



FOLIA FORESTALIA

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
THE FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE
HELSINKI 1993

814

Mika Nieminen & Erkki Ahti

TALVILANNOITUKSEN VAIKUTUS RAVINTEIDEN
HUUHTOUTUMISEEN KARULTA SUOLTA

Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer
application on snow

FOLIA FORESTALIA

Julkaisija — *Publisher*

Metsäntutkimuslaitos

The Finnish Forest Research Institute

Toimitus — *Editors*

Päätoimittaja — *Editor in chief:*

Erkki Annila

Toimittaja — *Editor:*

Seppo Oja

Toimittaja — *Editor:*

Tommi Salonen

Unioninkatu 40 A, FIN-00170 Helsinki, Finland

tel. +358-0-857 051, fax +358-0-625 308

Toimituskunta — *Editorial Board*

Erkki Annila (pj. — *chairman*), Pentti Hakkila, Seppo Kaunisto, Jari Kuuluvainen, Juha Lappi, Eino Mälkönen

Tavoitteet ja tarkoitus — *Aim and Scope*

Sarjassa julkaistaan tutkimuksia, tilastoja ja kirjallisuuskatsauksia, joilla on ensisijaisesti kotimaista merkitystä. Julkaisukielenä on kotimainen kieli, mutta julkaisut sisältävät englanninkielisen selosteen tärkeimmistä tutkimustuloksista.

Folia Forestalia publishes research reports, statistics and literature reviews relevant to Finnish forestry.

Tilaukset — *Subscriptions*

Tilaukset ja tiedustelut pyydetään osoittamaan Metsäntutkimuslaitoksen kirjastolle. *Subscriptions and orders for back issues should be addressed to the Library of the Institute.*

Mika Nieminen & Erkki Ahti

TALVILANNOITUKSEN VAIKUTUS RAVINTEIDEN
HUUHTOUTUMISEEN KARULTA SUOLTA

Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer
application on snow

Approved on 27.10.1993

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	3
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	4
2.1	Koealueen yleiskuvaus ja toimenpiteet	4
2.2	Aineiston keruu ja huuhtoutumalaskelmat	5
2.3	Laboratorioanalyysit	7
3	TULOKSET	7
3.1	Tutkimusjakson valunta	7
3.2	Valuma-alueiden veden laatu vertailukaudella	7
3.3	Lannoituksen vaikutus valumaveden laatuun ja ainehuuhtoutumiin	8
3.3.1	Ainepitoisuudet	8
3.3.2	Ainehuuhtoutumat	12
4	TULOSTEN TARKASTELU	14
4.1	Tulosten luotettavuus	14
4.1.1	Koealue	14
4.1.2	Tutkimusmenetelmä ja näytteenotto	14
4.1.3	Huuhtoutumalaskelmat	15
4.2	Valumaveden laatu ja ainehuuhtoutumat	15
4.2.1	Fosfori	15
4.2.2	Happamuus	16
4.2.3	Typpi	17
4.2.4	Alkali- ja maa-alkalimetallit	17
4.2.5	Muut aineet	18
	KIRJALLISUUS – REFERENCES	19
	SUMMARY	21

Nieminen, M. & Ahti, E. 1993. Talvilannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen karulta suolta. Summary: Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer application on snow. *Folia Forestalia* 814. 22 p.

Valumaveden laatua ja ainehuuhtoutumia tutkittiin 16 pienikokoisella ojien rajaamalla valuma-alueella (ojitus v. 1967) Keski-Suomessa. Osa valuma-alueista lannoitettiin lumelle 9.–13.3.1987 ja osa lumien sulamisen jälkeen 19.–20.5.1987. Lannoituksena annettiin 500 kg/ha Suometsien PK:ta ja 215 kg/ha ureaa. Talvilannoitus lisäsi merkittävästi kaikkien lannoitteen sisältämien ravinteiden (N, P, K, S, Ca, Mg, Na, B) huuhtoutumista. Myös keväällä lumensulamisjakson jälkeen tehty lannoitus lisäsi huuhtoutumia huomattavasti. Typen huuhtoutuminen suureni kuitenkin vain talvilannoituksen seurauksena. Vesistöjen kannalta haitallisimmat lannoituksen aiheuttamat muutokset lienevät suuri ja pitkäaikainen fosforikuormituksen kasvu sekä vesistöihin purkautuvien valumavesien äkillinen happamoituminen.

The leaching of elements from 16 artificial basins (drained in 1967) in Central Finland was studied. Four basins were fertilized in 1987 before snowmelt, and four basins after snowmelt. 500 kg/ha of a commercial PK-fertilizer and 215 kg/ha of urea were applied. Eight basins were left unfertilized. Extremely high runoff water N-, P-, K-, Ca-, Mg-, Na-, S- and B-concentrations were observed during the snowmelt period. Except for nitrogen, considerable leaching occurred from the basins that were fertilized after snowmelt as well. The distinct decrease in runoff water pH as well as long-term leaching of phosphorus appear to be the most serious environmental effects of the fertilizations.

Keywords: phosphorus, nitrogen, leaching, fertilization, peatlands.
FDC 237 + 116

Authors' address: The Finnish Forest Research Institute, Department of Forest Ecology, PL 18, FIN-01301 Vantaa, Finland.

ISBN 951-40-1330-1
ISSN 0015-5543

Tampere 1993. Tammer-Paino Oy

1 Johdanto

Turvemaiden lannoituksen vesistövaikutuksia on Suomessa tutkittu verraten paljon (esim. Karsisto 1970, Särkkä 1970, Karsisto & Ravela 1971, Kauppi 1979, Ahti 1983, Ahti & Paarlahti 1988, Saura 1990, Tossavainen 1991). Tehdystä tutkimustyöstä huolimatta tiedot vesistövaikutuksista ovat riittämättömät vesiensuojelun suunnittelun ja toteuttamisen kannalta (Komiteanmietintö 1987:62).

Vesistövaikutusten kannalta keskeisimmän ravinteiden, fosforin, osalta ei tunneta riittävän hyvin suotyyppien merkitystä lannoitefosforin huuhtoutumisessa. Karuilla, rahkaturvevaltaisilla soilla lannoitefosforin huuhtoutumisriskin tiedetään kylläkin olevan suurin, koska niissä on niukasti fosforia sitovaa alumiinia, rautaa ja kalsiumia (Kaila 1959, Karsisto 1970, Fox & Kamprath 1971, Rannikko & Hartikainen 1980, Cuttle 1983). Laihon (1991) mukaan nevamaisilla rämeillä suon trofia-aste riippuu kalsiumin lisäksi myös turpeen alumiinin ja raudan määristä. Tämä antaa viitteitä siitä, että fosforin huuhtoutumisen ja suotyyppien välillä voisi olla kiinteä yhteys.

Ravinnekationien pidättyminen turpeeseen riippuu mm. turpeen kationinvaihtokapasiteetista. Esimerkiksi lannoitteissa annettavan kaliumin määrä on turpeen kationinpidätyskykyyn verrattuna pieni, joten pidättymisen voisi olettaa olevan voimakasta (Cuttle 1983). Muiden vaihtuvien kationien määrä turpeessa ja myös lannoitteissa vaikuttanevat kuitenkin kaliumin huuhtoutumiseen turpeen vaihtokapasiteettia merkittävämmiin.

Turpeen happamuuden vaikutus lannoiteravinteiden pidättymiseen tunnetaan huonosti. Fosforin pidättyminen alumiini- ja rautayhdisteisiin periaatteessa lisääntyy pH:n laskiessa (Mengel & Kirkby 1987). Kun happamissa turpeissa on yleensä vähän alumiinia ja rautaa, voimakaskaan pidättyminen ei näytä riittävän kompensoimaan fosforia sitovien yhdisteiden vähäisyyttä. Typen huuhtoutumisriski lienee huomattavin parhailla suotyypeillä, joilla turpeen korkean pH-arvon vuoksi voi esiintyä nitrifikaatiota.

Myös turpeen tiheys ja maatusisuus vaikuttanevat lannoiteravinteiden pidättymiseen. Koska tiheys vaikuttaa kationinvaihtokapasiteettiin (Westman 1981), ravinnekationien huuhtoutuminen voi riippua turpeen tiheydestä. Ojituksen jälkeen turpeen painuminen ja maatumisen sekä

puuston ravinteidenotto muuttavat merkittävästi turpeen kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia (Kaunisto & Paavilainen 1988, Laiho 1991). Näiden muutosten vaikutuksesta lannoiteravinteiden pidättymiseen ei ole riittävästi tietoa.

Puuston merkitystä ravinneionien sitojana ei lannoituksen vesistövaikutustutkimuksissa ole yleensä otettu huomioon. Lannoituksessa ravinteita annetaan monikymmenkertaisesti puuston vuotuisen tarpeeseen nähden; booria jopa enemmän kuin kasvupaikalle on kokonaisuudessaan sitoutunut (Finér 1991). Siten on ilmeistä, että puuston määrä ja elinvoimaisuus eivät voi ratkaisevasti vaikuttaa vesiliukoisten lannoiteravinteiden huuhtoutumiseen ainakaan välittömästi lannoituksen jälkeen. Sen sijaan puuston hyvä terveydentila ja tehokas ravinteidenotto voivat vähentää hidasliukoisten ja pitkäaikaisesti huuhtoutuvien lannoiteravinteiden kokonaishuuhtoutumia.

Kun lannoitteet levitetään suon pintaan, ja valunta soilta on lähinnä pintakerrosvaluntaa, lannoitusajankohta, lannoitusajan sääolot ja ojitusalueen kuivatustila vaikuttanevat merkittävästi ravinnehuuhtoutumiin. Vettyneestä maasta huuhtoutuvat erityisesti heppoliukoiset ravinteet (kalium ja boori). Koska hapettomuus heikentää raudan fosforinpidätyskykyä, myös fosfori voi tällöin huuhtoutua. Tarkastelemalla ravinteiden liikkumista lumessa Paavilainen (1969) päätteli, että superfosfaatista ja hienofosfaatista fosforia voisi huuhtoutua talvilannoituksessa, mutta raakafosfaatista fosforia ei huuhtoutuisi.

Fosforilannoitelajeista erityisesti superfosfaatin käyttö merkitsee huuhtoutumisriskiä (Ahti & Paarlahti 1988, Saura 1990). Ahdin (1988) mukaan vesiliukoinen lannoite ei huuhtoudu kaikilta soilta, mutta huuhtoutumiseen vaikuttavat tekijät tunnetaan huonosti. Typpilannoitteista erityisesti nitraattia sisältävät lannoitteet voivat huuhtoutua nitraatin heikon pidättymisen vuoksi. Turvemailla käytetään kuitenkin pääasiassa ureaa typpilannoitteena. Urean voimakas sitoutuminen orgaaniseen aineeseen (Westman 1973) on etu huuhtoutumistappioita ajatellen.

Turpeen kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien, lannoitelajin, lannoitusalueen puuston ja kasvillisuuden sekä toimenpideajan sääolojen lisäksi lannoitteiden levitystapa ja levitystasaisuus vaikuttavat huuhtoutumiin.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää urea- ja PK-lannoituksen vaikutusta ravinteiden huuhtoutumiseen karulla ojitetulla suolla lumelle ja sulaan maahan tapahtuvassa levityksessä. Alustavia tuloksia on esitetty jo aiemmin (Ahti

& Paarlahti 1988, Ahti 1990). Eräiden pää- (N, P, K, S, Ca, Mg) ja hivenravinteiden (Fe, Mn, Zn, B) lisäksi tarkastellaan lannoituksen vaikutusta valumaveden happamuuteen ja orgaanisen aineen huuhtoutumiin.

2 Aineisto ja menetelmät

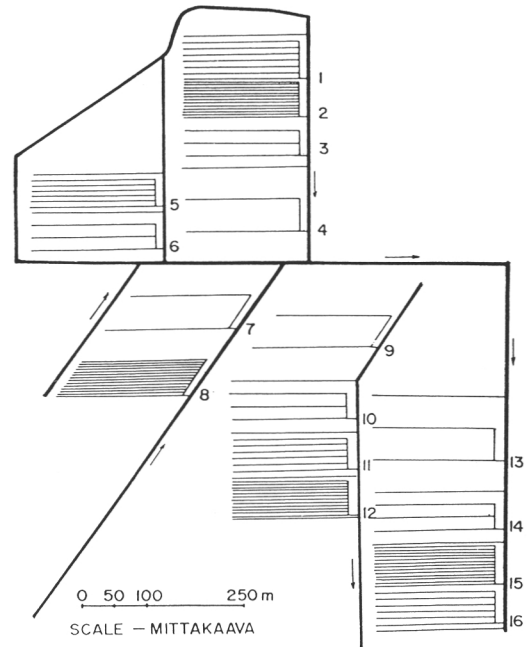
2.1 Koealueen yleiskuvaus ja toimenpiteet

Tutkimus tehtiin Metsäntutkimuslaitoksen Leivonmäen Kivisuon ($61^{\circ}51'N$, $25^{\circ}59'E$) sarkaleveys- ja ojasyvyyskokeella (ojitus v. 1967), joka käsittää 16 oijen rajaamaa pientä valuma-aluetta (kuva 1). Koealue edustaa sarkaleveyden suhteen normaalia tiheämpää ja ojasyvyyden suhteen normaalia matalampaa ojitusta. 50 m:n sarkaleveyteen ojitetujen valuma-alueiden koko on 2,0 ha, muiden 1,2 ha. Matalat 40 cm:n ojat perattiin v. 1976, jonka jälkeen ojat ovat jälleen huomattavasti mataloituneet.

Valuma-alueilla 1–8 alkuperäinen suotyyppe oli rahkaräme-tupasvilläräme ja valuma-alueilla 9–16 lyhytkorsineva-rahkaneva. Turpeen paksuus vaihtelee koealueella 1,5 ja 2,0 m:n välillä.

Koealueen rämeosa (valuma-alueet 1–8) lannoitettiin ensimmäisen kerran vuonna 1967. Tällöin annettiin 600 kg/ha Suometsien Y-lannosta (N 14 %, P 7,9 %, K 8,3 %; P helppoliukoista superfosfaattia). Nevasaa (valuma-alueet 9–16) ei lannoitettu. Vuonna 1987 käynnistettiin koe talvilannoituksen vaikutuksesta valumavesien ravinnekuormitukseen (Ahti & Paarlahti 1988). Valuma-alueet 2, 3, 5 ja 7 lannoitettiin lumelle 9.–13.3.1987 ja alueet 1, 4, 6 ja 8 lumien sulamisen jälkeen 19.–20.5.1987. Lannoituksessa annettiin 500 kg/ha Suometsien PK:ta (P 43,5 kg/ha, K 83 kg/ha) ja 215 kg/ha ureaa (N 100 kg/ha). Koealueen nevasa (alueet 9–16) jätettiin edelleen lannoittamatta. Ottaen huomioon PK-lannoitteen sisältämä typpimäärä (N 2 %) ravinteita annettiin seuraavat määrät: N 110 kg/ha, P 43 kg/ha, K 83 kg/ha, Ca 117 kg/ha, Na 3 kg/ha, Mg 3 kg/ha, S 11 kg/ha, B 1 kg/ha. Lisäksi PK-lannoite sisälsi pieniä määriä mm. rautaa, alumiinia, mangaania, lyijyä ja sinkkiä. Noin 20 % lannoitteen fosforista oli vesiliukoista.

Koetta perustettaessa (v. 1967) rämeosalla oli puustoa 1–5 m³/ha, nevasa oli lähes puuton (Paarlahti & Veijalainen 1988). Vuoteen 1982 mennessä rämeosan puuston tilavuus oli kasva-



Kuva 1. Kivisuon koeentän kaavio. Valuma-alueet 1–16. Sarkaleveys 5, 10, 20 tai 50 m, alkuperäinen ojasyvyys 80 cm alueilla 1–4 ja 13–16; 40 cm alueilla 5–12.

Fig. 1. The experimental layout at Kivisuo. Areas 1–16. Fertilization: Areas 2, 3, 5 and 7; application on snow 9.–13.3.1987, areas 1, 4, 6 and 8; application on bare ground 19.–20.5.1987. Areas 9–16 not fertilized. Ditch spacing: 5, 10, 20 or 50 meters. Ditch depth: areas 1–4 and 13–16 0.8 meters; areas 5–12 0.4 meters.

nut 4,3–28,8 m³:iin/ha (taulukko 1). Nevasa oli edelleen puuton. Neulasanalyyysien perusteella (taulukko 2) rämeosan puuston kasvua oli ennen jatkolannoitusta rajoittanut erityisesti typen puute (typen puutteen raja-arvo 1,3 %, ks. Paarlahti ym. 1971).

Taulukko 1. Puuston määrä koalueen rämeosalla vuonna 1982.
Table 1. Stand characteristics in basins 1–8 as measured in 1982. Basins 9–16 are treeless.

Pato <i>Basin</i>	Ojasyvyys / Sarkaleveys <i>Ditch depth / Ditch spacing</i>	Kokonaistilavuus <i>Stand volume, m³/ha</i>	Runkoluku (kpl/ha) <i>Stem number (stems/ha)</i>
1	80 cm / 10 m	28,8	4666
2	80 cm / 5 m	26,2	4433
3	80 cm / 20 m	23,1	3461
4	80 cm / 50 m	15,8	2071
5	40 cm / 10 m	9,8	1900
6	40 cm / 20 m	11,7	2477
7	40 cm / 50 m	9,1	1722
8	40 cm / 5 m	4,3	1238

Taulukko 2. Neulasten ainepitoisuudet Kivisuon rämeosalta (padot 1–8) ennen jatkolannoitusta (helmikuu 1987) ja sen jälkeen (talvella 1988 ja 1990) otetuissa näytteissä. Näytteet on kerätty (Paarlahti ym. 1971) ja analysoitu (Halonen & Tulkki 1981) Metsäntutkimuslaitoksessa yleisesti käytetyillä menetelmillä.

Table 2. Mean foliar nutrient concentrations in basins 1–8 at Kivisuo before (1987) and after fertilization (1988 and 1990). The needle samples were collected (Paarlahti ym. 1971) and analysed according to the standard methods of the Finnish Forest Research Institute (Halonen & Tulkki 1981).

Vuosi <i>Year</i>	Ravinne <i>Nutrient</i>							
	N %	P mg/g	K mg/g	Ca mg/g	Al ppm	Fe ppm	B ppm	Mn ppm
1987	1,16	1,52	4,30	2,60	-	-	17,5	359
1988	1,68	2,07	5,72	2,26	-	-	29,0	297
1990	1,31	2,15	5,43	1,93	67	39	22,5	161

- ei analysoitu
- not determined

2.2 Aineiston keruu ja huuhtoutumalaskelmat

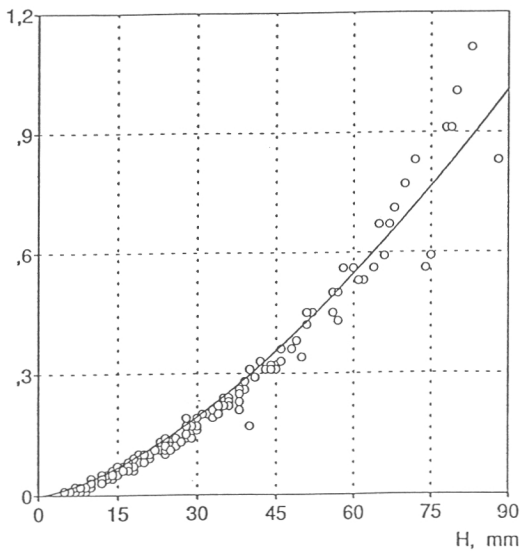
Kullakin valuma-alueella valuntaa mitattiin piirtävällä vedenkorkeusmittarilla (= limnigrafi) varustetusta ylisyyksymittapadosta. Tutkimusjakson alussa suorakaiteen muotoisen patoaukon leveys oli 20 mm ja syvyys 150 mm. Valuntahuipujen aikana vesi kuitenkin nousi yli patoaukon yläreunan, joten patoaukot levennettiin 30 mm:iin. Vedenkorkeusmittareiden piirturipaperit vaihdettiin viikon välein, jolloin tehtiin myös käsivaraiset vedenkorkeuden tarkistusmittaukset.

Ongelmana valuntatulosten laskemisessa on ollut se, että piirtävien vedenkorkeusmittareiden ja patojen toiminta ei kaikin ajoin ole ollut moitteetonta. Katkoksia mittauksiin on syntynyt mm.

siksi, että piirtureiden kellot ovat pysähtyneet. Toisinaan padot ovat vuotaneet, tai vesi on roudan ja myös patoaukkoon joutuneiden roskien takia virrannut padon sivuitse tai patoaukon yli. Ainehuuhtoutumien laskemiseksi tarvittavia piirturituloksia on käytetty vain jatkolannoituksen jälkeisiltä vuosilta 1987 ja 1988. Tällöin vedenpinnankorkeuden mittauksia tehtiin käsin kaksi tai kolmekin kertaa viikossa. Samalla piirtureiden ja patojen toimintaa voitiin tehokkaasti valvoa.

Valvonnasta huolimatta piirturitulokset olivat toisinaan puutteelliset. Tietyltä padolta puuttuvat piirturitulokset pyrittiin ensisijaisesti laskemaan lähekkäisen padon piirturiarvoista. Tämä tehtiin lineaarisella regressioyhtälöllä, joka perustui eri patojen käsivaraisten vedenkorkeuden

q, l/s/ha



Kuva 2. Astiamittauksin mitatun virtaaman ja patoaukon vedenpinnan korkeuden välinen yhteys. Yhtälön (1) mukaan piirretty kuvaaja (ks. teksti).

Fig. 2. Manual runoff measurements versus water height in measuring weir openings (open circles). The interdependence between runoff and water height in a rectangular weir opening according to the equation of Gregory & Walling (1973).

tarkistusmittausten väliseen yhteyteen. Tietyn padon vedenkorkeushavaintojen yhteys muiden patojen vedenkorkeushavaintoihin oli yleensä kiinteä ($r > 0,900^{***}$).

Mikäli piirturiarvot puuttuivat kaikilta padoilta (yleensä lumensulamajakson aikana huhti-toukokuussa), vedenkorkeushavainnot arvioitiin yksinomaan käsivaraisten vedenkorkeusmittausten perusteella.

Virtaaman riippuvuus vedenkorkeudesta laskettiin Gregory & Wallingin (1973, s. 137) suorakaiteen muotoiselle mittapadolle esittämällä kaavalla.

$$(1) \quad Q = 0,0000588 BH^{1.5}$$

Q = Virtaama, l/s

H = Vedenpinnan korkeus patoaukossa, mm

B = Patoaukon leveys, mm

Kaavan (1) testaamiseksi patojen virtaamahavaintoja tehtiin tutkimusjakson alussa myös astiamittauksin laskemalla litran astian täyttymi-

seen kuluva aika. Astian nopea täyttyminen valunhuippujen aikana aiheuttaa sen, että näin mitatut virtaamat ovat epätarkkoja. Kuvasta 2 nähdään, että juuri voimakkaan valunnan aikana mitattujen virtaamahavaintojen hajonta on suurin. Muulloin mitattu ja yhtälön (1) perusteella laskettu virtaama ovat suunnilleen samat.

Padon ylisyyksystä otettiin puolen litran vesinäyte ravinneanalyysijä varten. Taulukossa 3 ovat näytteenottojaksot ja näytteenottovälit sekä analysoidut alkuaineet eri vuosina. Vuosien 1983 ja 1986 ravinneanalyysijä käytettiin lannoitusalueiden ja vertailualueen veden laadun vertailukausiarvoina. Jatkolannoituksen vaikutuksia on tarkasteltu pääasiassa vuosien 1987–1988 analyysitulosten perusteella, mutta yksittäisiä havaintoja valumaveden P- ja K-pitoisuuksista on myös vuosilta 1989–1991.

Ainehuuhtoutumien selvittämiseksi laskettiin ensin klo 4, 8, 12, 16, 20 ja 24 vedenkorkeushavaintoja vastaavat valumat ($l\ ha^{-1}$), ja näistä summaamalla vuorokausi- ja edelleen kuukausivalumat. Kertomalla kunkin kuukauden keskimää-

Taulukko 3. Valumavesinäytteiden kemialliset analyysit. Table 3. Chemical analyses of runoff water.

Seurantajakso Study period	1.5.–30.9. 1983	1.5.–30.9. 1986	13.3.1987– 30.9.1988
Näytteenottoväli Sampling interval	1–2 vko weeks	2–4 vko weeks	Lumensulamajakso 1–3 vrk, muulloin 1 vko During snowmelt 1–3 days, else one week
pH	X		X
COD _{Mn}	X		X
N	X		X
NH ₄ ⁺ -N	X		X
NO ₃ ⁻ -N			X ¹⁾
P	X	X	X
PO ₄ ³⁻ -P	X		X ¹⁾
K	X	X	X
Ca	X	X	X
Mg		X	X
Al		X	X
Fe		X	X
Mn		X	X
Pb		X	X
Zn		X	X
B		X	X
Na		X	X
S		X	X

¹⁾ 31.3.–20.5.1987

räiset ainepitoisuudet kuukausivalumalla on saatu ainehuuhtoutumat kuukausittain. Vuosihuuh-
toutumat on saatu summaamalla kuukausihuuh-
toutumat.

Tihennetty vesinäytteenotto vuosien 1987 ja 1988 keväällä (taulukko 3) mahdollisti edellä kuvattua tarkemman ainehuuhtoutumien laske-
misen. Kyseisellä ajanjaksolla laskettiin erikseen jokaista näytteenottoväliä vastaavat ainehuuhtou-
tumat. Näiden summana saatiin kuukausihuuh-
toutumat.

Jatkolannoituksen vaikutus ainepitoisuuksiin on esitetty käsittelykohtaisina (talvilannoitus, kevätlannoitus, vertailu) keskiarvoina vuoden 1987 maaliskuun lopusta vuoden 1988 syyskuun loppuun. Lannoituksen vaikutus ainehuuhtoutu-
miin saatiin vähentämällä lannoitettujen valuma-alueiden huuhtoutumista vertailualueen huuh-
toutumat.

2.3 Laboratorioanalyysit

Vuonna 1983 valumavesinäytteet analysoitiin Metsäntutkimuslaitoksen Parkanon tutkimusase-
malla ja vuosina 1986–1991 Metsäntutkimuslai-
toksen keskuslaboratoriossa. Vesinäytteiden ke-
mialliset analyysit aloitettiin yleensä 48 tunnin
aikana näytteenotosta. Mikäli näytteitä joudut-
tiin varastoimaan tätä kauemmin, vesipullot säi-
lytettiin jäädytettynä (+5 °C). Ravinneanalyysit
tehtiin suodatetuista näytteistä. Suodattimena
käytettiin v. 1983 Whatman GF/A -lasikuitusuo-
datinpaperia ja vuosina 1986–1991 Schleicher &
Schull Rundfilter 589 (3) -suodatinta.

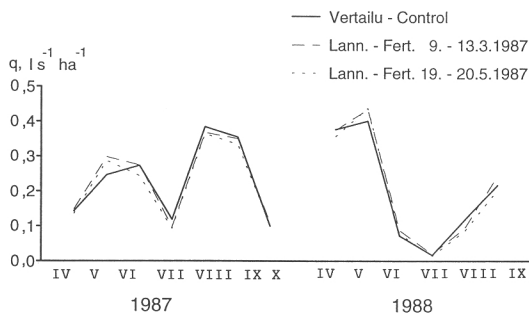
Vuoden 1983 P-, PO_4^{3-} -P-, K-, Ca- ja NH_4^+ -N-
analyysit tehtiin vesivirranomaisten (Vesihallitus
1981) ohjeiden mukaan samoin kuin kaikki pH-
määritykset ja COD_{Mn} -analyysit. Vuonna 1983
käytetty kokonaistyyppianalyysi on kuvattu jul-
kaisussa Erkomaa & Mäkinen (1975). Vuodesta
1986 lähtien alkuaineet (P, K, Ca, Mg, Na, S,
Mn, Al, Fe, Zn, Pb, B) analysoitiin ICP/AES,
ARL 3580 -plasmaemissiospektrometrillä tai
FIA-analysaattorilla (N, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -
P).

3 Tulokset

3.1 Tutkimusjakson valunta

Kuvassa 3 on esitetty koealueen valunnan kuu-
kausikeskiarvot käsittelyittäin. Merkittävin ero
koealueen neva- (vertailu) ja rämeosan (lannoi-
tuskäsittelyt) välillä oli kumpanakin vuotena tou-
kokuussa, jolloin lannoitusalueen valunta oli ver-

tailualueen valuntaa suurempaa. Tämä aiheutuu
siitä, että lannoitusalueella lumien sulaminen ja
keväervalumahuippu ajoittuvat myöhemmäksi
kuin vertailualueella (ks. myös Ahti & Paarlahti
1988). Edelleen valuntatuloksista voidaan näh-
dä, että kesäaikainen valunta vuonna 1987 oli
lumensulamisjakson valuntaa suurempi, mikä on
poikkeuksellista.



Kuva 3. Valunta lannoituskäsittelyittäin vuosina 1987 ja 1988 (IV = huhtikuu jne.).

Fig. 3. Mean runoff at Kivisuo 1987–1988 (IV = April, etc.).

3.2 Valuma-alueiden veden laatu vertailukaudella

Kivisuon valumavedet olivat luontaisesti happa-
mia ja sisälsivät runsaasti orgaanista ainetta, mutta
vähän ravinneeineja (taulukot 4 ja 5). Lannoitus-
alueen ja vertailualueen välinen veden laadun
vaihtelu oli vähäistä lukuunottamatta fosforia,
jonka pitoisuudet lannoitusalueella olivat nelin-
kertaiset vertailualueeseen nähden. Ero aiheutuu
lannoitusalueella uudisojituksen yhteydessä v.
1967 tehdystä peruslannoituksesta (ks. myös Ahti
1983). Fosforin lisäksi lannoitusalueelta huuh-
toutui vertailualueetta enemmän orgaanista ainet-

Taulukko 4. Valumavesien keskimääräiset ainepitoisuudet sekä havaintojen vaihteluväli (suluissa) vuonna 1983.
Table 4. The mean and range of values (in parentheses) for various runoff water characteristics at Kivisuo in 1983, i.e. four years before fertilizer treatments.

	Alueet – Basins 2, 3, 5, 7 (Lann. – Fert. 9.–13.3.1987)	Alueet – Basins 1, 4, 6, 8 (Lann. – Fert. 19.–20.5.1987)	Alueet – Basins 9–16 (Vertailu – Control)
pH	3,66 (3,40–3,95)	3,66 (3,47–3,96)	3,69 (3,28–4,00)
COD _{Mn} , mg l ⁻¹ O ₂	67,0 (42,4–106,4)	66,8 (32,6–106,1)	64,0 (26,0–89,0)
N, mg l ⁻¹	1,01 (0,22–1,80)	1,00 (0,28–2,09)	0,90 (0,10–1,64)
NH ₄ ⁺ -N, mg l ⁻¹	0,01 (0,00–0,02)	0,01 (0,00–0,03)	0,01 (0,00–0,05)
P, mg l ⁻¹	0,04 (0,01–0,10)	0,04 (0,02–0,11)	0,01 (0,00–0,05)
K, mg l ⁻¹	0,14 (0,06–0,37)	0,15 (0,06–0,43)	0,13 (0,05–0,41)
Ca, mg l ⁻¹	0,49 (0,16–1,11)	0,57 (0,14–1,30)	0,49 (0,11–1,51)

Taulukko 5. Valumavesien keskimääräiset ainepitoisuudet sekä havaintojen vaihteluväli (suluissa) vuonna 1986.
Table 5. The mean and range of values (in parentheses) for various runoff water characteristics at Kivisuo in 1986, i.e. one year before fertilizer treatments.

	Alueet – Basins 2, 3, 5, 7 (Lann. – Fert. 9.–13.3.1987)	Alueet – Basins 1, 4, 6, 8 (Lann. – Fert. 19.–20.5.1987)	Alueet – Basins 9–16 (Vertailu – Control)
Mg, mg l ⁻¹	0,13 (0,06–0,25)	0,14 (0,06–0,26)	0,11 (0,03–0,21)
Na, mg l ⁻¹	0,59 (0,18–1,19)	0,54 (0,31–0,73)	0,50 (0,28–0,79)
Al, mg l ⁻¹	0,06 (0,00–0,18)	0,05 (0,00–0,12)	0,04 (0,00–0,15)
Fe, mg l ⁻¹	0,28 (0,11–0,67)	0,27 (0,06–0,55)	0,28 (0,09–0,75)
Mn, mg l ⁻¹	0,01 (0,00–0,03)	0,01 (0,00–0,03)	0,00 (0,00–0,03)
B, mg l ⁻¹	0,01 (0,00–0,01)	0,01 (0,00–0,02)	0,01 (0,00–0,02)
S, mg l ⁻¹	1,80 (1,35–4,65)	1,70 (1,20–2,26)	1,63 (1,01–2,60)

ta, tyypeä, kaliumia, magnesiumia, natriumia ja rikkiä, mutta erot alueiden välillä olivat pienet.

3.3 Lannoituksen vaikutus valumaveden laatuun ja ainehuuhtoutumiin

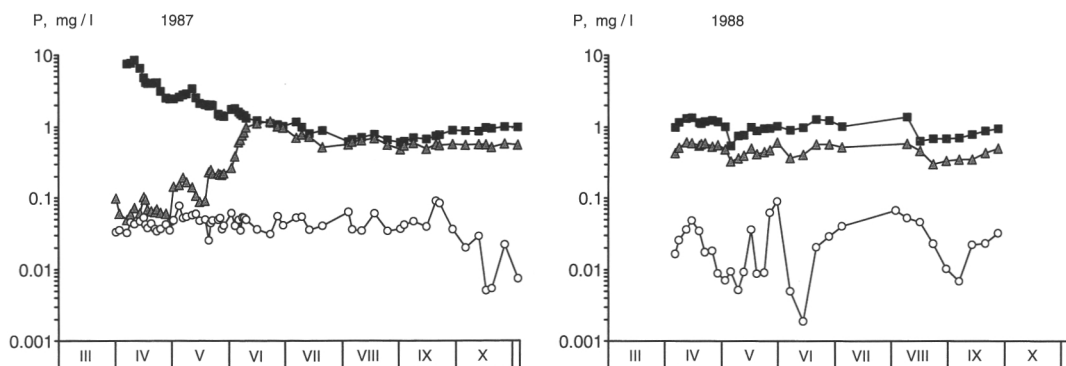
3.3.1 Ainepitoisuudet

Talvilannoituksessa (9.–13.3.1987) valumaveden fosfori- ja kaliumpitoisuudet olivat hyvin korkeita heti lannoituksen jälkeen (kuvat 4a ja 4b). Valumaveden P-pitoisuus oli korkeimmillaan huhtikuussa n. 8 mg l⁻¹ ja K-pitoisuus n. 75 mg l⁻¹. P- ja K-pitoisuudet kuitenkin laskivat jyrkästi lannoitusta seuranneen huipun jälkeen, mutta olivat vielä lokakuun 1988 lopussa 25–50 kertaisia vertailualueiden pitoisuuksiin nähden. Kevätlannoituksessa P- ja K-pitoisuudet nousivat kesäkuuhun 1987 mennessä lähes samalle tasolle, jolle talvilannoitettujen alueiden pitoisuudet olivat siihen mennessä laskeneet (P; 0,5–

1,0 mg l⁻¹, K; 2,5–3,0 mg l⁻¹), ja olivat tällä tasolla vielä tarkastelujakson lopussa. Ajanjakso 31.3.–20.5.1987 tehdyt valumaveden PO₄³⁻-P-analyysit osoittivat, että 80–90 % talvilannoituksessa lumensulamisjakson aikana huuhtoutuneesta fosforista oli vesiliukoista fosfaattifosforia.

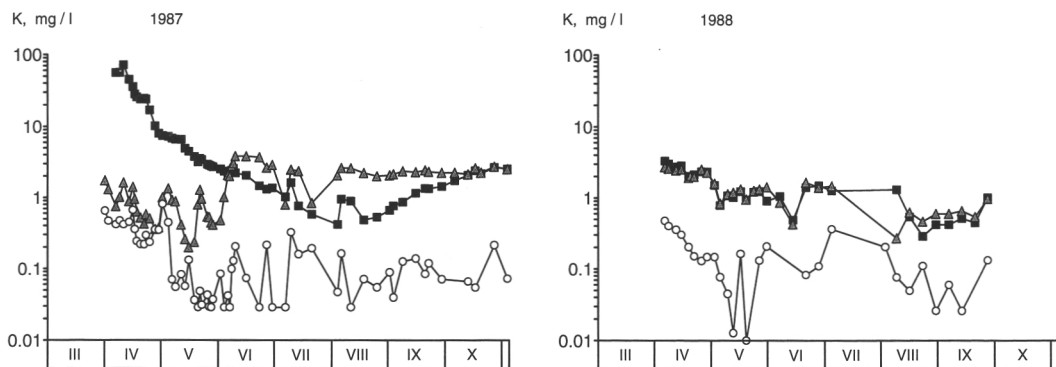
Vielä 3–5 vuotta lannoituksen jälkeen lannoitettujen alueiden valumaveden P-pitoisuudet olivat vertailualueeseen nähden monikymmenkertaisia (taulukko 6). Myös kaliumpitoisuudet olivat lannoitetuilla valuma-alueilla useina näytteenottokertoina korkeat, kuitenkin touko–kesäkuussa 1990 vain samaa tasoa kuin vertailualueella.

P- ja K-pitoisuuksissa havaittu talvilannoituksen aiheuttama jyrkkä nousu lumien sulamisjakson aikana ja sen jälkeinen nopea lasku sekä kevätlannoitusta seurannut pitoisuuksien nousu heti lannoituksen jälkeen olivat tyypillisiä myös muille lannoituksessa annetuille aineille (Ca, Mg, Na, B, S – kuvat 4c–4g). Valumaveden S-pitoi-



Kuva 4a. P-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Logaritminen asteikko. Lannoitusajankohdat 9.–13.3.1987 (■) ja 19.–20.5.1987 (▲). Vertailualue (○).

Fig. 4a. P concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. Fertilization: 9.–13.3.1987 (■) and 19.–20.5.1987 (▲). Control (○).



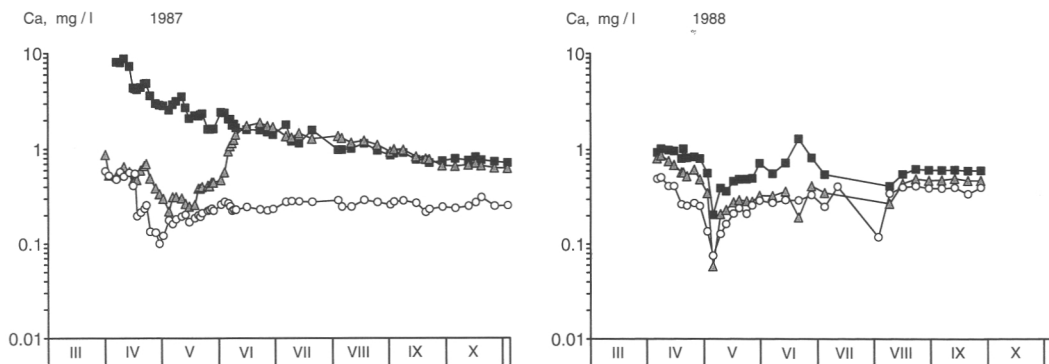
Kuva 4b. K-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.

Fig. 4b. K concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.

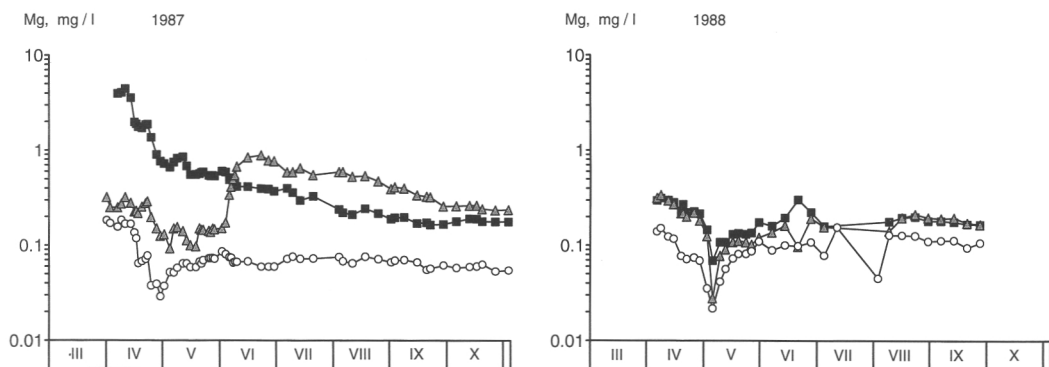
Taulukko 6. Valumaveden fosfori- ja kaliumpitoisuus (mg l^{-1}) vuosina 1989–1991.

Table 6. Phosphorus and potassium concentrations (mg l^{-1}) in runoff water during 1989–1991.

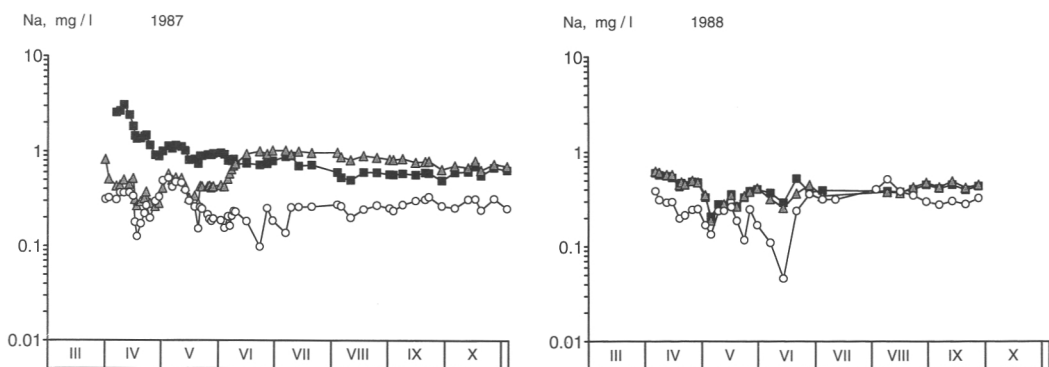
		Näytteenottoaika – Date of sampling					
		29.9.89	17.4.90	17.5.90	15.6.90	20.9.90	14.5.91
P	Lannoitus – Fertilization 9.–13.3.87	1,25	0,84	1,23	1,06	0,70	0,91
	Lannoitus – Fertilization 19.–20.5.87	0,84	0,73	0,88	0,74	0,63	0,88
	Vertailu – Control	-	0,01	-	0,05	0,05	0,03
K	Lannoitus – Fertilization 9.–13.3.87	0,84	0,94	0,13	0,02	0,38	0,79
	Lannoitus – Fertilization 19.–20.5.87	0,95	0,98	0,21	0,03	0,47	0,76
	Vertailu – Control	-	0,04	-	0,02	0,04	0,01



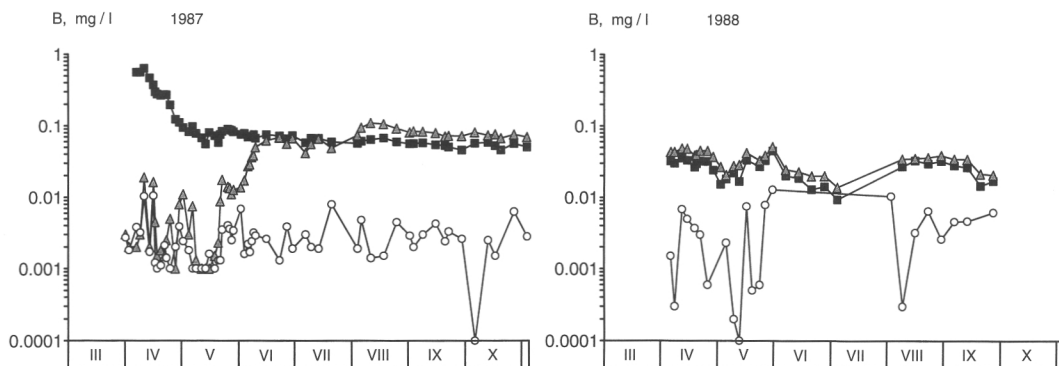
Kuva 4c. Ca-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4c. Ca concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



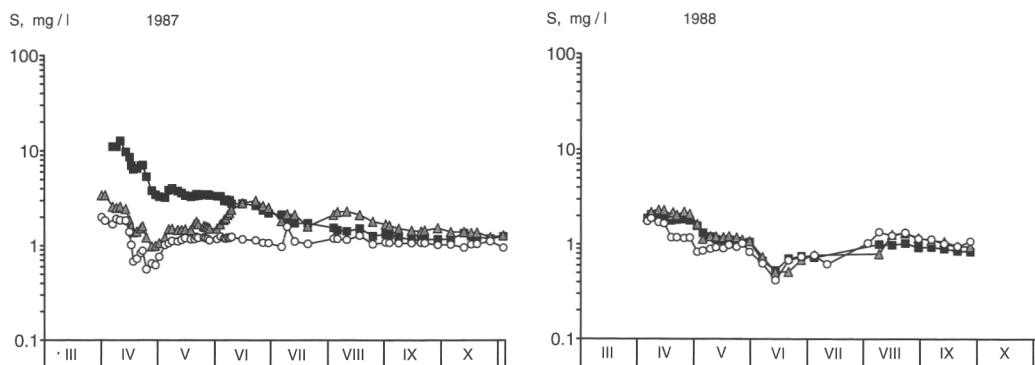
Kuva 4d. Mg-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4d. Mg concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



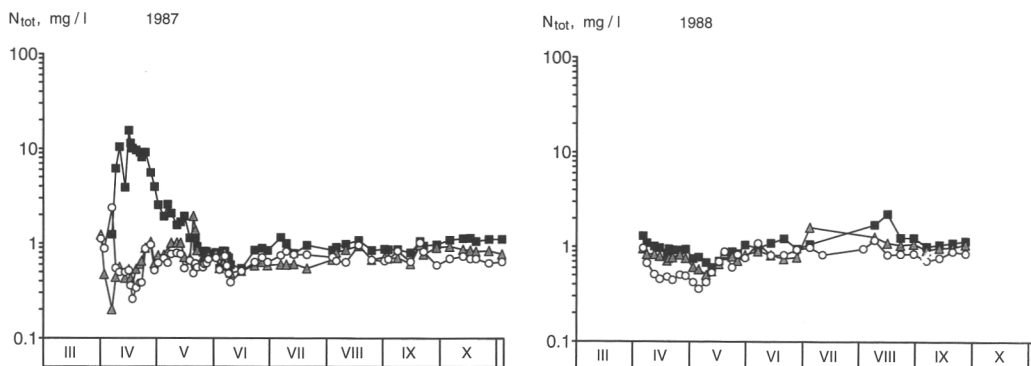
Kuva 4e. Na-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4e. Na concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



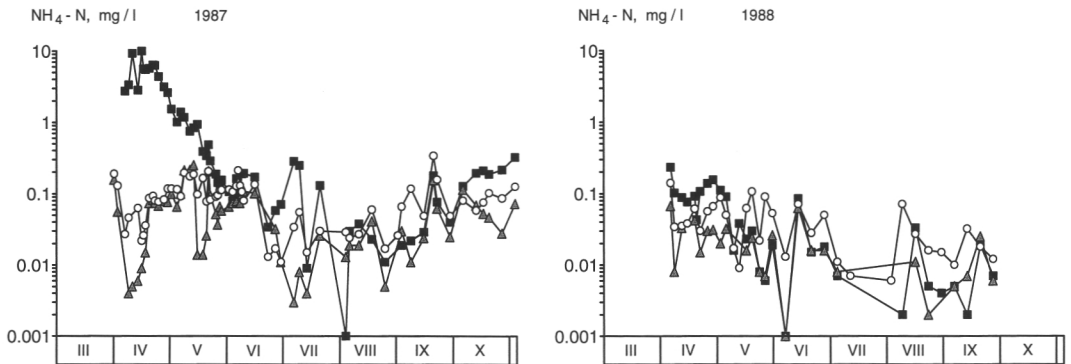
Kuva 4f. B-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4f. B concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



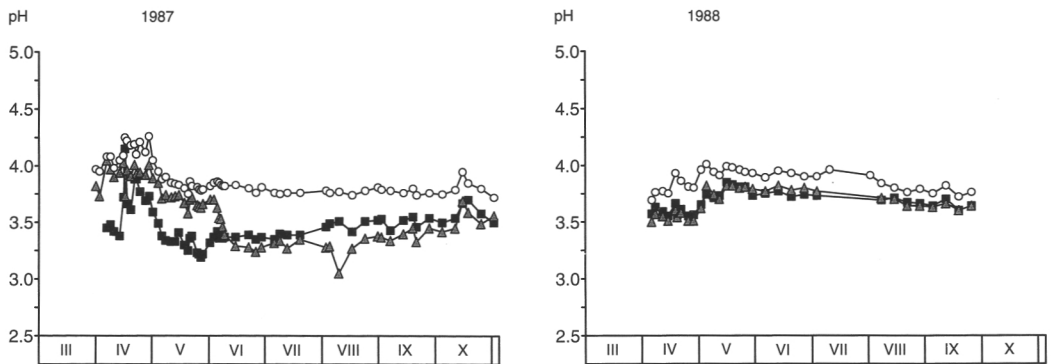
Kuva 4g. S-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4g. S concentration of runoff water in 1987 ja 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



Kuva 4h. N-pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
 Fig. 4h. N concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



Kuva 4i. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -pitoisuus valumavedessä vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a. Logaritminen asteikko.
Fig. 4i. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration of runoff water in 1987 and 1988. Logarithmic scale. For symbols see Fig. 4a.



Kuva 4j. Valumaveden pH vuosina 1987 ja 1988. Symbolit kuten kuvassa 4a.
Fig. 4j. The pH value of runoff water in 1987 and 1988. For symbols see Fig. 4a.

suuden muutos jäi lyhytaikaiseksi. Sen sijaan lannoitettujen valuma-alueiden Ca-, Mg- ja Na-pitoisuudet laskivat vertailualueiden pitoisuuksien tasolle vasta lannoitusta seuraavana vuotena. Valumaveden B-pitoisuus oli lannoitetuilla alueilla vielä vuoden 1988 lopussa jonkin verran vertailualueiden pitoisuutta korkeampi. Myös valumaveden Mn- ja Zn-pitoisuudet olivat lyhytaikaisesti kohonneita sekä talvi- että kevätlannoituksen jälkeen.

Valumaveden typpipitoisuus oli korkea heti talvilannoituksen jälkeen, mutta huuhtoutumista jatkui vain lumensulamisjakson ajan (ks. kuva 4h). Ammoniumtyypen lisäksi (kuva 4i) ensimmäisissä talvilannoituksen jälkeen otetuissa näytteissä oli jonkin verran nitraattityppeä ja myös puhdasta ureaa. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -pitoisuus laski jo huhti-kuun aikana korkeimmasta pitoisuusarvosta 0,78

mg l^{-1} pitoisuuteen 0,07 mg l^{-1} , ja toukokuun lopussa nitraattia oli valumavedessä enää alle 0,01 mg l^{-1} . Kevätlannoitus ei aiheuttanut typen huuhtoutumista.

Talvi- ja kevätlannoituksella ei ollut vaikutusta valumaveden Al-, Fe-, Pb- tai COD_{Mn} -pitoisuuteen. Sen sijaan valumaveden pH laski kummallakin lannoituskäsittelyllä arvosta 3,9–4,0 noin arvoon 3,5 (kuva 4j). Lannoitettujen alueiden valumavesi oli vielä vuoden 1988 lopussa jonkin verran vertailualueiden valumavettä happamampaa.

3.3.2 Ainehuuhtoutumat

Talvilannoituksen aiheuttamat huuhtoutuman liksäykset n. 1,5 vuodessa olivat huomattavat (tau-

Taulukko 7. Lannoituksessa annettujen ravinteiden kokonaishuuhtoutuma ajanjaksolla 13.3.1987–30.9.1988 sekä lannoituksen aiheuttama huuhtoutuman lisäys.
 Table 7. Leaching of elements and the increases caused by fertilization during the period 13.3.1987–30.9.1988.

	Talvilevitys <i>Application on snow</i>			Kevätlevitys <i>Application on bare ground</i>		
	Kokonaishuuhtoutuma <i>Total leaching</i>		Lisäys <i>Increase</i> 1987–1988	Kokonaishuuhtoutuma <i>Total leaching</i>		Lisäys <i>Increase</i> 1987–1988
	1987	1988		1987	1988	
	kg ha ⁻¹					
N	7,1	3,2	5,1	3,1	2,6	0,4
NH ₄ ⁺ -N	2,6	0,17	2,4	0,2	0,06	–0,1
P	6,1	3,1	9,0	1,9	1,5	3,2
K	14,3	4,5	17,6	6,9	4,4	10,3
Ca	7,7	2,1	7,9	3,6	1,4	3,1
Mg	1,9	0,5	2,0	1,5	0,5	1,5
S	10,3	4,1	6,0	7,0	4,4	3,0
Na	3,3	1,3	2,6	2,8	1,2	2,1
Mn	0,12	0,06	0,11	0,06	0,05	0,04
Zn	0,06	0,03	0,06	0,07	0,02	0,06
B	0,32	0,08	0,38	0,21	0,10	0,29

Taulukko 8. Typen, fosforin ja kaliumin kokonaishuuhtoutuma padoittain (kuva 1) lannoitusalueella vuonna 1987.
 Table 8. Total leaching of nitrogen, phosphorus and potassium in 1987 in individual basins (Fig. 1) of the fertilization area.

	Talvilevitys <i>Application on snow</i>				Kevätlevitys <i>Application on bare ground</i>			
	Pato, no. – <i>Basin, number</i>							
	2	3	5	7	1	4	8	6
Sarkaleveys, m <i>Ditch spacing</i>	5	20	10	50	10	50	5	20
Ojasyvyys, cm <i>Ditch depth</i>	80	80	40	40	80	80	40	40
N, kg ha ⁻¹	14,2	5,7	4,1	4,4	4,2	3,4	3,0	2,0
P, kg ha ⁻¹	11,1	4,0	4,6	4,5	2,0	1,9	2,2	1,6
K, kg ha ⁻¹	21,0	8,9	13,8	13,2	5,4	5,8	7,7	8,6

lukko 7). Eniten talvilevitys lisäsi kaliumin ja fosforin huuhtoutumia. Yleensä 85–100 % tutkitun ajanjakson huuhtoutuman lisäyksestä tapahtui talvilevityksessä jo lannoitusvuonna. Vuoden 1988 osuus fosforin kokonaishuuhtoutuman lisäyksestä oli kuitenkin yli neljännes.
 Kevätlevitys ei lisännyt typpihiuuhtoutumia (taulukko 7). Myös muiden aineiden huuhtoutumat olivat kevätlevityksessä selvästi talvilevityksen aiheuttamia huuhtoutumia pienempiä. Na-, Zn-, B- ja Mg-huuhtoutumiin lannoitusajankohdalla ei kuitenkaan ollut merkittävää vai-

kutusta. Myös kevätlevityksessä huuhtoutumat olivat useimpien aineiden osalta huomattavia ainoastaan lannoitusvuonna. Kuitenkin fosforin, kaliumin ja boorin huuhtoutumat ylittivät kevätlannoitetuilla valuma-alueilla vielä vuonna 1988 moninkertaisesti vertailualueiden huuhtoutumat.
 Talvilevityksessä huuhtoutumat olivat tehokaimmin ojitetulla valuma-alueella (pato 2) selvästi suurimmat (taulukko 8). Muilla valuma-alueilla huuhtoutumat jäivät selvästi alhaisemmiksi. Kevätlevityksessä ojitustehon vaikutus ainehuuhtoutumiin ei ollut yhtä voimakas.

Taulukossa 9 lannoituksen aiheuttamat huuhtoutuman lisäykset on laskettu käyttäen vain 20 m:n ja 50 m:n sarkaleveyskäsittelyiden ainehuuhtoutumia. Poistamalla 5–10 m:n sarkaleveyteen ojitetut alueet valuma-alueiden keskimääräinen kuivatusteho vastaa paremmin tilannetta käytännön metsäojituskohteilla (edelleenkin ojitusteho ojasyvyyden suhteen jonkin verran normaalia heikompi, sarkaleveyden suhteen voimakkaampi). Varsinkin talvilevityksessä keskimääräiset huuhtoutumat ovat näin laskettuina kaikille valuma-alueille laskettuja (vrt. taulukko 7) keskimääräisiä huuhtoutumia alhaisemmat.

Suhteessa lannoitteesta levitettyyn määrään huuhtoutumat olivat suurimmat natriumilla, boorilla, magnesiumilla ja rikillä (taulukko 9). Myös levitetystä kaliumista ja fosforista huuhtoutui huomattava osa. Lannoitteen sisältämistä typpi- ja kalsiummääristä huuhtoutui vain vähäinen osa.

Taulukko 9. Lannoituksen aiheuttama keskimääräinen kokonaishuuhtoutuman lisäys 20–50 m:n sarkaleveyksillä (ks. kuva 1) ajanjaksolla 13.3.1987–30.9.1988 ja huuhtoutuman lisäys suhteessa lannoitteesta levitettyyn määrään.

Table 9. The increases in leaching of elements (kg ha⁻¹ and % of the amounts applied) caused by fertilization during the period 13.3.1987–30.9.1988. Data for the most intensively ditched basins (ditch spacing 5 or 10 meters) are not included in the analysis.

	kg ha ⁻¹		Lisäys Increase % lannoitemäärästä % of the amount applied	
	Talvilevitys Applic. on snow	Kevätlevitys Applic. on bare ground	Talvilevitys Applic. on snow	Kevätlevitys Applic. on bare ground
N	2,8	0,0	2,5 %	0,0 %
NH ₄ ⁺ -N	1,0	–0,3	0,9 %	0,0 %
P	6,9	2,9	16,0 %	6,7 %
K	14,1	10,8	17,0 %	13,0 %
Ca	3,8	1,5	3,2 %	1,3 %
Mg	1,4	1,1	46,7 %	36,7 %
S	5,3	2,2	48,2 %	20,0 %
Na	2,1	1,6	70,0 %	53,3 %
B	0,37	0,28	37,0 %	28,0 %

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Tulosten luotettavuus

4.1.1 Koealue

Tehtäessä päätelmiä kokeen tuloksista on otettava huomioon, että Kivisuon koealue vastaa huomosti käytännön metsänojitus- ja lannoituskohteita. Esimerkiksi ojitusteholtaan alue poikkeaa käytännön ojitusalueista. Tarkasteltaessa lannoituksen vaikutusta ainehuuhtoutumiin lannoituksen aiheuttamat huuhtoutuman lisäykset esitetään 20–50 m:n sarkaleveyskäsittelyiden keskimääräisinä lisäyksinä. Poistamalla kapeisiin sarkoihin (5–10 m) ojitetut valuma-alueet koealueen ojitusteho vastaa paremmin käytännön metsätaloudessa käytettävää ojitustehoa.

Edelleen on otettava huomioon, että sekä vertailu- että lannoitusalue ovat suotyypityksen perusteella ojituskelvottomia. Pintaturve on koko koealueella pääosin heikosti maatonutta rahkaturvetta, jonka kyky pidättää ioneja on heikko. Vähäisen puuston määrän vuoksi myös biomassan kyky sitoa ravinteita on heikko. Siten lasket-

tu lannoituksen aiheuttama ravinnekuormitus on todennäköisesti liian suuri ollakseen yleistämiskelpoinen nykyisille lannoitusaloille. Aiempina vuosina ravinteisuustasoltaan Kivisuota vastaavia soita on kylläkin ojitettu ja lannoitettu, mutta tarkkoja arvioita toimenpidemääristä on nykytiedon perusteella mahdoton tehdä. Ottaen huomioon arviot ojituskelvottomien soiden ojitusmääristä (ks. Keltikangas ym. 1986, Eurola ym. 1988) ja arvio lannoitettujen ojitusalueiden määrästä (40 % ojitusalueista Keltikankaan ym. (1986) mukaan) saadaan aiempina vuosina kasvupaikatyyppiltään Kivisuota vastaavissa olosuhteissa tehtyjen lannoitusten määräksi 100 000–240 000 hehtaaria.

4.1.2 Tutkimusmenetelmä ja näytteenotto

Vesistövaikutustutkimuksissa on ollut tapana laskea toimenpiteiden jälkeiset nk. odotusarvot, joiden katsotaan edustavan niitä pitoisuuksia, joita toimenpidealueella olisi ollut ilman kyseistä toi-

menpidettä (esim. Bergquist, ym. 1984). Odotusarvojen ja toimenpiteen jälkeen mitattujen arvojen erotus osoittaa toimenpiteen vaikutuksen. Kyseinen menettely on tarpeen silloin, kun vertailukauden toimenpide- ja vertailualueen väliset veden laatuerot ovat huomattavat ja/tai toimenpiteistä aiheutuvat muutokset ovat vähäiset. Tässä tutkimuksessa vertailukauden valumaveden ainepitoisuuserot jatkolannoitus- ja vertailualueen välillä olivat kuitenkin niin pienet ja jatkolannoitusta seuraavat muutokset niin huomattavat, että muutos voidaan ilman odotusarvojen laskemistakin katsoa kokonaan toimenpiteestä aiheutuvaksi. Peruslannoituksen vuoksi fosforin kohdalla pelkkä vertailualueen menetelmä antaa kuitenkin lievän yliarvion. Muilla aineilla vuoden 1987 ja 1988 vertailualueen pitoisuuksien voidaan katsoa edustavan niitä arvoja, joita lannoitusalueelta olisi ilman jatkolannoitusta mitattu.

Näytteenoton ajallisesta tiheydestä vesikemiallisissa tutkimuksissa on mahdoton antaa mitään yleispätevää ohjetta. Verrattuna aiempiin lannoitteiden huuhtoutumistutkimuksiin (esim. Särkkä 1970, Kauppi 1979, Saura 1990), tämän tutkimuksen valumavesinäytteenotto on ollut selvästi tiheämpää. Varsinkin heti lannoituksen jälkeen ravinnepitoisuushuippujen aikana näytteitä on otettu runsaasti, mikä olennaisesti lisää tulosten tarkkuutta (ks. Sallantaus 1986).

Jatkolannoituksen jälkeen (9.–13.3.1987) lannoitusalueelta pyrittiin saamaan valumavesinäytteet vähintään kerran viikossa seurantajakson loppuun (30.9.1988) asti. Kyseisellä ajanjaksolla talviaikaista (marraskuu–maaliskuu) valuntaa esiintyi kolmella havainnointikerralla. Koska näiltä valuntajaksoilta ei ole valuntatuloksia, kyseisinä aikoina huuhtoutuneet ainemäärät puuttuvat esitetyistä kokonaishuuhtoutumista. Tätä merkittävämpi puute ravinteiden kokonaishuuhtoutumisen selvittämisessä ainakin kaliumin ja fosforin osalta on kuitenkin tutkimusjakson lyhyt kesto – ovathan viimeisten analysoitujen näytteiden K- ja P-pitoisuudet edelleen huomattavan korkeita.

4.1.3 Huuhtoutumalaskelmat

Mikäli valumaveden ravinnepitoisuudet riippuvat voimakkaasti näytteenottoajankohdasta ja/tai näytteenottoajan valumasta, näiden riippuvuuksien huomiotta jättäminen aiheuttaa systemaattista virhettä huuhtoutumalaskelmissa. Näiden tekijöiden tarkasteleminen samanaikaisesti on kuitenkin vaikeaa ja vaatii suurta aineistoa. Sal-

lantauksen (1983) tutkimuksessa ongelma ratkaistiin jakamalla vuosi ensin veden laadun suhteen toisistaan poikkeaviin jaksoihin. Mikäli eri ajanjaksoilla pitoisuuden ja valuman välillä vallitsi yhteys, tämä otettiin huomioon laskemalla lineaarisella regressioanalyysillä tietyt pituisia valuntajaksoja vastaavat pitoisuudet. Kertomalla jakson valuntaa vastaava pitoisuus jakson kokonaisvalunnalla saatiin jakson ainehuuhtoutuma.

Ennen ainehuuhtoutumien laskemista myös tässä tutkimuksessa selvitettiin korrelaatioanalyysillä eri ajanjaksoina näytteenottohetken valuman ja ainepitoisuuksien väliset riippuvuudet. Roudattoman kauden ainepitoisuuksissa (riippuvuudet laskettu joko erikseen kesä- ja syyskaudelle tai yhdessä koko roudattoman kauden ainepitoisuuksille) valuntariippuvuudet olivat kaikkina tutkittuina vuosina (1983, 1987, 1988) epämääräisiä. Useimpien aineiden kohdalla tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia esiintyi vain satunnaisesti joillakin padoilla ja vain jonakin vuotena.

Sen sijaan lumensulamisjakson ainepitoisuuksissa esiintyi selviä valuntariippuvuuksia. Kyseisen ajan ainehuuhtoutumat laskettiin kuitenkin 1–3 vrk:n jaksoissa. Siten sekä pitoisuuksien että valunnan vaihtelut tulevat huomioon otetuiksi huuhtoutumalaskelmissa.

4.2 Valumaveden laatu ja ainehuuhtoutumat

4.2.1 Fosfori

Karujen rahkaturvealtaisten soiden fosforinpidätyskyky tiedetään heikoksi (esim. Kaila 1959, Rannikko & Hartikainen 1980). Tähän on syynä fosforia sitovien alkuaineiden (Fe, Al, Ca) vähäisyys. Vuoteen 1977 asti suuret fosforihuuhtoutumat turvemailta kyettiin kuitenkin estämään käyttämällä hidasliukoisia fosforilannoitteita. Näillä lannoitteilla tehdyt tutkimukset osoittivat, että vain noin 0,15–2,0 % levitetystä fosforista huuhtoutuu vuosittain ensimmäisinä lannoituksen jälkeisinä vuosina (Särkkä 1970, Karsisto & Ravela 1971, Kenttämies 1977, Kauppi 1979, Lundin & Bergquist 1985, Tossavainen 1991). Vuodesta 1977 vuoteen 1988 suometsien lannoituksessa käytetyn PK-lannoksen fosforista oli kuitenkin n. 20 % vesiliukoista. Vesiliukoinen fosforilannoite lisää merkittävästi huuhtoutumisriskiä (Ahti & Paarlahti 1988, Saura 1990). Tehdäessä päätelmiä tämän kokeen tuloksista on otettava huomioon, että käytetty lannoite sisälsi ve-

siliukoista fosforia.

Valumavesien fosforipitoisuudet Kivisuolla lannoituksen jälkeen tukevat käsitystä fosforihuuhtoutumien pitkäaikaisuudesta (Kenttämies 1981, Ahti 1983). Keskimääräisen vuosivalunnan perusteella laskettuna vielä 3–5 vuotta lannoituksen jälkeen vuosihuuhtoutumat olivat 1–2 kg ha⁻¹. Näin kokonaishuuhtoutuman lisäykseksi saadaan n. 11 kg ha⁻¹ talvilevityksessä ja n. 6 kg ha⁻¹ kevätlevityksessä viiden vuoden aikana. Talvilevityksessä huuhtoutunut fosforimäärä on tällöin suurempi kuin pelkkä PK-lannoitteen vesiliukaisen fosforin määrä (n. 8 kg ha⁻¹), joten talvilevityksessä myös raakafosfaatin sisältämää fosforia on huuhtoutunut.

Laskettaessa jatkolannoituksen vaikutusta fosforin huuhtoutumiseen Kivisuolta on otettava huomioon, että lannoitettujen alueiden fosforipitoisuudet olivat vielä vuoden 1987 alussa peruslannoituksen (v. 1967) vuoksi hieman (n. 0,03 mg l⁻¹) vertailualueiden pitoisuuksia korkeammat. Näin jatkolannoituksen aiheuttama huuhtoutumisvaikutus olisi 0,2–0,3 kg ha⁻¹ edellä esitettyä alaisempi.

Lannoitusajankohdalla oli tässä tutkimuksessa merkittävä vaikutus fosforin huuhtoutumiseen. Talvilannoituksessa lannoitteen suora huuhtoutuminen ojiin voi olla se tekijä, joka fosforin ja myös muiden aineiden osalta selittää suuret pitoisuudet ja huuhtoutumat. Tätä johtopäätöstä tukee se, että maa oli vuonna 1987 roudassa koko lumensulamajakson ajan estäen ravinteiden kulkeutumista syvempiin kerroksiin. Poikkeukselliset sääolot ovat toisaalta voineet pienentää kevä- ja talvilannoituksen eroa, koska normaalivuoden kevätsäätö ei vuonna 1987 esiintynyt. Erikoista on, että vielä vuosina 1989–1991 fosforin pitoisuus valumavedessä oli talvilannoitetuilla alueilla suurin. Lannoitusajankohdan merkittävästä vaikutuksesta huolimatta myös kevätlannoituksen aiheuttamaa fosforikuorimista on pidettävä huomattavana.

Sääolojen lisäksi Kivisuon koealueen karuus on voinut vaikuttaa huuhtoutumisiin. Koealueelta ei ole olemassa turpeen ravinneanalyysijä, joiden perusteella voitaisiin arvioida fosforin pitoisuuksia. Rämeosan neulasanalyysitulokset (taulukko 2) antavat kuitenkin viitteitä siitä, että fosforia sitovia alkuaineita, rautaa ja alumiinia, olisi turpeessa vähän. Kivisuon neulasnäytteiden keskimääräinen Fe-pitoisuus (39 ppm) oli vain hieman yli puolet ja Al-pitoisuus (67 ppm) alle puolet karujen ojitettujen rämeiden keskimääräisistä pitoisuuksista Metsäntutkimuslaitoksen nk. ILME-suokoealoilla (koealat

kuvattu julkaisuissa Nieminen & Pätilä 1990, Pätilä & Nieminen 1990; neulasanalyysitulosten osalta aineisto julkaisematta). Myös alhaiset valumaveden Al- ja Fe-pitoisuudet tukevat käsitystä, että turpeessa alumiinia ja rautaa on vähän.

Tässä tutkimuksessa esitetyt tulokset fosforin huuhtoutumisesta eivät kuitenkaan ole poikkeuksellisen suuria Sauran (1990) esittämiin verrattuna. Kyseisessä tutkimuksessa 7 % ojitetuille soille levitetystä fosforista (20 % vesiliukoista) huuhtoutui ensimmäisen vuoden aikana. Levitys suoritettiin kesällä suotyypiltään ja puustoltaan lannoituskriteerit täyttävillä alueilla, joilla suot kuitenkin olivat karuja. Myös Karsiston (1968) eri fosforilannoitteilla tekemät astiakokeet osoittavat, että vesiliukaisen fosforilannoitteen käyttöön liittyy selvä huuhtoutumisriski.

4.2.2 Happamuus

Lannoituksen vaikutus valumavesien happamuuteen riippuu ensisijaisesti käytetystä lannoittelajista. Esimerkiksi kaliumia, magnesiumia, kalsiumia ja ammoniumia sisältävien lannoitteiden välitön vaikutus voi olla valumavesiä happamoitava kationivaihdon vuoksi. Suomen metsäojitusalueilla yleensä käytettävä typpilannoite, urea, vähentää vetyionien huuhtoutumista (esim. Grip 1982), koska urean hydrolyysi kuluttaa vetyioneja.

Tässä tutkimuksessa havaittua pH-arvojen laskua (n. 0,5 pH-yksikköä) lannoituskäsittelyjen seurauksena on pidettävä suurena. Esimerkiksi laboratoriossa tehdyssä keinotekoisessa turpeprofiilien happosadekäsittelyssä (Pätilä 1990) merkittävä pH-muutos valumavedessä (0,8–0,9 yksikköä) saatiin aikaan vasta, kun sadetuksessa annettiin n. 100 vuoden laskeumaa Etelä-Suomessa vastaava rikkiannos (= 1157 kg S ha⁻¹). Tätä alaisemmat happokäsittelyt (8 tai 106 kg S ha⁻¹) eivät juurikaan vaikuttaneet valumaveden happamuuteen.

Periaatteessa merkittävimmät valumavesiä neutraloivat tekijät tutkitussa lannoituksessa olivat urean hydrolyysi ja fosforin liukeneminen PK-lannoitteen raakafosfaatista. Urealannoitus ei kuitenkaan kohottanut valumaveden pH-arvoja. Happamilla mailla urealannoituksella ei teoriassa pitäisikään olla pitkäaikaista vaikutusta valumaveden happamuuteen. Tämä aiheutuu siitä, että typpi sitoutuu maahan ja kasvillisuuteen pääasiassa ammoniumtyyppinä (nitrifikaatiota ei esiinny), jolloin vetyioneja vapautuu täsmälleen sama määrä kuin on kulunut urean hydrolyysissä

(esim. Nohrstedt & Palmer 1988). Näin ollen vain suoraan huuhtoutunutta NH_4^+ -N-määrää vastaavalla urean hydrolyysissä kuluneella vetyionimäärällä voidaan ajatella olevan merkitystä valumaveden neutraloitumisen kannalta. Siten esim. kevätlannoituksessa (ammoniumtyyppiä ei huuhtoutunut) urealla ei liene ollut vaikutusta valumaveden happamuuteen.

Mikäli kaikki raakaosfaattina annettu fosfori (35 kg ha^{-1}) olisi liuennut H_2PO_4^- -ioniksi ja edelleen assimiloitunut kasvillisuuteen, siihen olisi kulunut n. 3,5 kekv vetyioneja. Lannoitteen vesiliukoinen fosfori on kuitenkin voinut happamoittaa valumavesiä, samoin kuin lannoitteen rakeistamisen yhteydessä lannoitteeseen lisätty typpihappo. Edelleen alkali- ja maa-alkalimetallit happamoittavat valumavettä kationinvaihdon ja kasvillisuuden ravinteidenoton kautta. Mikäli annetut emäskationit olisivat kokonaisuudessaan pidättyneet, tämä olisi vastannut n. 8,3 kekv suurista vetyionilisäystä. Lannoitteen rikki (n. 11 kg ha^{-1}) ei yksinään voi kovinkaan merkittävästi happamoittaa valumavesiä (esim. Pätilä 1990).

Vaikka yksittäisten lannoituksessa annettujen aineiden vaikutuksesta valumaveden happamuuteen ei ole selvää käsitystä, on ilmeistä, että urea+PK-lannoitus (myös nykyinen vain vaikealiukoista fosforia sisältävä PK-lannoite) lisää karujen soiden valumaveden happamuutta. Kasvillisuuden ja puuston typen tarve ja siten voimakas NH_4^+ -N-otto aiheuttavat sen, että urean hydrolyysin neutraloiva vaikutus jää vähäiseksi. Lannoitteen fosforista osa voi huuhtoutua, jolloin vaikealiukoisen fosforin liuottamisen ja kasvillisuuden fosfaatin oton vetyioneja kuluttava vaikutus jää alhaisemmaksi kuin laskettu teoreettinen neutralointivaikutus. Vaikka myös osa alkali- ja maa-alkalimetalleista huuhtoutuu, kationinvaihto ja kasvillisuuden ravinnekationien otto enemmän kuin kompensoivat mainitut neutraloivat tekijät.

Vaikka käytetty lannoite teoriassa lisäksi valumaveden happamuutta, näin ei käytännössä välttämättä tapahdu (esim. Nohrstedt & Palmer 1989). Tätä tutkimusta lukuunottamatta kokeellisia näyttöjä lannoituksen vaikutuksista valumavesien pH-arvoihin ei turvemailta kuitenkaan liene olemassa.

4.2.3 Typpi

Typpilannoitteiden huuhtoutuminen metsämailta on eri tutkimuksissa vaihdellut voimakkaasti riippuen esim. lannoitusajankohdasta ja käytet-

tystä lannoitelajista (Sallantaus 1986). Suomet-
sissä käytetään Suomessa pääasiassa ureaa typ-
pilannoitteena, ja kohteina ovat yleensä pelkäs-
tään karut, typpiköyhät suot (Paavilainen 1979,
1982). Urean voimakas sitoutuminen orgaani-
seen aineeseen (Westman 1973) on etuna huuht-
outumistappioita ajatellen. Urean vaikutuksesta
typen huuhtoutumiseen ei kuitenkaan ole aiem-
pia tutkimustuloksia.

Lannoitetypen huuhtoutumista Kivisuolla ta-
pahtui pelkästään lumensulamisjakson aikana.
Huuhtouman lisäyksestä ($2,8 \text{ kg ha}^{-1}$) noin kol-
mannes oli epäorgaanista ammoniumtyyppiä. Vä-
häinen nitraattitypen huuhtoutuminen lumen sul-
lamisen alkuvaiheessa oli todennäköisesti seura-
usta PK-lannoitteeseen lisäystä typpihaposta (HNO_3).

Tämän tutkimuksen tulokset urealannoituksen
vaikutuksesta typen huuhtoutumiseen ja urea-
lannoitteen turvallisuus happamoitumisen kan-
nalta (Nömmik & Wiklander 1983) puoltavat
urean käyttöä turvemaiden kesäaikaisessa lan-
noituksessa. Ongelman metsänkasvatuksen kan-
nalta on kuitenkin muita typpilannoitajia vä-
häisempi kasvua lisäävä vaikutus (Paavilainen
1982).

4.2.4 Alkali- ja maa-alkalimetallit

Alkali- ja maa-alkalimetalleilla (Na, K, Ca, Mg)
ei ole haitallisia vaikutuksia vesistöissä. Karujen
turvemaiden ravinnetilan (erityisesti kalium;
esim. Kaunisto & Paavilainen 1988) ja puskuri-
kyvyn (esim. Pätilä & Nieminen 1990) kannalta
em. ravinteet ovat kuitenkin keskeisiä. Yleensä
alkali- ja maa-alkalimetallien huuhtoutumisesta
tiedetään vähän (Sallantaus 1986).

Alkali- ja maa-alkalimetallien käyttäytyminen
maassa on kytkennässä ionipotentiaaliin (= va-
lenssi/säde). Ionin varauksen ja koon kasvaessa
ulosvaihtamiskyky kationinvaihtopaikoilta kas-
vaa (esim. Mengel & Kirkby 1987). Siten yksiar-
voiset alkalimetallit huuhtoutuvat helpommin
kuin kaksiarvoiset maa-alkalimetallit, ja kool-
taan pienemmät ionit helpommin kuin suurem-
mat.

Joko kalsiumin voimakas pidättyminen turpee-
seen ja kasvillisuuteen tai hidas liukeneminen
PK-lannoitteesta on syynä siihen, että talvilan-
noituksessakin vain n. 3 % levitetystä Ca-mää-
rystä huuhtoutui. Natriumin, kaliumin ja magne-
siumin huuhtoutuminen sen sijaan lisääntyi mer-
kittävästi sekä talvi- että kevätlannoituksen jäl-
keen.

On arvioitu, että erityisesti kalium saattaa tulevaisuudessa muodostua turvemaidella entistä enemmän puuston kasvun minimitekiäjäksi (esim. Kauristo & Paavilainen 1988). Lannoitekaliumin huomattava huuhtoutuminen joko suoraan ojiin tai vajoveden mukana puuston juuristokerroksen alapuolelle voivat muodostua ongelmaksi kaliumin puutosalueiden lannoituksessa. Tämän tutkimuksen tulokset antavat lisäksi viitteitä siitä, että kaliumin huuhtoutuminen voi tietyissä oloissa jatkua pitkään.

4.2.5 Muut aineet

Soiden valumavedet sisältävät aina orgaanista ainetta, jota kutsutaan yleisesti humukseksi (esim. Heikkinen 1985). Orgaanista ainetta ovat kuitenkin myös hajaantumaton ja eri hajaantumisas-teissa oleva orgaaninen aines, jotka eivät täytä humuksen eri määritelmien mukaisia ehtoja.

Orgaanisen aineen määritysmenetelmissä on kirjavuutta. Yleisesti käytetyt menetelmät orgaanisen aineen huuhtoutumisen arvioimiseen ovat: veden väri, kemiallinen hapenkulutus, hehkutushäviö tai orgaanisen hiilen määrittäminen. Kemiallinen hapenkulutus on helpon ja nopean määrittä-misen vuoksi ollut ehkä eniten käytetty menetelmä orgaanisen aineen määrän arvioinnissa. Yleensä COD:n ja orgaanisen hiilen pitoisuuden välillä on kiinteä yhteys (esim. Ahl & Oden 1972, Sallantausta 1983, Tossavainen 1991), ja niitä pidetään luotettavina humuspitoisuuden mittoina (esim. Tossavainen 1991).

Lannoitus voi vaikuttaa orgaanisen aineen huuhtoutumiseen lähinnä kahdella tavalla. Kun orgaaninen aine on yksi maanesteen tärkeimpiä anioneja karuilla soilla, lannoitus voi vaikuttamalla ionitaseisiin vaikuttaa myös orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. Lannoitus voi myös tehostaa turpeen hajoamista (Silvola ym. 1985). Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu min-käänlaista muutosta COD_{Mn}-pitoisuuksissa ke-vät- tai talvilannoituksen jälkeen.

Epämetalleista rikki on avainasemassa monien soiden ojituksen vedenlaatuvaikutusten kannalta (Komiteanmietintö 1987:62). Esimerkikisi rikin pidättyminen ja vapautuminen vaikuttavat huomattavasti valumavesien happamuuteen. Etenkin kuivakausia seuraavina sadejaksoina sulfaatin ja rikkihapon huuhtoutuminen on mahdollista (esim. Ödelien ym. 1976, Braecke 1981, Pätilä

1990), mikä voi aiheuttaa alapuolisten vesistöjen happamoitumista.

PK-lannoitteen rikistä (11 kg ha⁻¹) noin puolet huuhtoutui talvilannoituksessa ja noin kuudesosa kevätlannoituksessa. Verrattuna ojituksessa syntyvään rikkikuormitukseen (esim. Lundin 1984) tässä tutkimuksessa havaittu lannoituksen aiheuttama kuormitus on selvästi suurempi.

Alumiini, rauta, lyijy, mangaani ja sinkki sekä monet muut raskasmetallit muodostavat orgaanisia yhdisteitä, komplekseja. Alumiinin, lyijyn ja aroobeissa oloissa myös raudan muodostamat humuskompleksit ovat hyvin pysyviä, joten kyseisten aineiden huuhtoutuminen on kiinteässä yhteydessä orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. Sen sijaan mangaanin ja sinkin humuskompleksit ovat stabiilisuudeltaan heikkoja, ja mangaani ja sinkki esiintyvätkin edellisiä useammin vaihtuvina kationeina. Raudan pitoisuuksia on mitattu useissa tutkimuksissa (esim. Hynninen & Sepponen 1983, Sallantausta 1983, Tossavainen 1991), muita raskasmetalleja vain muutamissa. Kiinnostus rautaa kohtaan johtuu pääasiassa siitä, että fosforin käyttäytymisen vesistöissä kytkeytyy olennaisesti rautaan. Raudalla on myös merkitystä valumavesien happamuuden kannalta (Sallantausta 1986).

PK-lannoitteessa on pieniä määriä kaikkia edellä mainittuja metalleja. Alumiinin, raudan tai lyijyn pitoisuuksissa ei tapahtunut muutoksia lannoituskäsittelyiden jälkeen. Sen sijaan mangaanin ja sinkin huuhtoutuminen lisääntyi lyhytaikaisesti. Sinkin huuhtoutumiseen on lannoitteen sisältämän sinkin lisäksi voinut vaikuttaa valumaveden pH:n lasku, koska pH:n laskiessa orgaanisten sinkkikompleksien pysyvyys heikkenee.

Liukoinen boori on vesissä pääasiassa boorihappona B(OH)₃ eikä kuten muut tärkeät kasvinravinteet dissosioidu normaali pH-alueella (esim. Mengel & Kirkby 1987). Tämä lienee tärkein syy siihen, että boori yleensäkin huuhtoutuu helposti (esim. Gupta & Cutcliffe 1978).

Boorin huuhtoutumisherkkyys ilmeni myös tässä tutkimuksessa. Lannoiteboorista huuhtoutui noin kolmasosa. Koska lannoitebooria on saattanut huuhtoutua jonkin verran vielä tutkimusjakson jälkeen, lannoituksen aiheuttama kokonais-huuhtoutuman lisäys on todennäköisesti hieman esitettyä suurempi. Korjattaessa boorin puutetta lannoituksella lannoiteboorin huuhtoutuminen voi joka tapauksessa muodostua ongelmaksi.

Kirjallisuus – References

- Ahl, T. & Oden, S. 1972. River discharges of total nitrogen, total phosphorus and organic matter into the Baltic from Sweden. *Ambio Special Report* 1: 51–56.
- Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 111. 20 s.
- 1988. Selvitys ravinteiden huuhtoutumisesta käytännön talvilannoitusalueilta v. 1988. Käsikirjoitus. 11 s.
- 1990. Fertilizer-induced leaching of elements from oligotrophic peat. Teoksessa: Hånell, B. (toim.). *Proc. Biomass Production and Element Fluxes in Forested Peatland Ecosystems*, Seminar in Umeå, September 3–7, 1990. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept of Forest Site Research. s. 139–156.
- & Paarlahti, K. 1988. Ravinteiden huuhtoutuminen talvella lannoitetulta metsäojitusalueelta. *Suo* 39: 19–25.
- Bergquist, B., Lundin, L. & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Siksjöbäcksområdet. Forskningsrapport 9. Uppsala universitet, limnologiska institutionen. *LIU* 1984 B:4. s. 1–27.
- Braekke, F. H. 1981. Hydrochemistry in low-pH-soils of South Norway. 1. Peat and soil water quality. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 36(11): 1–32.
- Cuttle, S. P. 1983. Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. *Journal of Soil Science* 34: 75–82.
- Erkoma, K. & Mäkinen, I. 1975. Vesihallinnon vesitutkimuksessa käytettävistä analyysimenetelmistä. *Vesihallituksen tiedotus* 85. 41 s.
- Eurola, S., Aapala, K. & Kokko, A. 1988. Ojitustilanne Etelä- ja Keski-Suomen sekä Pohjanmaan-Kainuun alueella. *Suo* 39: 9–17.
- Finér, L. 1991. Turvemaiden ravinnetaset. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 383: 11–22.
- Fox, R. L. & Kamprath, E. J. 1971. Adsorption and leaching of P in acid organic soils and high organic matter sand. *Soil Science Society of American Proceedings* 35: 154–156.
- Gregory, K. J. & Walling, D. E. 1973. Drainage basin form and process. A geomorphological approach. London. 456 s.
- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala universitet, naturgeografiska institutionen, *UNGI Rapport* 58. 144 s.
- Gupta, U. C. & Cutcliffe, J. A. 1978. Effects of methods of boron application on leaf tissue concentration of boron and control of brown-heart in rutabaga. *Canadian Journal of Plant Science* 58: 63–68.
- Halonen, O. & Tulkki, H. 1981. Ravinneanalyysien työohjeet. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 36. 23 s.
- Heikkinen, K. 1985. Jokiveden ja turvetuotantoalueiden valumavesien humuksen ominaisuuksista ja vesistövaikutuksista Kiiminkijoen valuma-alueella. *Vesihallituksen tiedotus* 266: 45–98.
- Hynninen, P. & Sepponen, P. 1983. Erään suoalueen ojituksen vaikutus purovesien laatuun Kiiminkijoen vesistöalueella, Pohjois-Suomessa. *Silva Fennica* 17(1): 23–43.
- Kaila, A. 1959. Retention of phosphate by peat samples. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 31(3): 215–225.
- Karsisto, K. 1968. Eri fosforilannoitelajien soveltuvuus suometsien lannoitukseen. Summary: Using various phosphatic fertilizers in peatland forests. *Suo* 6.
- 1970. Lannoituksessa annettujen ravinteiden huuhtoutumisesta turvemailta. *Suo* 21(3–4): 60–66.
- & Ravela, H. 1971. Eri ajankohtina annettujen fosfori- ja kalilannoitteiden huuhtoutumisesta metsäojitusalueilta. *Suo* 22(3–4): 39–46.
- Kaunisto, S. & Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 145. 39 s.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. *Publications of Water Research Institute* 34: 35–46.
- Keltikangas, M., Laine, J., Puttonen, P. & Seppälä, K. 1986. Vuosina 1930–1978 metsäojitetut suot: ojitusalueiden inventoinnin tuloksia. Summary: Peatlands drained for forestry during 1930–1978: results from field surveys of drained areas. *Acta Forestalia Fennica* 193. 94 s.
- Kenttämies, K. 1977. Utlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. Diffuse vannforureninger – tillförsel och transport. Trettonde nordiska symposiet om vattenforskning, 2.–5.5.1977, Røros, Norge. Nordforsk, Miljøvårdssekretariatet, publikation 2: 271–280.
- 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. *Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters* 43: 24–31.
- Komiteanmietintö 1987:62. Metsä- ja turvetalouden vesienhuolto- ja ympäristöministeriön mietintö. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki. 344 s.
- Laiho, R. 1991. Metsäojituksen vaikutus nevalaisten rämeiden turpeen ravinnevaroihin. *Lisensiaatintutkimus. Helsingin yliopisto, suometsätieteen laitos*. 90 s.
- Lundin, L. 1984. Torvmarksdikning. Hydrologiska konsekvenser för Docksmysen. Uppsala universitet, naturgeografiska institutionen, avdelningen för hydrologi, *Report series A*, 1984:3. 75 s.
- & Bergquist, B. 1985. Peatland fertilization. Short-term chemical effects of runoff water. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry. *Studia Forestalia Suecica* 171. 17 s.
- Mengel, K. & Kirkby, A. 1987. Principles of plant nutrition. 4. painos. Bern. 687 s.
- Nieminen, M. & Pätilä, A. 1990. Karujen rämeiden luokittelu pintakasvillisuuden ja ravinnetunnusten avulla.

- la. *Folia Forestalia* 749. 29 s.
- Nohrstedt H.-Ö. & Palmer, C. H. 1988. Några kemiska och biologiska processer kopplade till skogsgödsling. Institutet för skogsförbättring. Rapport 3. Uppsala. 4 s.
- & Palmer, C. H. 1989. Gödsling med Skog-N-Mg gav minskad försurning i bäckvatten. Institutet för skogsförbättring. Rapport nr 5. Uppsala. 4 s.
- Nömmik, H. & Wiklander, G. 1983. Syra/basverkan hos kvävegödselmedel använda vid skogsgödsling. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för skoglig marklära, Rapport SNV PM 1657. 24 s.
- Paarlahti, K., Reinikainen, A. & Veijalainen, H. 1971. Nutritional diagnosis of Scots pine stands by needle and peat analysis. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 74(5). 58 s.
- & Veijalainen, H. 1988. Leivonmäen Kivisuon metsänlannoituskokeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 306. 73 s.
- Paavilainen, E. 1969. Tutkimuksia levityssajankohdan vaikutuksesta nopealiukoisten lannoitteiden aiheuttamiin kasvureaktioihin suometsissä. *Folia Forestalia* 75. 21 s.
- 1979. Metsänlannoitusopas. Helsinki. 112 s.
- 1982. Metsänlannoitus turvemilla. Operaatio metsänlannoitus 20 vuotta. Entä tästä eteenpäin. s. 16–24.
- Pätilä, A. 1990. Buffering of peat and peaty soils: evaluation based on the artificial acidification of peat lysimeters. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. s. 305–324.
- & Nieminen, M. 1990. Turpeen emäsravinne- ja rikkatase karuilla ojitetuilla rämeillä laskeuma huomioon ottaen. *Folia Forestalia* 759. 16 s.
- Rannikko, M. & Hartikainen, H. 1980. Retention of applied phosphorus in *Sphagnum* peat. Proceedings of the 6th International Peat Congress, Duluth, Minnesota, 1980. s. 666–669.
- Sallantausta, T. 1983. Turvetuotannon vesistökuormitus. Helsingin yliopisto, limnologian laitos, pro gradu -työ. Kauppa- ja teollisuusministeriö, energiaosasto, Sarja D 29. 122 s.
- 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset – kirjallisuuskatsaus. Helsinki, maa- ja metsätalousministeriö. Luonnonvarainjulkaisuja. 203 s.
- Saura, M. 1990. Metsänlannoitus vesistöjen rehevöittäjänä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 270. 60 s.
- Silvola, J., Välijoki, J. & Aaltonen, H. 1985. Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites. *Acta Forestalia Fennica* 191. 32 s.
- Särkkä, M. 1970. Metsänlannoituksen vaikutus vesistöissä. *Suo* 21(3–4): 67–74.
- Tossavainen, T. 1991. Metsänlannoituksen ja metsäojituksen vaikutukset eräiden järvien fosforikuormitukseen sekä puroveden laatuun ja ainehuuhtoutumiin Itä-Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 310. 113 s.
- Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotus 213. 136 s.
- Westman, C. J. 1973. Typpilannoitteiden reaktiot metsämaassa. *Suo* 24(2): 31–36.
- 1981. Fertility of surface peat in relation to site type and potential stand growth. *Acta Forestalia Fennica* 172. 77 s.
- Ödelien, M., Selmer-Olsen, A. R. & Haddeland, J. 1976. Noen årsaker till pH-variasjoner i avrenningsvann fra udyrket sur jord. *Meddelelser fra det Norske Myrselskap* 74(1). 18 s.

Total of 54 references

Summary

Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer application on snow

Introduction

The effects of fertilization of Finnish peatlands on runoff water chemistry have been studied by e.g. Karsisto (1970), Särkkä (1970), Karsisto & Ravela (1971), Kenttämies (1981), Ahti (1983), Saura (1990), and Tossavainen (1991). Despite the research carried out so far, little is known on the effects of nitrogen fertilization on runoff water quality. Also as regards the timing of the fertilizer application, (i.e. either before or after snowmelt), additional information is needed. Not much has been published on the effects of fertilization on the runoff water pH values.

The primary aim of this study was to obtain information concerning the effects of timing of a fertilizer application on runoff water quality. Preliminary data has already been published by Ahti & Paarlahti (1988) and Ahti (1990). The main interest of the study is focused on the changes in runoff water pH values and on the leaching of phosphorus and nitrogen.

Layout and methods

The study was carried out on the Kivisuo ombrotrophic peatland area in Leivonmäki, Central Finland. The area was drained for forestry and partly fertilized in 1967 (Fig. 1). The area is divided by ditches into 16 small basins (area of 1.2 or 2.0 hectares), which differ from each other with respect to ditch spacing and ditch depth. The original site type in basins 1–8 was classified as Cottongrass pine bog–Small sedge pine bog, and in basins 9–16, as Small sedge pine bog–Fussum bog.

During 9.–13.3.1987, four of the basins (basins 2, 3, 5 and 7) were refertilized by spreading 500 kg/ha of a commercial PK-fertilizer (20 % of the phosphorus in a water soluble form) and 215 kg/ha of urea on the snow cover. During 19.–20.5.1987, a similar application was spread on bare ground after snowmelt (basins 1, 4, 6 and 8; Fig. 1). The following amounts of elements were applied:

Element	Amount applied, kg/ha	Element	Amount applied, kg/ha
N	110	Na	3
P	43	S	11
K	83	B	1
Ca	117	Cl	79
Mg	3		

The PK fertilizer also includes some hundred grams of aluminium, iron, lead, manganese and zinc.

Runoff was measured with overfall weirs equipped with a limnigraph, and water samples were taken from the overflow of the weir. The study period, sampling intervals and chemical analyses of runoff water are presented in Table 3.

Runoff water P, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, K, Ca and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ determinations in 1983 were done according to the standard methods of the Finnish National Board of Waters, as were also all the pH and COD_{Mn} determinations (Table 3). The method of N_{ox} determination in 1983 is described by Erkomaa & Mäkinen (1975). Since 1986 the water samples were analysed for P, K, Ca, Mg, Na, S, Mn, Al, Fe, Zn, Pb, B by inductively coupled plasma emission spectrophotometry, and for N, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ by flow injection analysis.

Results

In 1983 and 1986, i.e. before fertilization, the differences between the basins in leaching of elements were small (Table 4 and 5). After fertilizer spreading on snow in 1987 extremely high concentrations of the elements included in the fertilizer were observed in runoff water (Fig. 4a–j). The effect of the fertilization performed after snowmelt was smaller, and practically no ammonium was leached. Still in autumn 1988 the concentrations of most elements clearly indicated leaching. High leaching rates of phosphorus were observed still in 1991, when the last runoff water samples were taken (Table 6). Either of the fertilizations had any effect on leaching of aluminium, iron, lead or COD_{Mn} .

The pH value of runoff water was lowered by 0.5 units after both fertilizer treatments, and still in 1988 the difference was 0.1–0.3 units (Fig. 4j).

Total amounts of elements leached during the period 13.3.1987–30.9.1988 are presented in Table 7. Winter fertilization clearly increased leaching of elements compared to fertilization performed after snowmelt. For both fertilization treatments, the leaching rates of potassium and phosphorus are higher than the rates reported earlier.

The ditch spacing in Kivisuo experiment is smaller than normal. In order to make the results more generalizable to fertilization areas in Finland, the most intensively ditched basins were not included in the final analysis of

the data (see Table 9). Despite of this, the leaching rates are still higher than the ones published in earlier reports.

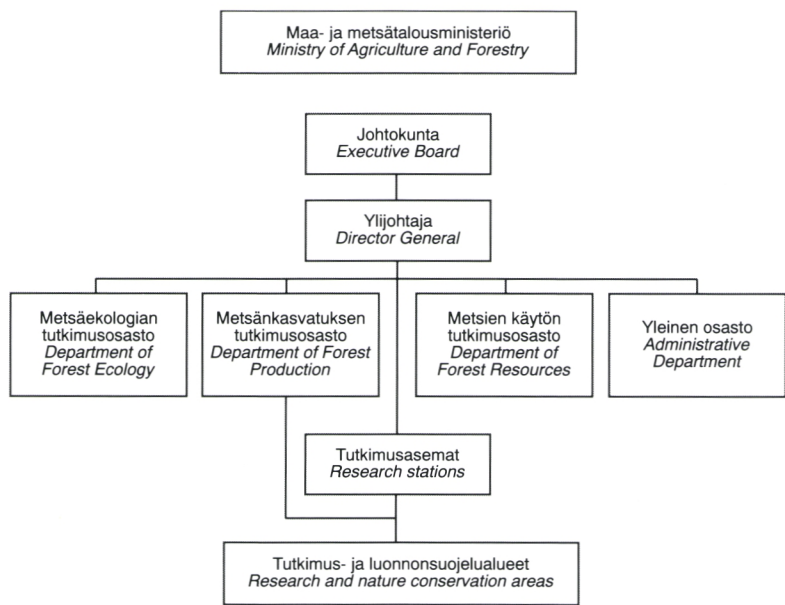
Discussion

The effects of the two fertilization treatments (i.e. before and after snowmelt in 1987), could be clearly observed in runoff water quality. The data supported the theory of long-term leaching of phosphorus from fertilized peatlands. It was concluded that if ombrotrophic peatlands are fertilized with water soluble phosphorus, considerable leaching losses are possible. This is true even if the fertilizer is applied on bare ground. The leaching losses are so great that they may alter the trophic state of recipient waters.

The distinct lowering of runoff water pH values after both fertilization treatments might also have serious environmental effects in recipient water bodies. On the basis of this study, it is difficult to explain why the pH values were lowered. The excess of cation nutrients in the fertilizer is one possible reason. Retention by peat and uptake by vegetation of cation nutrients have both an acid reaction in the soil water and runoff water.

On the basis of the mire site type, the Kivisuo experiment must be regarded unsuitable for practical forest drainage. The weakly humified peat in Kivisuo had probably little ability to retain nutrients against leaching. Because of the sparse forest stand, the uptake of nutrients was low. Therefore, the observed increases in total leaching are probably too high to be generalized to the total fertilization area on drained peatlands in Finland.

METSÄNTUTKIMUSLAITOS — *THE FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE*



Metsäntutkimuslaitos — *The Finnish Forest Research Institute*

Unioninkatu 40 A, FIN-00170 Helsinki, Finland

tel. +358-0-857 051, fax +358-0-625 308, telex 121298 metla sf

Ylijohtaja — *Director General*
Hallintojohtaja — *Administrative Director*
Tiedotuspäällikkö — *Head of Information*

Eljas Pohtila
Tero Oksa
Marja Ruutu

Metsäekologian tutkimusosasto — *Department of Forest Ecology*

Tutkimusjohtaja — *Research Director* Eero Paavilainen

Metsänkasvatuksen tutkimusosasto — *Department of Forest Production*

Tutkimusjohtaja — *Research Director* Jari Parviainen

Metsien käytön tutkimusosasto — *Department of Forest Resources*

Tutkimusjohtaja — *Research Director* Risto Seppälä

Tutkimusasemat — *Research Stations*

Joensuu	Parkano
Kannus	Punkaharju
Kolari	Rovaniemi
Muhos	Suonenjoki



- No 803 Hakkila, Pentti & Kalaja, Hannu: Ketjukarsinta ensiharvennusmännikön korjuuratkaisuna.
Flail delimbing in the first commercial thinning of Scots pine.
- No 804 Saarilahti, Martti: Mikroaaltosondin soveltuvuus hakekuorman käyttö-arvon mittaukseen.
Measuring of the chip load properties using microwave sounding.
- No 805 Salminen, Olli: Männikön ja kuusikon liiketaloudellinen vajaatuottoisuus.
Profitability of growing understocked Scots pine and Norway spruce stands.
- No 806 Verkasalo, Erkki: Koivupuutavaran vikaantuminen pitkittyneessä metsä-varastoinnissa ja sen vaikutus viulun saantoon, laatuun ja arvoon.
Deterioration of birch timber during prolonged storage in the forest and its effect on the yield, quality and value of rotary-cut veneer.
- No 807 Rossi, Seppo, Varmola, Martti & Hyppönen, Mikko: Pellonmetsitysten onnistuminen Lapissa.
Success of afforestation of old fields in Finnish Lapland.
- No 808 Juntunen, Marja-Liisa & Suomäki, Hanna-Leena: Ikääntyvät metsäkoneyrittäjät ja hakkuun koneellistuminen.
Aging forest machine contractors and the mechanization of wood harvesting.
- No 809 Heikkilä, Risto, Lilja, Arja & Härkönen, Sauli: Rauduskoivuntaimien toipuminen latvan katkeamisen jälkeen.
Recovery of young *Betula pendula* trees after stem breakage.
- No 810 Kaunisto, Seppo, Moilanen, Mikko & Issakainen, Jorma: Apatiitti ja flogopiitti fosfori- ja kaliumlannoitteina suomänniköissä.
Apatite and phlogopite as phosphorus and potassium fertilizers in peat-land pine forests.
- No 811 Kaitera, Juha & Jalkanen, Risto: Surmakka Rikkilehdon männikössä Sallassa.
Gremmeniella abietina on Scots pine in Rikkilehto stand in Salla, northern Finland.
- No 812 Pesonen, Mauno & Hirvelä, Hannu: Harvennusmetsien määrä ja harven-nushakkuiden liiketaloudellinen merkitys.
Amount of thinning forests and profitability of thinnings in Finland.
- No 813 Varmola, Martti: Viljelymänniköiden alkukehitystä kuvaava metsikkömalli.
A stand model for early development of Scots pine cultures.
- No 814 Nieminen, Mika & Ahti, Erkki: Talvilannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen karulta suolta.
Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer application on snow.