapuan koealueella säätökaivojen lisäys olemassaolevaan kokoojaputkeen lisäisi jonkin verran padotuksen tehoa, mutta patorakenteita tarvittaisiin erityisesti imuojien suunnassa, jossa on suurin kaltevuus. Tämä vaatisi uuden kokoojaputken ja säätökaivojen asennuksen keskelle peltoa. Valta- ja piiriojien padotuksella voidaan myös lisätä säätösalaajituksen tehoa.

Säätöajituksen ja kalkkisuodinojien käyttöä happamuushaittojen torjunnassa tutkitaan parhaillaan useilla koealueilla (Joukainen, 1999). Säätösalaajitusta ja salaojakastelua varten ojitusta toisinaan tihennetään kuten Lapualla, mikä saattaa lisätä happamuuden vapautumista ja myös typen huuhtoutumista. Kalkkisuodin vaikuttaa pitkäaikaisesti maan happamuuden pienenemiseen (Weppling et al., 1999), minkä vuoksi sillä todennäköisesti on merkitys myös typen kiertoon. Myös säätösalaajituksella voi olla merkitystä typen reaktioihin sekä pH:n että happitilanteen vuoksi, jos padotusvaikutus on pitkäaikainen.

Tässä tutkimuksessa ei ollut mahdollisuutta mitata peltoalueen salaoja- eikä pintavaluntaa, mikä vaikeutti säätösalaajituksen toimivuuden arviointia ja myös vesitaseen mallintamista. Valunnan jatkuva mittaus peltoalueella on teknisestä hankalaa ja vaatii huomattavia taloudellisia resursseja, mutta se on ainut keino saada yksikäsitteistä tietoa vesitalouden säätömenetelmien vaikutuksista ravinnehuuhtoumiin.

KIRJALLISUUS

- Edén, P., Weppling, K. & Jokela, S.** 1999. Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki, a river in western Finland. *Boreal Environment Research*, 4: 31-43.
- Esala, M.** 1991. Split application of nitrogen: effects on the protein in spring wheat and fate of ¹⁵N-labelled nitrogen in the soil-plant system. *Ann. Agriculturae Fenniae*, Vol.30: 219-309.
- Firestone, M.K.** 1982. Biological denitrification. Stevenson, F.J. (toim.): Nitrogen in agricultural soils. American Society of Agriculture. *Agronomy* No 22: 289-326.
- Hartikainen, H.** 1992. Maaperä. Heinonen (toim.): Maa, viljely ja ympäristö. WSOY. 9-88.
- Jaakkola, A.** 1992. Kasvinravitseminen. Heinonen (toim.): Maa, viljely ja ympäristö. WSOY. 173-251.
- Joukainen, S.** 1998. Happamien sulfaattimaiden valumavesien hallinta, Life-Hapsu 2. Joukainen, S. (toim.): Happamien sulfaattimaiden ympäristöongelmat. Seminaari 30.9.1998, EU Life-Environment. Suomen ympäristökeskuksen moniste 142: 22-24.
- Joukainen, S.** 1999. Water management of acid sulphate soils in Finland. Proc. NJF drainage symposium, 26-28.5.1999, Lohusalu, Estonia. Käsikirjoitus.
- Karvonen, T.** 1999. Influence of agricultural water management on soil water, nitrogen balance and crop growth: Description of the model. NJF drainage symposium, 26-28.5.1999, Lohusalu, Estonia.
- Kleemola, J. & Teittinen, M.** 1996. Satotuloksia säätösalaajituksen ja padotuskastelun koekentiltä 1994-95. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 21: 12-19.
- Lindén, B.** 1981. Ammonium- och nitratkvävetes rörelser och fördelning i marken. I. Litteraturoversikt. Sveriges lantbruksuniversitetet. Institutionen för markvetenskap. Rapport 132.

- Maa- ja metsätalousministeriö**, 1999. Ehdotus maatalouden ympäristöohjelmaksi 2000-2006. Työryhmämuistio MMM 1999:13.
- Müller, M.M., Sundman, V. & Skujins, J.** 1980. Denitrification in low pH spodosols and peats determined with the acetylene inhibition method. *Appl. Env. Microbiol.* 40: 235-239.
- Paasonen-Kivekäs, M.** 1994. Distribution of soil nitrogen in an agricultural field. Kettunen et al. (toim.): Spatial and temporal variability and interdependencies among hydrological processes. NHP Report No 36: 142-148.
- Paasonen-Kivekäs, M.** 1998. Pellon vesitalouden säädön vaikutus typen huuhtoutumiseen. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 23: 6-32.
- Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T. & Vakkilainen, P.** 1997. Säättöojitus Lapuan koe-alueella – koekenttä ja mittaukset 1993-1997. Vesitalouden monistesarja 1997:3, Teknillinen korkeakoulu, Otoniemi.
- Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T., Vakkilainen, P., Teittinen, M. & Kleemola, J.** 1998. Potential of water table management for abatement of nitrogen load. *Drainage in the 21st Century: Food production and the Environment.* ASAE Vol. 7 02-98: 370-379.
- Paasonen-Kivekäs, M., Koivusalo, H., Karvonen, T., Vakkilainen, P. & Virtanen, J.** 1999. Nitrogen transport via surface and subsurface flow in an agricultural field. *Proc. IAHS Symposium, July 19-20 1999, Birmingham, UK.*
- Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T. & Vakkilainen, P.** 1999. Influence of agricultural water management on soil water, nitrogen balance and crop growth: Application of CROPWATN-model. *Proc. NJF drainage symposium, 26-28.5.1999, Lohusalu, Estonia.* Käsikirjoitus.
- Palko, J., Merilä, E. & Heino, S.** 1988. Maankuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja* 21.
- Paustian, K. et al.** 1990. Ecosystems dynamics. *Andren et al. (toim.): Ecology of arable land.* *Ecological Bulletins* 40: 155-278.
- Rekolainen, S.** 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19,2: 95-107.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P.** 1976. *Lehrbuch der Bodenkunde.* Ferdinand Enke Verlag.
- Sippola, J.** 1981. Viljelymaan typpivarat. *Koetoiminta ja käytäntö*, 39: 51.
- Sippola, J.** 1986. Maan typpivarojen mineraloituminen. *Koetoiminta ja käytäntö*, 43: 67.
- Sippola, J. & Ylärinta, T.** 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agric. Fenniae*, 24: 125-129.
- Skaggs, R.W.** 1999. Keynote lecture. *NJF drainage symposium, 26-28.5.1999, Lohusalu.*
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L. & Beaton, J.D.** 1985. *Soil Fertility and Fertilizers.* Macmillan.
- Weppling, K., Innanen, M. & Jokela, S.** (toim.) 1999. *Life Lestijoki – Happamien sulfaattimaiden hoito.* WWF Report No 11.
- Yli-Halla, M.** 1983. Happamien sulfaattimaiden ominaisuuksista, analytiikasta, käytöstä ja ympäristövaikutuksista. *Vesihallituksen monistesarja* 1983:191.
- Yli-Halla, M.** 1997. Classification of acid sulphate soils of Finland according to Soil Taxonomy and the FAO/Unesco legend. *Agricultural and Food Science in Finland*, 6,3: 247-258.
- Yli-Halla, M., Puustinen, M. & Koskiahho, J.** 1999. Area of cultivated acid sulfate soils in Finland. *Soil Use and Management*, 15: 62-67.

AIEMMIN ILMESTYNEET SALAOJITUKSEN TUTKIMUSYHDISTYS RY:N TIEDOTTEET

- 1 Yhdistyksen toiminnasta ja otteita salaojitustutkimuksesta (1987)
- 2 Salaojitustutkimusta koskevia aiheita (1987)
- 3 Salaojituskoetoiminnasta Ruotsissa ja salaojaputken ympärysaineista (1987)
- 4 Salaojatutkimuksia vuosilta 1987-1988 (1988)
- 5 Kuivatusta ja kastelua koskevia tutkimuksia (1988)
- 6 Maan tiivistymisen tutkimisesta Ruotsissa ja salaojatutkimuksesta Suomessa (1989)
- 7 Salaojaseminaari Osuuspankkiopistolla 17.9.1988 (1988)
- 8 Salaojituksen tavoiteohjelma, näkymiä vuoteen 2010 saakka (1989)
- 9 Sievin salaojituspäivät 20-21.9.1989 ja ajankohtaista asiaa ympärysaineista (1989)
- 10 Maaseudun ympäristöpäivät Laukaalla 21.3 ja Jokioisissa 26.3.1990 (1990)
- 11 Turve- ja kivennäismaiden vesitaloudesta sekä rautasaostuman muodostumisesta (1990)
- 12 Salaojitusnäkymiä maailmalta (1990)
- 13 Kenttätutkimusmenetelmistä paineenalaisilla salaojitusalueilla sekä Junkkarinjärven engerrys (1991)
- 14 Myyräojituksesta (1991)
- 15 Zaitsevo-koekentän tuloksia (1992)
- 16 Säätosalaojitus-koekenttien perustaminen (1992)
- 17 Turvemaiden salaojituksesta ja suoto-ojituksesta (1992)
- 18 Säätosalaojitus-tutkimustuloksia vuosilta 1992-1993 (1993)
- 19 Agriculture sector reform in the Baltic republics (1995)
- 20 Maatalouden kehitysnäkymät Baltian maissa lähivuosina (1995)
- 21 Säätosalaojituksen, uusinta- ja padotuskastelun tutkimustuloksia (1996)
- 22 Salaojitus ja pellon vesitalous -tavoitteita toimialan kehittämiseksi (1998)
- 23 Peltoviljelyn ravinnehuuhtoutumien vähentäminen pellon vesitaloutta säättämällä (1998)

