

Metsätehon raportti 146
14.4.2003

Tuhkalannoituksen vaikutus metsäjärvissä

*Tiina Tulonen
Lauri Arvola
Mikael Pihlström
Ahti Mäkinen
Pekka Rummukainen
Martti Rask*

Tuhkalannoituksen vaikutus metsäjärvissä

Tiina Tulonen, Helsingin yliopisto

Lauri Arvola, Helsingin yliopisto

Mikael Pihlström, Helsingin yliopisto

Ahti Mäkinen, Helsingin yliopisto

Pekka Rummukainen, Helsingin yliopisto

Martti Rask, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Metsätehon raportti 146

14.4.2003

Konsortiohanke: Energia-alan Keskusliitto FINERGY, Fortum Power and Heat Oy, Metsäliitto Osuuskunta, Metsäteollisuus ry, Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj, Vapo Timber Oy

Asiasanat: fosfori, kadmium, raskasmetallit, tuhka, vesistövaikutukset

© Metsäteho Oy

Helsinki 2003

SISÄLLYS

TIIVISTELMÄ	4
1 TAUSTA JA TAVOITTEET	5
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	6
2.1 Tuhkalannoitus.....	6
2.2 Aineiston keruu ja analysointi	9
3 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	11
3.1 Huuhtoumat valuma-alueelta	11
3.2 Vaikutukset järven veden laatuun ja eliöstöön	14
3.3 Raskasmetallien kertyminen vesieliöihin	23
4 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	28
LÄHDELUETTELO	30
LIITTEET	

TIIVISTELMÄ

Tutkimus on osa laajempaa tutkimushanketta, jonka tavoitteena on selvittää puutuhkan käyttöä metsien lannoitteena ja sen ympäristövaikutuksia. Kaikkiaan kuusi vuotta kestäneessä (vv. 1997–2002) tutkimuksessa selvitettiin metsän tuhkalannoituksen vesistövaikutuksia pienissä karuhkoissa latvajärvissä ja niiden valuma-alueella. Tutkimus kohdistui kolmeen metsäjärveen, joista kahden järven valuma-alueelle levitettiin ns. itsekovetettua tuhkaa n. 6 400 kg/ha, lannoitusalojen käsittäessä 11 % ja 19 % valuma-alueesta. Kenttätutkimuksissa selvitettiin ravinteiden huuhtoutumista, alapuolisten järvien tilaa ja raskasmetallien esiintymistä vesieliöissä ennen ja jälkeen tuhkalannoituksen.

Tuhkalannoituksen vaikutukset näkyivät lievänä happamuuden vähentymisenä lannoitetuilta turvemailta tulevissa purovesissä. Kaliumpitoisuudet nousivat selvästi lannoituksen jälkeen, mutta esimerkiksi fosforia huuhtoutui vain vähäisessä määrin.

Lannoitusalan käsittäessä 11 % valuma-alueesta alapuolisen järven tilassa ei havaittu muutoksia. Kun valuma-alueesta lannoitettiin 19 %, tuhkalannoituksen vaikutukset näkyivät lievänä järven pintaveden pH:n ja kokonaisfosforipitoisuuksien nousuna. Myös kasvi- ja eläinplanktonmäärät kasvoivat ja ahvenen kasvu nopeutui tuhkalannoituksen jälkeen. Järvi ei kuitenkaan rehevöitynyt vaan säilyi keskiravinteisena eli mesotrofisena.

Raskasmetallien huuhtoutumista valuma-alueelta selvitettiin mittaamalla vesieliöistä vesisiiran ja ahvenen raskasmetallipitoisuuksia. Tulosten perusteella vesieliöiden kadmium-, kromi- ja elohopeapitoisuuksissa ei havaittu nousua, joten tutkimusjakson aikana huuhtoutuminen lannoitetulta valuma-alueelta oli vähäistä.

Turvemaille kohdistuvien tuhkalannoitusten vesistövaikutukset ovat vähäisiä käytettäessä kohtuullisia tuhkamääriä (< 7 000 kg/ha) ja lannoituksen käsittäessä alle 20 % valuma-alueesta. Tuhkalannoituksen pitkäaikaisvaikutuksia tulisi selvittää etenkin fosforin ja kadmiumin osalta. Myös valuma-alueella myöhemmin suoritettavien metsänkäsittelyjen vaikutukset ravinne- ja raskasmetallihuuhtoumiin tulisi selvittää.

1 TAUSTA JA TAVOITTEET

Metsäteollisuusyritysten aloitteesta vuonna 1997 käynnistettiin Metsäteho Oy:n koordinoimana tutkimuskokonaisuus, jonka tavoitteena oli luoda edellytyksiä suurten voimaloiden pääosin puuperäisen tuhkan laajamittaiselle metsäkäytölle. Tässä raportissa esitetään Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla vuosina 1997–2002 tehdyt tuhkalannoituksen vesistövaikutuksia koskeneet tutkimukset.

Suomen pinta-alasta n. 10 % koostuu vesistöistä. Pinta-alaltaan yli 0.5 hehtaarin järviä maassamme on lähes 190 000. Näistä suuri osa on kooltaan pieniä, metsä- ja suoalueiden ympäröimiä järviä. Laatuluokituksen mukaan järvet ovat enimmäkseen niukka- tai keskiravinteisia ja vain kymmenesosa järvistä on runsasravinteisia. Järven valuma-alueen ominaisuudet ja ihmis-toiminta ovat yleensä merkittävimmät järven ravinteisuuteen ja veden laatuun vaikuttavat tekijät. Tuhkan levittäminen valuma-alueelle muuttaa voimakkaasti maaperän happamuutta ja nostaa pintamaan ravinne-, hivenaine- ja raskasmetallimääriä. Muutokset valuma-alueella vaikuttavat aina jossain määrin alueen huuhtoumiin, oja- ja purovesiin ja lopulta alapuolisten järvien tilaan. Vaikutukset valuma-alueella ja vesistöissä ovat riippuvaisia mm. maaperästä, topografiasta ja vesialueiden runsaudesta. Myös valuma-alueen ja järven pinta-ala ja tilavuus, järven syvyys, hydrografiset tekijät ja jopa järven hydrologinen sijainti voivat olla merkittäviä tekijöitä arvioitaessa tuhkalannoituksen vaikutuksia vesistöissä. Tuhkalannoituksen ajankohta, tuhkamäärä, tuhkan koostumus ja esikäsittely ovat niin ikään seikkoja, jotka tulee ottaa huomioon.

Tässä kaikkiaan kuusi vuotta kestäneessä tutkimuksessa selvitettiin tuhkalannoituksen vesistövaikutuksia pienissä karuhkoissa metsäjärvissä ja niiden valuma-alueella. Vastaavia selvityksiä ei Suomessa ole aikaisemmin tehty. Puutuhkaa levitettiin 6 100–6 700 kg/ha kahden järven valuma-alueelle levi-tysalueiden käsittäessä 11 ja 19 % järvien valuma-alueesta.

Tutkimuksessa selvitettiin tuhkalannoituksen vaikutuksia

- ravinteiden huuhtoutumiseen valuma-alueelta
- valuma-alueella sijaitsevien järvien veden laatuun ja eliöstöön
- raskasmetallien kertymiseen vesieliöihin

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tuhkalannoitus

Tuhkalannoitus suoritettiin Etelä-Hämeessä sijaitsevalla Evon metsäalueella helmikuussa 1998. Lannoitukseen käytettiin Metsä-Botnian Äänekosken tehtailta tuotua ns. itsekovetettua tuhkaa, jonka kosteus oli n. 25 %. Tuhkan keskimääräiset alkuainepitoisuudet näkyvät taulukossa 1. Tuhkaa levitettiin kahden järven, Tavilammen ja Nimettömän valuma-alueelle, keskimäärin 6 400 kg hehtaarille.

TAULUKKO 1 Metsä-Botnia Oy:n Äänekosken tehtaan itsekovetetun tuhkan alkuainepitoisuudet kuivapainoyksikköä kohti. Näytteet analysoitiin sekä sitruunahappo- ja typpihappouutoista.

Alkuaine	Laatu	Pitoisuus tuhkassa	
		Sitruunahappouutto	Typpihappouutto
P	g/kg	4.7	6.1
K	g/kg	15	13
Ca	g/kg	189	248
Mg	g/kg	7.5	10
Mn	g/kg	4.1	4.8
S	g/kg	7.9	8.4
B	mg/kg	-	143
Cd	mg/kg	5.7	6.9
Cu	mg/kg	28	110
As	mg/kg	< 10	< 10
Ni	mg/kg	20	34
Pb	mg/kg	< 10	10
Zn	mg/kg	1060	1200
Cr	mg/kg	16	30
Na	g/kg	5.0	5.3
Fe	g/kg	3.4	5.5
Al	g/kg	8.3	11



Kuva 1. Tuhkalannoitus Evon metsäalueella talvella 1998.

Lannoitusalat perustettiin sekä turve- että kivennäismaalle Nimettömän valuma-alueella ja turvemaalle Tavilammen valuma-alueella. Nimettömällä turvemaan lannoitusalue on enimmäkseen kuusiturvekangasta ja lannoitettu mineraalimaa mustikkatyyppin sekametsää. Tavilammella lannoitusalue koostuu mm. ruoho-, muurain- ja mustikkakorvesta sekä järven ympärillä olevasta rämeestä. Levitys tapahtui lapiolla mahdollisimman tasaisesti lumihangelle (kuva 1).

Tuhkalannoitus kattoi Tavilammen valuma-alueesta 19 % ja Nimettömän valuma-alueesta 11 %. Valuma-alueet, lannoitusalat ja järvet on tarkemmin kuvattu aikaisemmissa tutkimusraporteissa (Tulonen et al. 2000, Mäkinen et al. 1999). Tuhkalannoituksen mukana tutkimusalueille lisättiin fosforia n. 37–41 kg/ha (taulukko 2), mikä on samaa suuruusluokkaa kuin yleisesti suositeltava keinolannoituksen fosforiannos (45 kg/ha). Puutuhka sisältää myös eräitä raskasmetalleja. Esimerkiksi tuhkalannoituksen mukana valuma-alueelle joutunut kadmiumkuorma oli n. 4 mg/m², mikä on yli satakertainen Evon metsäalueelle vuosittain ilmaperäisesti laskeutuvaan kadmiumiin (n. 0.03 mg/m²) verrattuna (Ruoho-Airola 1995). Suomessa kadmiumin taustapitoisuus maaperässä on n. 0.3 mg/kg (Saastuneet maa-alueet ...1994). Äänekosken tuhkassa kadmiumpitoisuus oli 6.9 mg/kg, joten tuhkalannoitus nosti maan pintakerroksen kadmiumpitoisuutta.

TAULUKKO 2 Tutkimusalueelle levitetty tuhkamäärä ja lannoituksen mukana valuma-alueelle joutunut keskimääräinen alkuaineannos sekä alueelle kohdistuva ilmaperäinen vuosilaskeuma.

	Tuhka- määrä, kg/ha	Fosfori, kg/ha	Kalium, kg/ha	Kalsium, kg/ha	Kupari, kg/ha	Kromi, kg/ha	Sinkki, kg/ha	Kadmi- um, g/ha
Nimetön	6 100	37	78	1 500	0.67	0.18	7.3	42
Tavilampi	6 700	41	86	1 700	0.74	0.20	8.0	46
Vuosilaskeuma			0.74	1.04	0.006	0.0001	0.03	0.28

2.2 Aineiston keruu ja analysointi

Tutkimus kohdistui kolmeen järveen. Tavilammen ja Nimettömän lisäksi tutkimukseen otettiin mukaan Horkkajärvi, joka toimi vertailujärvenä (taulukko 3, kuva 2). Tutkimusjärvet ovat suo- ja metsämaiden ympäröimiä Kokemäenjoen vesistöalueen latvajärviä. Valuma-alueiden pienuus ja sijainti järviketjun ylimpänä vesistönä vaikuttavat siihen, että muutokset valuma-alueella todennäköisesti heijastuvat mahdollisimman herkästi myös järvien tilaan.

TAULUKKO 3 Tutkimusjärvet

	Tavilampi	Nimetön	Horkkajärvi
Maksimisyvyys, m	7	11	12
Järven pinta-ala, ha	0.8	0.4	1.1
Valuma-alue, ha	11	34	49
Tuhkalevitys, ha	2.1	3.8	0
Valuma-alueen käsittely, %	19	11	0

Kenttätutkimus koostui kahdesta eri tutkimusjaksosta. Vuonna 1997 kerättiin tutkimusalueilta aineistoa lannoitusta edeltävistä olosuhteista ja talvella 1998 tapahtuneen tuhkalannoituksen jälkeen kenttätutkimusta jatkettiin kaksi vuotta. Ensimmäisen tutkimusjakson (1997–1999) tulokset on koottu Metsätehon raporttiin 87 (Tulonen et al. 2000, ks. myös Tulonen et al. 2002). Toinen tutkimusjakso jatkui vuodesta 2000 vuoteen 2002. Tarkastelemme tässä raportissa koko tutkimuksen aikana (vv. 1997–2002) kerättyä aineistoa.

Huuhtoutumissa tapahtuvien muutosten selvittämiseksi Nimettömän valuma-alueelta kerättiin näytteitä lannoitetun ja lannoittamattoman turvemaan purovesistä. Lisäksi näytevedet otettiin lannoitetun mineraalimaan alapuolella virtaavasta purosta. Tämä näytepiste oli samassa purossa, joka virtasi ensin lannoittamattoman turvemaan läpi.

Järvistä vesinäytteet otettiin syvimmältä kohdalta siten, että pintavedestä otettiin näytteet kolmelta eri syvyydeltä sekä yksi näyte syvemmältä hapettomasta alusvedestä. Pienille ja suojaisille metsäjärville tyypilliseen tapaan vesimassan vuosittainen sekoittuminen tutkimusjärvissä on lähes aina epätäydellistä, joten pohjan läheiset vesikerrokset ovat yleensä vähähappisia tai kokonaan hapettomia.



Kuva 2. Ilmakuvat tutkimusjärvistä. Ylinnä Tavilampi, keskellä Nimetön ja alimmaisena Horkkajärvi.

Näytteenottomenetelmät ja käytetyt analyysit on selostettu tarkemmin aikaisemmassa tutkimusraportissa (Tulonen et al. 2000). Tutkimuksen kolmen viimeisen vuoden aikana (vv. 2000–2002) keskityttiin huuhtoumien ja järvi-vesien kemialliseen analytiikkaan. Biologiset analyysit käsittivät kasviplanktonin ja eläinplanktonin lajiston ja runsauden määrytykset järvien pintavedestä. Raskasmetallien kertymistä vesiekosysteemiin analysoitiin vesisiirroista ja ahvenista. Vesisiirat ovat järven pohjalla eläviä, kaikkiruokaisia niveljalkaisia, jotka ovat usein humusjärvissä ravintoketjun huipulla olevan ahvenen ravintoa. Raskasmetallien osalta pääpaino oli kadmiumissa, joka on eliöille tarpeeton ja ympäristössä haitallinen alkuaine (Pasanen et al. 2001).

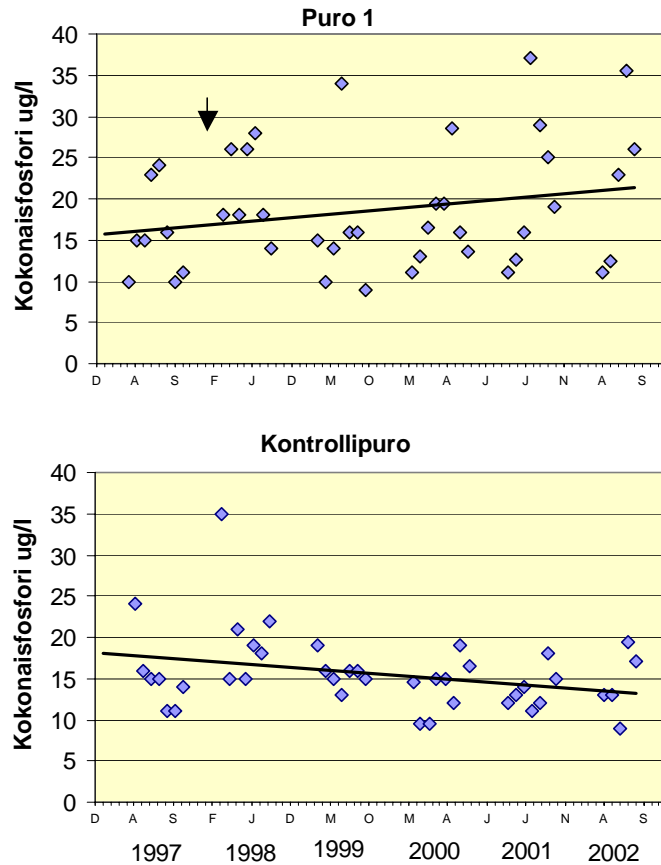
3 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

3.1 Huuhtoumat valuma-alueelta

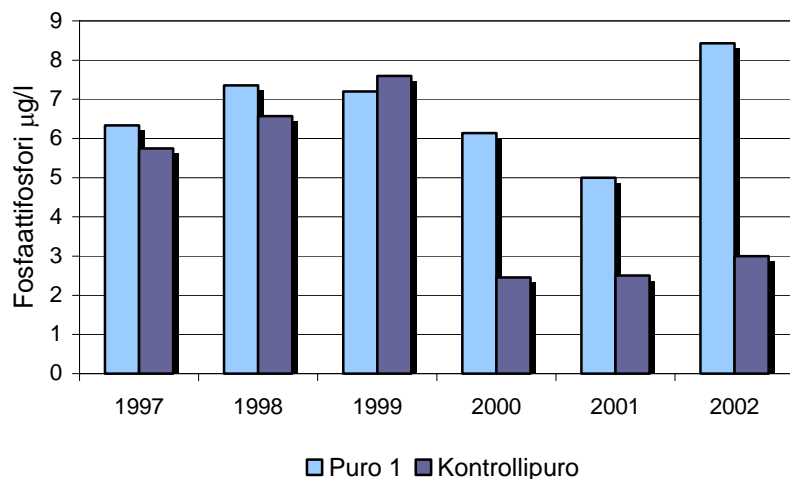
Nimettömän valuma-alueella seurattiin sekä lannoitetulta että lannoittamattomalta turvemaalta tulevien purojen veden kemiaa koko tutkimusjakson ajan (liite 1). Turvemaalta virtaavan veden laatu vaihteli touko-lokakuun välisenä aikana vuosikeskiarvojen perusteella vain vähän. Veden pH vaihteli kontrollipurossa välillä 5.6–5.8 ja käsitellyltä turvemaalta tulevassa purossa välillä 6.0–6.2. Lannoitus ei näyttänyt muuttavan valuma-alueelta huuhtoutuvien ravinteiden määrää, sillä vastaavasti vuosittaiset kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 13–18 µg/l ja 18–24 µg/l. Tutkimusvuosien aikana fosforipitoisuuksien kuukausikeskiarvot kasvoivat lievästi lannoitetulta turvemaalta tulevassa purossa. Samalla yksittäisiä, korkeita pitoisuuksia mitattiin usein loppukesästä (kuva 3). Sen sijaan lannoittamattomalta turvemaalta tulevassa purossa oli havaittavissa laskeva suuntaus kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuuksissa (kuvat 3 ja 4).

Sekä lannoitetulta että käsittelemättömältä valuma-alueelta tullut fosforikuormitus vähentyi tutkimusjakson aikana (kuva 5). Tämä johtui lähinnä purojen virtaamien pienentymisestä, sillä kesinä 1999–2002 pitkät, lähes sateettomat jaksot olivat tavallisia (kuva 6). Tällöin purot saattoivat kuivua lyhyiksi ajanjaksoiksi kokonaan. Tutkimusjakson vuosista 1998 oli sateisin. Silloin Lammin biologisen aseman mittauspisteen mukaan paikkakunnalla satoi n. 30 % (765 mm) enemmän kuin vähäsateisimpana vuonna 1999 (587 mm).

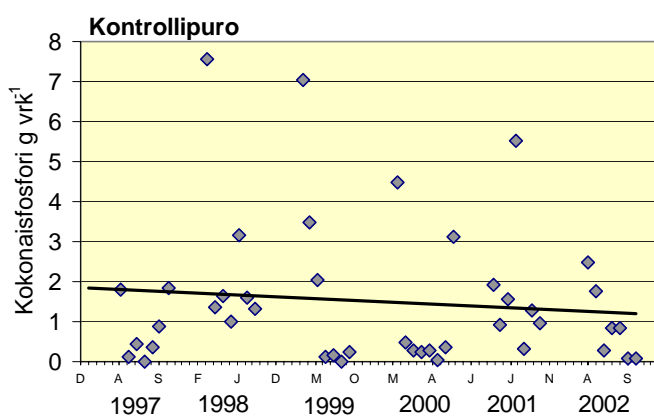
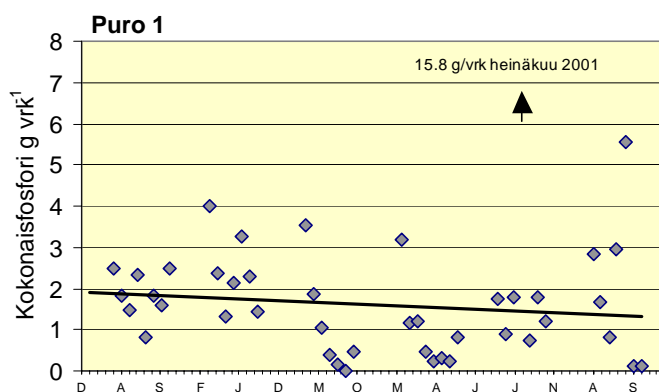
Selvimmän tuhkalannoituksen vaikutus näkyi kaliumin huuhtoutumisessa valuma-alueelta. Lannoitetun turvemaan purossa kaliumpitoisuudet nousivat nelinkertaisiksi talvella tehdyn tuhkalannoituksen jälkeisenä keväänä. Seuraavina vuosina pitoisuudet laskivat, mutta ovat pysyneet koko tutkimusjakson ajan hieman aikaisempaa korkeammalla tasolla (kuva 7).



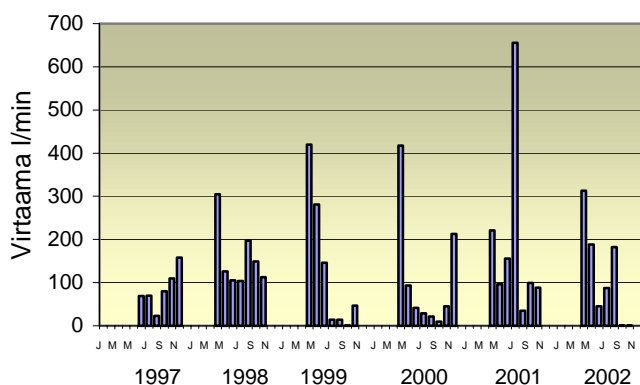
Kuva 3. Fosforipitoisuuksien kuukausikeskiarvot ja lineaarinen trendi-kuvaaja Nimettömän puroissa huhti-marraskuussa vv. 1997–2002. Nuoli osoittaa tuhkalannoitusajankohdan. Puro 1 virtaa lannoitetulta ja kontrollipuro lannoittamattomalta turvemaalta.



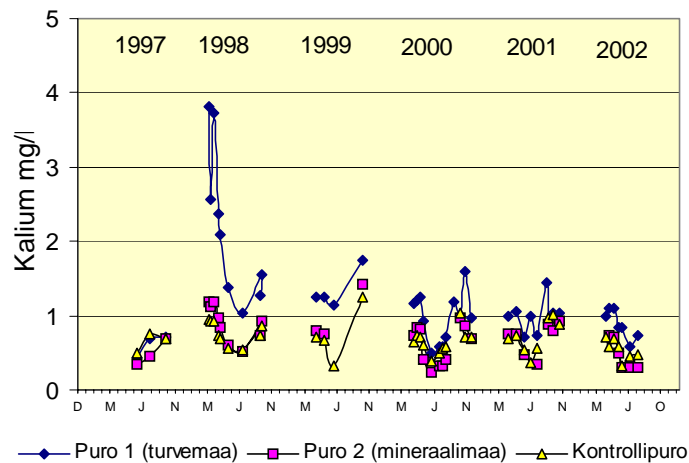
Kuva 4. Keskimääräinen fosfaattifosforin pitoisuus Nimettömän valuma-alueelta virtaavissa puroissa vv. 1997–2002.



Kuva 5. Puroveden fosforipitoisuuden ja virtaaman perusteella lasketut fosforikuormituksen kuukausikeskiarvot Nimettömän puroissa vv. 1997–2002. Heinäkuun 2001 korkea arvo purossa 1 ei ole mukana trendisuorassa.



Kuva 6. Nimettömään laskevien purojen yhteenlasketut kuukausivirtaamat huhti-marraskuun välisenä aikana vuosina 1997–2002.



Kuva 7. Kaliumpitoisuudet Nimettömän puroissa vv. 1997–2002.

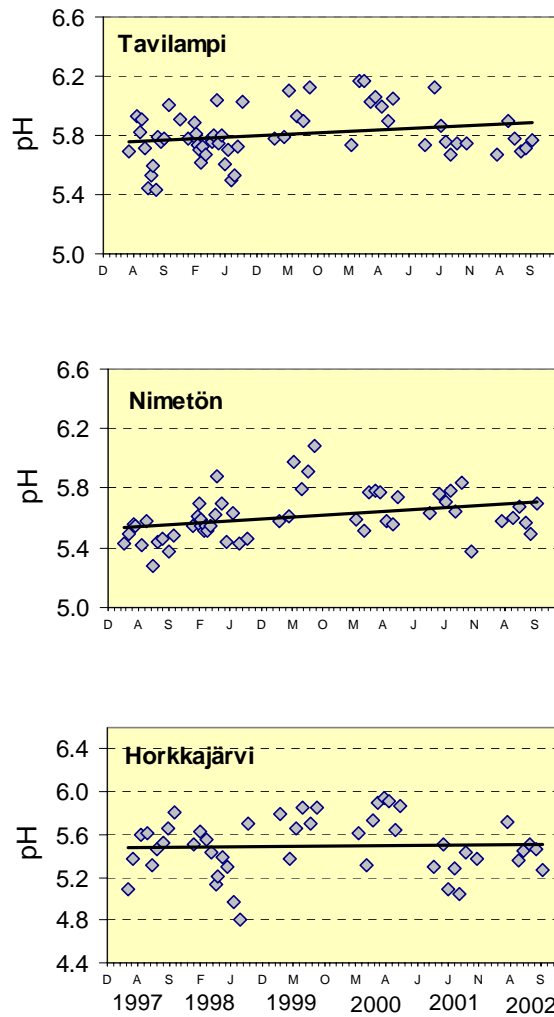
3.2 Vaikutukset järven veden laatuun ja eliöstöön

Tuhkalannoituksen vaikutuksia järveden laatuun selvitettiin seuraamalla viiden vuoden ajan veden kemiallisia ominaisuuksia kolmessa tutkimusjärvessä (liitteet 2–4). Järvien pintaveden kemiassa esiintyy vuosittaista vaihtelua, joka pienissä metsäjärvisä johtuu pääosin sääolosuhteista ja valuma-alueella tapahtuvista muutoksista.

Kontrollijärvenä toimineen Horkkajärven veden laadussa vuosittainen vaihtelu näkyy mm. veden pH:ssa ja kokonaisfosforipitoisuuksissa (kuvat 8 ja 9). Kuusi vuotta kestäneen tutkimusjakson aikana kuukausikeskiarvoissa ei kuitenkaan ole havaittavissa selvää nousevaa tai laskevaa suuntausta. Sen sijaan Nimettömässä ja Tavilammessa veden pH:ssa oli havaittavissa lievää nousua. Tavilammessa ei todettu kovin alhaisia pH-arvoja tuhkalannoituksen jälkeisinä vuosina. Tavilammessa todettiin lievää nousua myös kokonaisfosforin ja levien klorofyllin pitoisuuksissa (kuvat 9 ja 10). Sen sijaan Nimettömässä, jonka valuma-alueen lannoitusala oli pienempi, pitoisuudet laskivat selvästi tutkimusjakson aikana. Myös kontrollijärvessä klorofyllipitoisuudet laskivat.

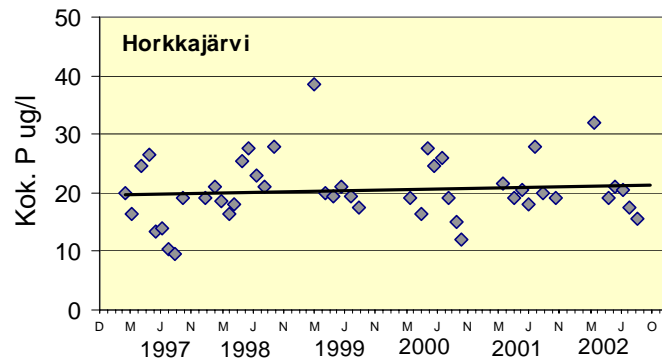
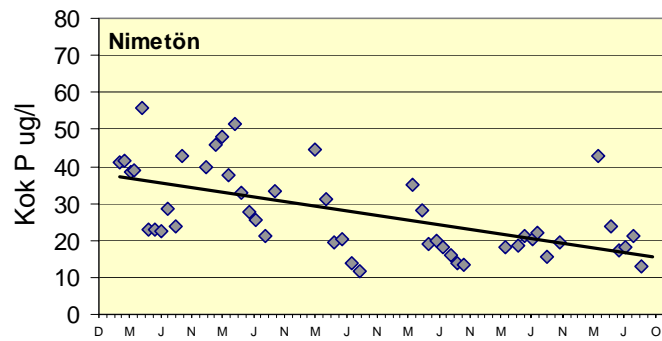
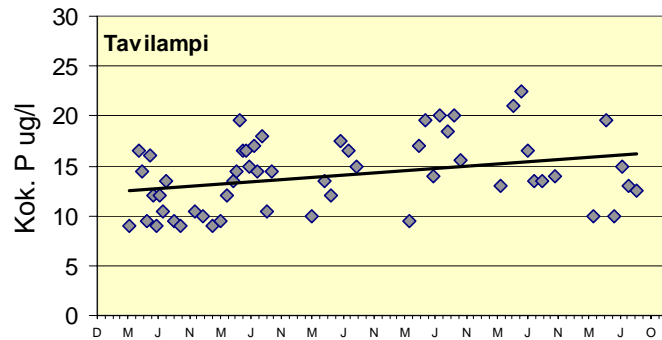
Tuhkalannoitusalueiden lisääntynyt kaliumhuuhtouma näkyi myös järvissä. Pintaveden kaliumpitoisuudet lähes kaksinkertaistuivat lannoituksen jälkeen palautuen kuitenkin tutkimusjakson aikana lähes lannoitusta edeltäneelle tasolle (kuva 11). Toinen selvä muutos tuhkalannoituksen jälkeen oli pintaveden rautapitoisuuksien lasku. Tätä ei havaittu kontrollijärvessä.

Muutokset järvien kemiassa keskittyivät pintaveteen, sillä vähähappisessa alusvedessä ei havaittu selviä muutoksia (liitteet 2–4).

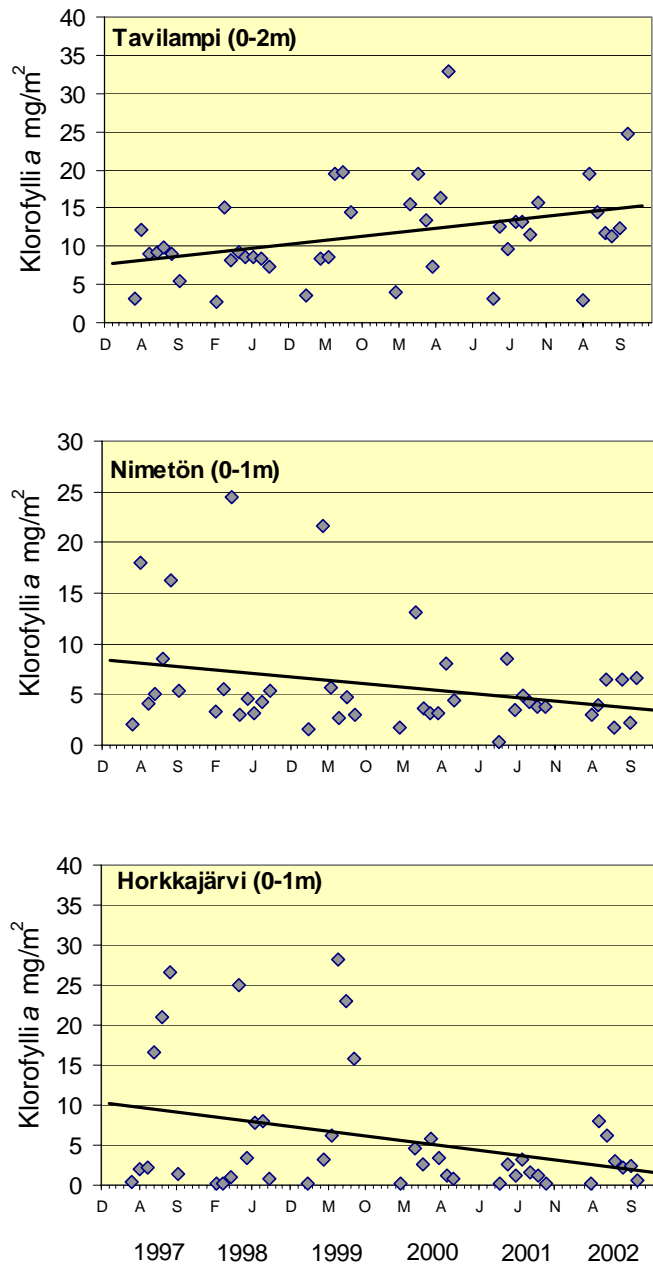


Kuva 8. Pintaveden (0–1 m) pH tutkimusjärvissä vuosina 1997–2000.

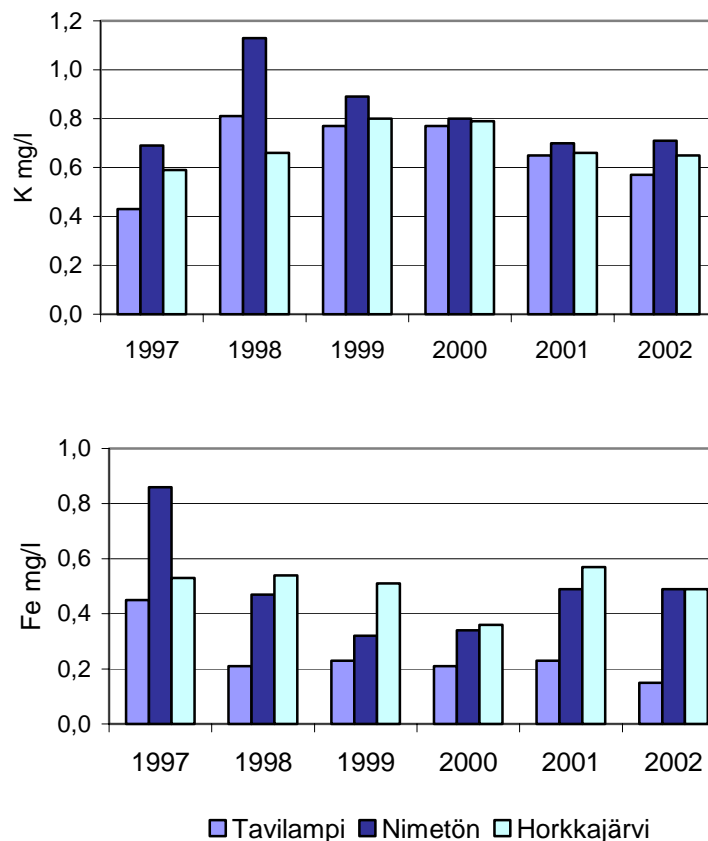
Lannoitetun mineraalimaan huuhtoumissa ei tutkimusjakson aikana tapahtunut selviä muutoksia, joskin näytteenottopisteen sijainnin vuoksi tuloksiin tulee suhtautua varovaisesti (liite 1). Rinteessä sijainneelta lannoitusalueelta virtasi vettä näytteenottopuroon vain satunnaisesti. Mahdolliset muutokset huuhtoumissa ovat saattaneet peittyä mineraalimalta huuhtoutuvien vesien sekoittuessa lannoittamattomalta turvemaalta tulevaan, virtaamaltaan runsaampaan puroon.



Kuva 9. Pintaveden (0–1 m) kokonaisfosforipitoisuudet tutkimusjärvissä vuosina 1997–2002.

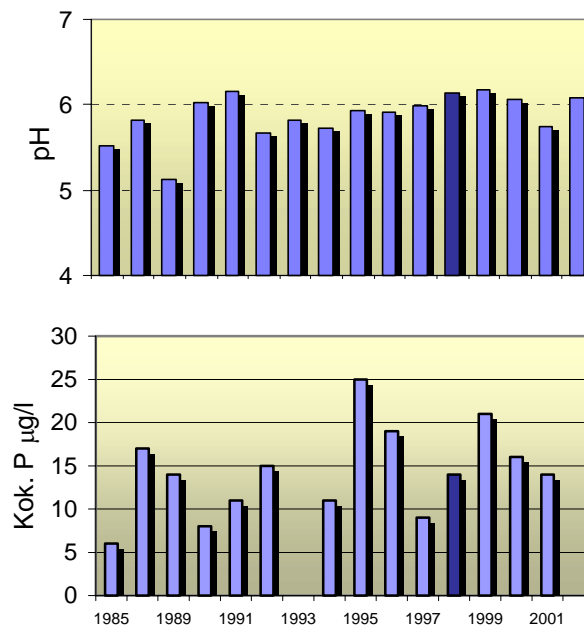


Kuva 10. Klorofylli a –pitoisuuksien kuukausikeskiarvot tutkimusjärvisissä touko-lokakuun aikana vuosina 1997–2002.

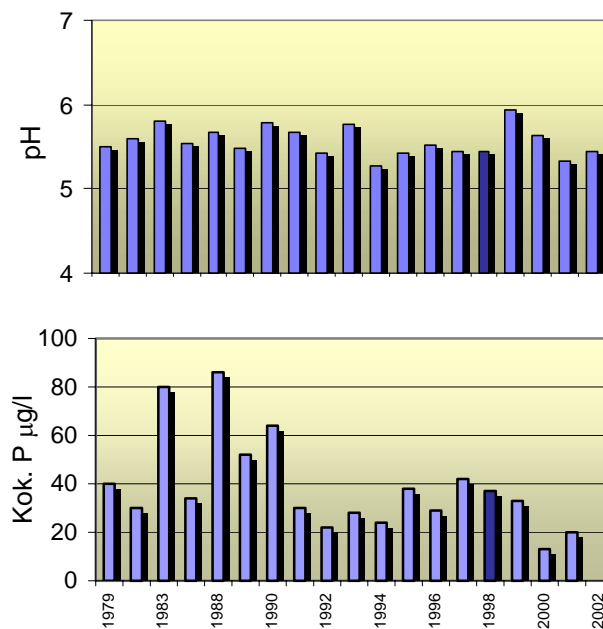


Kuva 11. Kaliumin ja raudan keskimääräiset pitoisuudet tutkimusjärvien pintavedessä (0–2 m) touko-syyskuun välisenä aikana vv. 1997–2002.

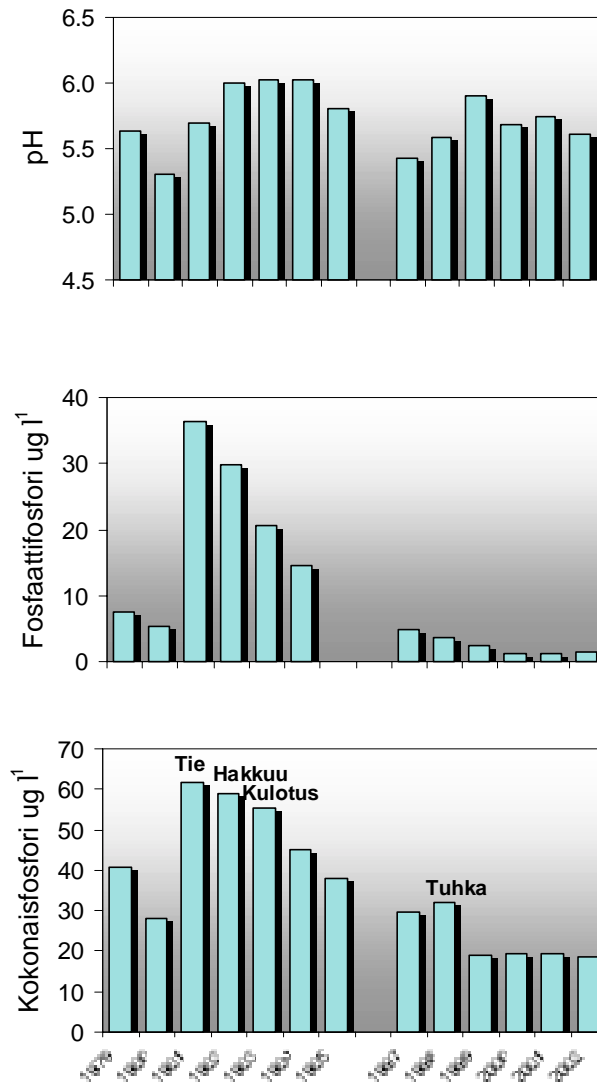
Järvien veden laadusta on olemassa myös pitkäaikainen havaintosarja, jossa järvien pintaveden kemialla on analysoitu syksyisin. Näytteenotto on tapahtunut lokakuussa, jolloin veden sekoittuminen on käynnissä ja veden tulisi olla tasalaatuista koko kiertävässä vesipatsaassa. Tavilammesta havaintoja on 1980-luvun puolivälistä lähtien ja Nimettömästä v. 1979 lähtien (kuvat 12 ja 13). Syksyiset vedenlaatutulokset osoittavat, että pintaveden pH ja fosforipitoisuudet saattavat vaihdella vuosittain. Tuhkalannoitus ei näyttänyt vaikuttavan veden laatuun. Ongelmana tällaisessa tarkastelussa on se, että ei voida varmasti sanoa, onko vesipatsas ollut näytteenottohetkellä kunnolla sekoittunut, mikä saattaa vaikuttaa eroihin vuosittaisissa ravinnepitoisuuksissa.



Kuva 12. Tavilammen pintaveden pH ja kokonaisfosforipitoisuus lokakuussa vv. 1985–2002. Valuma-alueen tuhkalannoitus tehtiin v. 1998 (tummempi pylväs).



Kuva 13. Nimettömän pintaveden pH ja kokonaisfosforipitoisuus lokakuussa vv. 1979–2002.

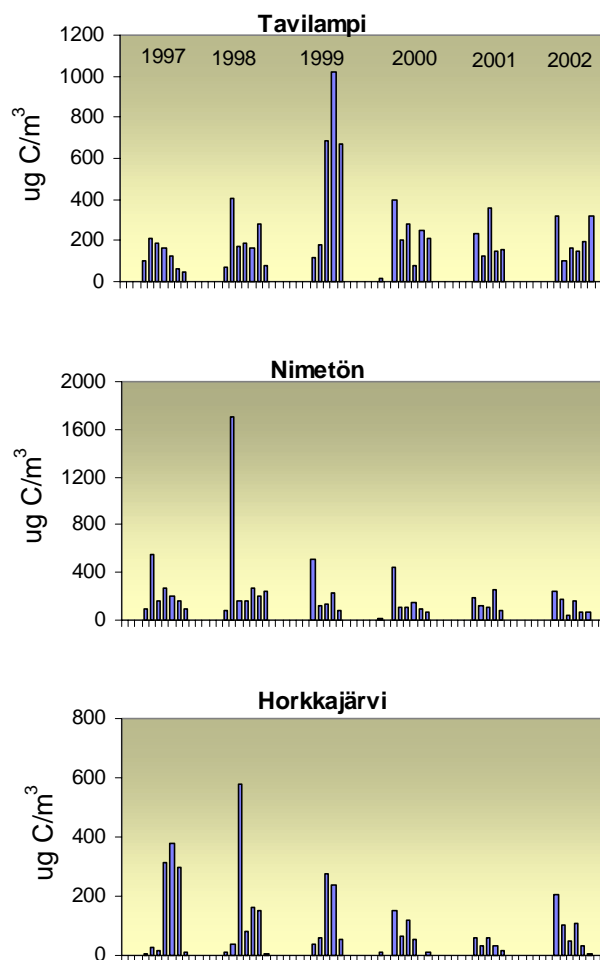


Kuva 14. Keskimääräinen pintaveden pH, fosfaatti- ja kokonaisfosforipitoisuus touko-syyskuussa Nimettömässä vv. 1979–1985 ja 1997–2002.

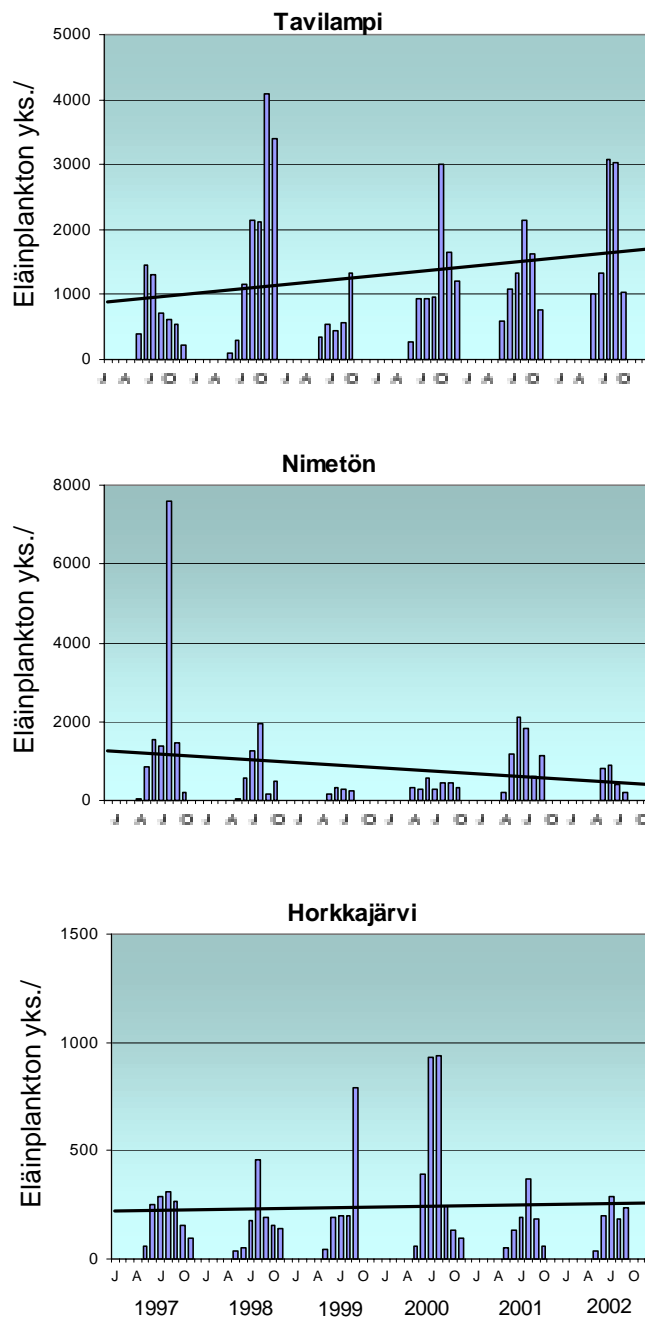
Nimetöntä on tutkittu myös 1980-luvun alussa, jolloin selvitettiin järven valuma-alueella suoritettujen hakkuiden ja kulotuksen vaikutuksia järven ekosysteemiin (Rask et al. 1993). Näitä vuosien 1979–1985 tuloksia voidaan verrata tässä tutkimuksessa saatuihin tuloksiin. Hakuut ja kulotus sekä tien rakentaminen alueelle ovat vaikuttaneet selvästi enemmän Nimettömän veden kemiaan kuin tuhkalannoitus (kuva 14). Aikaisemmat valuma-alueen käsittelyt nostivat selvästi ravinnepitoisuuksia, joka näkyi myös lisääntyneenä levien kasvuna. Tuhkalannoituksen selvin vaikutus järven pintaveden kemiassa oli lievä veden happamuuden lasku. Koska valuma-alueen käsittely tapahtui 1980-luvulla selvästi laajemmalla alueella kuin tuhkalannoitus, johtopäätöksissä eri käsittelyjen suhteellisesta vaikutuksesta on syytä olla varovainen. Tulokset kuitenkin osoittavat kiistatta, että tutkimuksessa käytetyllä tuhkamäärällä ja käsittelyn ollessa alle 11 % valuma-alueesta, riski ravinnepitoisuuksien kasvuun järvessä on vähäinen.

Tavilammella, jossa valuma-alueen lannoitusala oli suurempi kuin Nimettömällä, havaittiin lievää ravinnepitoisuuksien kasvua. Tämä ei kuitenkaan johtanut järven rehevöitymiseen, vaikka klorofyllin ja kasviplanktonin määrä hieman lisääntyi lannoituksen jälkeen (kuvat 10 ja 15). Myös kasviplanktonia ravinnokseen käyttävän eläinplanktonin määrä kasvoi. Vastaavaa ei havaittu Nimettömässä tai Horkkajärvässä (kuva 16). Tavilammessa ahvenen kasvu oli nopeampaa vuoden 1998 jälkeen pyydetyillä kaloilla. Tämä viittaa niin ikään järven parantuneeseen ravintotilanteeseen lannoituksen jälkeisinä vuosina. Horkkajärvässä vastaavaa muutosta ahvenen kasvussa ei ollut havaittavissa (kuva 17).

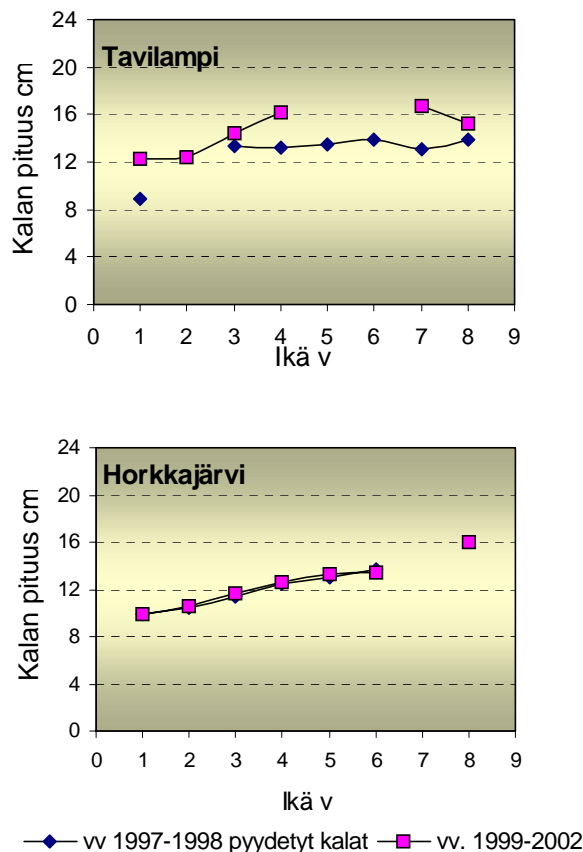
Kohonneista ravinne- ja planktonmääristä huolimatta Tavilammen tila ei ole oleellisesti muuttunut ja esimerkiksi järven happitilanne ei ole huonontunut tutkimusjakson aikana (liitteet 2–4). Rehevyysluokituksen (Forsberg & Ryding 1980) mukaan järvi on ollut ennen ja myös lannoituksen jälkeen keskiravinteinen eli mesotrofinen. Tulokset viittaavat kuitenkin siihen, että käytettäessä vastaavia tuhkamääriä (n. 6 400 kg/ha) ja lannoitusalan käsittäessä yli 20 % valuma-alueesta, alapuolisessa vesistössä voidaan odottaa tapahtuvan muutoksia järven tilassa. Tavilammessa tuhkalannoituksen aiheuttama muutos on saattanut olla kalakantojen kannalta positiivinen veden happamuuden vähentyessä ja ravintotilanteen parantuessa.



Kuva 15. Kasviplanktonin määrän kuukausikeskiarvot pintavedessä (0–1 m) tutkimusjärvissä huhti-lokakuun välisenä aikana vv. 1997–2002



Kuva 16. Keskimääräiset kuukausittaiset eläinplankton-tiheydet tutkimusjärvissä touko-marraskuun aikana vv. 1997–2002.

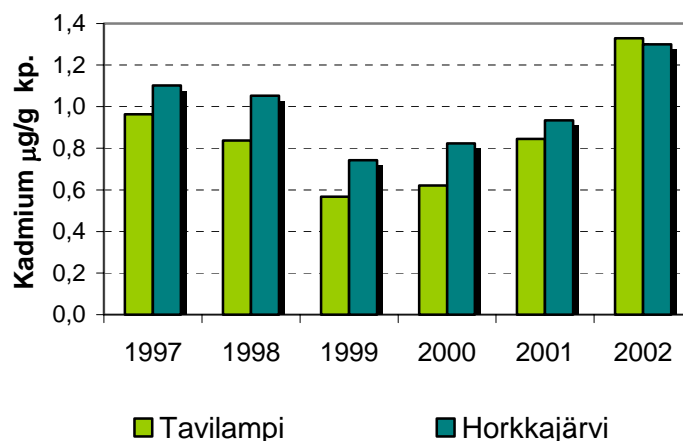


Kuva 17. Tavilammesta ja Horkkajärvestä vv. 1997–98 ja vv. 1999–2002 pyydettyjen ahventen kasvukäyrät (kalojen keskimääräinen pituus kussakin ikäluokassa).

3.3 Raskasmetallien kertyminen vesieliöihin

Raskasmetallien huuhtoumia valuma-alueelta on vaikea todentaa, koska niiden pitoisuudet ovat lähellä määritysrajaa ja siten pieniä muutoksia pitoisuuksissa ei voida luotettavasti mitata. Raskasmetallien huuhtoumista voidaan kuitenkin tarkastella selvittämällä eri ajanjaksoina järveen kulkeutuneiden aineiden määrää järven pohjakerrostumista tai määrittämällä aineiden kertyminen eliöstöön. Jos valuma-alueelta huuhtoutuu tavallista enemmän raskasmetalleja, näkyy se ajan kuluessa kohonneina pitoisuuksina järven eliöissä (Chen et al. 2000). Tässä tutkimuksessa selvitettiin raskasmetallien kertymistä vesisiirroiin ja ahveniin (taulukot 4 ja 5). Molemmat lajit ottavat raskasmetalleja sekä suoraan vedestä että ravinnon kautta (van Hatsum et al. 1989, Mason et al. 2000). Erityistarkastelun kohteeksi otettiin kadmium, joka on ehkä ongelmallisoin tuhkalannoituksen mukana valuma-alueelle joutuvista raskasmetalleista.

Vesisiirujen keskimääräinen kadmiumpitoisuus oli suurempi kontrollijärvenä toimineessa Horkkajärvässä kuin Tavilammessa (kuva 18). Vuosittain pitoisuudet vaihtelivat 0.6 ja 1.3 µg Cd/g kuivapainoa (kp.) välillä. Ainoastaan v. 2002 vesisiirujen keskimääräinen kadmiumpitoisuus oli hieman korkeampi Tavilammessa kuin Horkkajärvässä. Vuosittaiset vaihtelut pitoisuuksissa olivat samansuuntaisia molemmissa järävissä. Tulosten perusteella tuhkalannoitus ei lisännyt vesisiirujen kadmiumpitoisuutta. Vesisiirujen kromipitoisuudet nousivat molemmissa järävissä kahden viimeisen vuoden aikana, mutta kasvuun vaikuttavat tekijät jäivät avoimiksi.



Kuva 18. Vesisiirujen keskimääräinen kadmiumpitoisuus tutkimusjärävissä vv. 1997–2002.

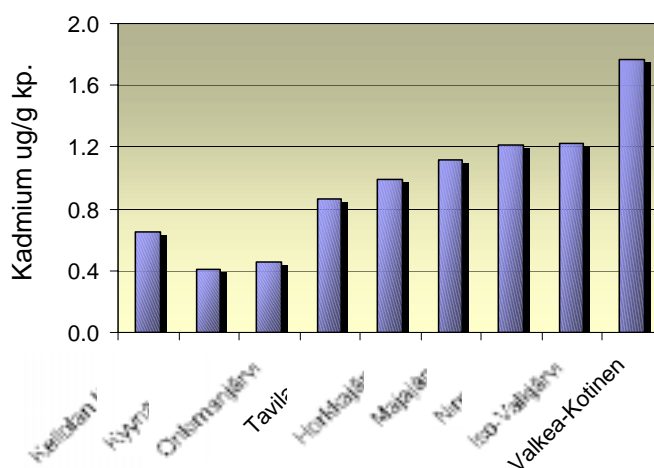
TAULUKKO 4 Vesisiirujen keskimääräiset kadmium-, kromi- ja elohopeapitoisuudet Tavilammessa ja Horkkajärvässä vv. 1997–2002.

Järvi	Vuosi	Cd	Cr µg/g kp.	Hg
Tavilampi	1997	0.96	3.0	
	1998	0.84	2.8	
	1999	0.57	2.0	0.08
	2000	0.62	2.7	0.13
	2001	0.85	6.1	
	2002	1.33	15.7	0.37
Horkkajärvi	1997	1.10	4.2	
	1998	1.05	4.5	
	1999	0.74	3.1	0.25
	2000	0.82	3.9	0.03
	2001	0.93	5.3	
	2002	1.30	12.1	0.92

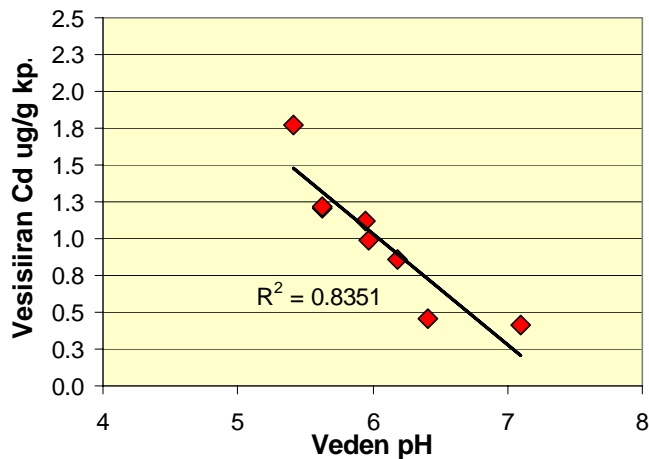
TAULUKKO 5 Tavilammesta ja Horkkajärvestä pyydettyjen ahventen keskimääräinen pituus, paino, ikä ja lihaksen ja maksan raskasmetallipitoisuus vuosina 1997–2002.

Järvi	Vuosi	Pituus, cm	Paino, g	Ikä, v	Lihäs			Maksa, Cd µg/g mp.
					Cd	Cr µg/g kp.	Hg	
Tavilampi	1997	11.9	20	6	0.023	0.8	0.8	0.26
	1998	14.3	32	6	0.018	0.8	0.4	
	1999	13.6	27	5	0.025	0.6	0.5	
	2000	14.0	33	3	0.038		0.4	
	2001	15.3	42	8	0.029	2.8		
	2002	14.5	34	3	0.028	1.2	0.7	
Horkkajärvi	1997	11.4	18	3	0.029	0.6	1.9	0.67
	1998	12.0	19	4	0.026	0.7	1.2	
	1999	12.7	24	4	0.030	0.5	2.4	
	2000	13.6	29	5	0.022		0.8	
	2001	13.3	26	6	0.039	3.3		
	2002	12.0	17	4	0.037	1.8	2.6	

Halusimme selvittää vesisiirtojen kadmiumpitoisuuksien vaihtelun syitä tarkemmin, joten keräsimme tutkimusjärvien lisäksi vesisiirtoja kuudesta muusta lähialueella sijaitsevasta humuspitoisesta järvestä. Vesisiirtojen keskimääräiset kadmiumpitoisuudet vaihtelivat 0.4 ja 1.8 µg Cd/g kp. välillä (kuva 19).



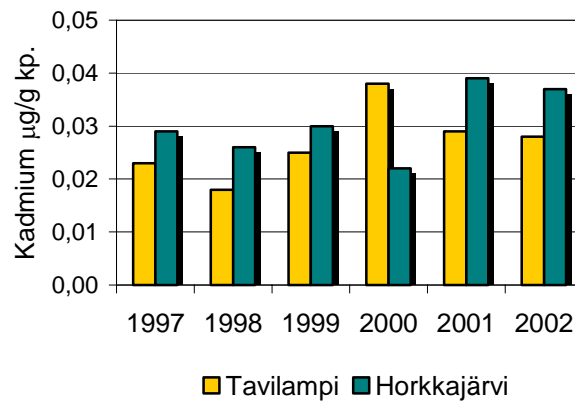
Kuva 19. Vesisiirtojen keskimääräinen kadmiumpitoisuus lähdevedessä ja eri järvissä.



Kuva 20. Vesisiiran kadmiumpitoisuuden ja järveden pH:n välinen riippuvuus.

Korkeimmat pitoisuudet löytyivät Kotisen aarnialueella sijaitsevasta Valkea-Kotinen järvestä, jonka valuma-alue on luonnontilainen. Alhaisimmat pitoisuudet löytyivät Kyynäröjärvestä, joka on rehevä, maatalousvaltaisella valuma-alueella sijaitseva järvi. Siirojen kadmiumpitoisuuksien ja järveden happamuuden välillä oli voimakas negatiivinen korrelaatio ($r = 0.91$, $p = 0.002$, $n = 8$) (kuva 20). Veden happamuus selitti 84 % havaitusta kadmiumpitoisuuden vaihtelusta tutkimusjärvien vesisiirroissa, mikä ilmeisesti myös selittää Tavilammen ja pH-arvoltaan alhaisemman Horkkajärven siirojen kadmiumpitoisuuksien eron. Tavilammen ja Horkkajärven pintaveden pH:n vuosikeskiarvon ja vesisiirojen Cd-pitoisuuksien välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevää korrelaatiota ($r = 0.58$, $p = 0.05$, $n = 12$), joten pH:n vuosittainen vaihtelu ei kokonaan selitä järvissä havaittua kadmiumpitoisuuksien vuosivaihtelua.

Ahventen lihaksesta määritetyt keskimääräiset kadmiumpitoisuudet vaihtelivat tutkimusjärvissä $0.02\text{--}0.04 \mu\text{g Cd/g kp.}$ välillä (kuva 21, taulukko 5). Horkkajärvessä pitoisuudet olivat aina hieman korkeammat lukuun ottamatta vuotta 2000, jolloin Tavilammen ahvenissa oli kontrollijärveä korkeammat pitoisuudet. Tulosten perusteella tuhkalannoitus ei lisännyt kadmiumin kertymistä Tavilammen ahveniin. Ahventen kadmiumpitoisuuksien vuosittaiset vaihtelut voivat osittain johtua pienestä otoskoosta ($n=10$) ja/tai pienistä pitoisuuksista, jotka heikentävät mittauksista saatujen erojen luotettavuutta. Kalojen pitoisuudet olivat noin kymmenen kertaa pienempiä kuin vesisiirojen.



Kuva 21. Keskimääräiset kadmiumpitoisuudet ahvenen lihaksessa Tavilammessa ja Horkkajärvessä vv. 1997–2002.

Vuosina 1998 ja 2000–2002 kadmiumpitoisuudet analysoitiin myös ahventen maksoista (taulukko 5). Maksojen pitoisuudet olivat lihasten tapaan selvästi suurempia Horkkajärvessä. Tavilammessa kadmiumpitoisuudet kaksinkertaistuivat vuonna 2001. Koska sama ilmiö tapahtui myös Horkkajärvessä, syynä ei voi olla tuhkalannoituksesta johtuva kadmiumin huuhtoutuminen järveen. Useiden tutkimusten mukaan kaloilla kadmium kertyy, nisäkkäiden tapaan, erityisesti maksaan ja munuaisiin (Mason et al. 2000, Olsvik et al. 2001, Lodenius et al. 2002). Happamoituneista järvistä (pH < 5.7) on löydetty ahventen maksoista selvästi korkeampia kadmiumpitoisuuksia kuin happamuudeltaan neutraaleista järvistä (Berninger & Pennanen 1995).

Pienissä metsäjärvissä ahventen ravinto saattaa muodostua suurelta osin pohjaeläimistä ja vesisiirujen osuus voi olla huomattava (Raitaniemi et al. 1988, Tulonen et al. 2000). Horkkajärvessä, missä kalojen pohjaeläinravinnosta jopa 50 % voi koostua vesisiirroista, vuosittaisten vesisiirujen ja kalojen kadmiumpitoisuuksien välille ei saatu tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota ($r = 0.40$, $p = 0.29$, $n = 6$). Myöskään kalojen iän, sukupuolen tai koon ja kalojen kadmiumpitoisuuksien välillä ei havaittu merkitsevää riippuvuutta.

Selvitimme myös, vaikuttaako valuma-alueen tuhkalannoitus elohopean huuhtoutumiseen ja kertymiseen kaloihin. Tavilammessa ahventen elohopeapitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin tummavetisemmässä ja happamuudeltaan alhaisemmassa Horkkajärvessä (taulukko 5). Aikaisempien Evon alueella tehtyjen tutkimusten mukaan humuspitoisissa järvissä on todettu korkeampia elohopeapitoisuuksia kuin kirkasvetisissä järvissä (Metsälä & Rask 1989). Myös happamissa järvissä (pH 4.5–5.2) ahvenen elohopeapitoisuudet ovat korkeampia kuin vähemmän happamissa (pH 5.9–7.0) järvissä (Verta et al. 1990). Tavilammen elohopeapitoisuuksissa ei havaittu selvää nousua tai laskua, joten tuhkalannoituksella ei tutkimusjakson aikana ollut vaikutusta elohopean kulkeutumiseen järveen.

4 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tulosten perusteella voidaan päätellä, että tutkimuksessa käytetystä, itseko-
vetetusta puutuhkasta huuhtoutuu fosforia vain vähäisessä määrin. Fosforia
tiedetään huuhtoutuvan tuhkalannoitteesta selvästi hitaammin kuin esimer-
kiksi kaupallisista PK-lannoitteista (Silferberg 1998). Myös verrattaessa
muuhun metsänkäsittelyyn, kuten metsänhakkuisiin ja sen yhteydessä suori-
tettuun kulotukseen (Arvola et al. 1990, Rask et al. 1993), vaikutukset oli-
vat vesistöjen kannalta vähäisempiä. Vähäinen fosforin huuhtoutuminen
tuhkalannoitetulta valuma-alueelta voi kuitenkin jatkua pitkään, sillä tuhka-
lannoitettujen alueiden maaperän ravinnepitoisuuksien ja pH-arvojen on to-
dettu pysyvän korkealla tasolla kymmeniä vuosia (Moilanen & Issakainen
2000). Tuhkalisäyksen happamuutta vähentävä vaikutus rajoittuu kuitenkin
turpeen pintakerrokseen. Evon lannoitusalueella pintaturpeen (0–7 cm) vesi-
liukoiset fosforipitoisuudet nousivat lannoituksen jälkeen ja myös maaperän
pH nousi keskimäärin arvosta 4.0 pH-arvoon 5.7 (Mäkinen et al. 1999). Fos-
forin liukenemiseen ja huuhtoutumiseen vaikuttavat maaperän happamuu-
den ja mm. alumiini- ja rautapitoisuuksien lisäksi oleellisesti myös turpeen
vesitalous, vedenpidättämiskyky ja veden liikkuminen turvemaassa. Selviä
piikkejä fosforinkuormituksessa voi olettaa tapahtuvan esimerkiksi rankko-
jen sateiden yhteydessä. Pitkäaikaisen, mutta määrältään vähäisen fosfori-
huuhtouman vaikutukset eivät välttämättä näy alapuolisessa vesistössä äkki-
näisenä muutoksena, vaikka pitkällä aikavälillä tapahtuisi rehevöitymistä.
Tämän tutkimuksen perusteella voimme todeta, että riski fosforikuormituk-
sen selvään lisääntymiseen ja alapuolisen järven rehevöitymiseen tuhkalan-
noituksen jälkeen on vähäinen edellyttäen, että lannoitusala ei ylitä 20 %
valuma-alueesta ja lisätty tuhkamäärä on samaa suuruusluokkaa kuin tässä
tutkimuksessa käytetty. Tuhkalannoituksen vaikutukset vesistössä voivat
olla suurempia, jos lannoituksen yhteydessä suoritetaan ojien perkausta tai
alueelle tehdään levitystä varten ajouria.

Turvemaalla havaittiin vaihtuvan kadmiumin pitoisuuksien nousua lannoit-
uksen jälkeen (Mäkinen et al. 1999). Vaihtuvan kadmiumin kulkeutuminen
vesistöön valumavesien mukana jäi kuitenkin avoimeksi, sillä mahdollista
kulkeutumista ei voitu luotettavasti selvittää pienten pitoisuuksien takia.
Järven vesisiirat ja ahvenet eivät kuitenkaan keränneet kadmiumia elimis-
töönsä tavallista suurempia määriä tutkimusjakson aikana. Myöskään elo-
hopeapitoisuuksissa ei tapahtunut muutoksia. Siten tuhkalannoitus ei aina-
kaan lyhyellä aikavälillä lisännyt näiden raskasmetallien rikastumista ve-
siekosysteemissä. Lähtökohtana tuhkalannoituksissa tulee olla, ettei lannoit-
us lisää oleellisesti raskasmetallien määrää myöskään valuma-alueella.
Tuhkan sisältämien raskasmetallien määrää voidaan polttovaiheessa vähen-
tää teknisin toimenpitein (Obenberger & Biedermann 1998). Myös hakkuu-
jätteet sisältävät raskasmetalleja ja niiden kerääminen lannoitusalueelta en-
nen tuhkalannoitusta vähentää alueelle kohdistuvaa raskasmetallikuormitus-
ta (Egnell et al. 1998).

Kadmiumin haitallisuuden vuoksi on syytä selvittää, miten erilaiset olosuhteet vaikuttavat sen huuhtoutumiseen turvemaalta. Tällaisia tekijöitä ovat mm. pintamaan happamuuden muutokset sekä metsämaan myöhemmät käsittelyt kuten hakkuut ja maaperän muokkaus. Tarkempia selvityksiä tulisi saada myös kadmiumin käyttäytymisestä vesistöissä. Mihin ravintoketjun eri osiin kadmium kertyy ja kuinka tehokkaasti kadmium sitoutuu järven pohjakerrostumiin sekä miten veden laatutekijät vaikuttavat kadmiumin kohtaloon vesiekosysteemissä.

Tutkimuksen perusteella voimme tehdä seuraavat johtopäätökset:

1. Tuhkalannoituksen jälkeen fosforin huuhtoutuminen valuma-alueelta vesistöön oli vähäistä.
2. Tuhkalannoitusalan pysyessä alle 20 % valuma-alueesta, vaikutukset järvissä ovat vähäisiä.
3. Tuhkalannoitus ei lisännyt kadmiumin huuhtoutumista valuma-alueelta vesistöön.
4. Tuhkalannoituksen pitkäaikaisvaikutuksia (> 5 v) ei tunneta. Siitä syystä tutkimusalueella tulisi jatkaa seuranta raskasmetallien ja fosforin osalta.
5. Tuhkalannoitusalueilla myöhemmin tapahtuvien metsänkäsittelyjen vaikutukset ravinne- ja raskasmetallihuuhtoumiin tulee selvittää.

LÄHDELUETTELO

- Arvola, L., Salonen, K. & Rask, M.** 1990. Chemical budgets for a small dystrophic lake in southern Finland. – *Limnologia* 20:243-251.
- Berninger, K. & Pennanen, J.** 1995. Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselkä esker area in Finland. – *Water, Air, and Soil Pollution* 81:283-294.
- Chen, C.Y., Stemberger, R.S., Klaue, B., Blum, J.D., Pickhardt, P.C. & Folt, C.L.** 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 45(7):1525-1536.
- Forsberg, C. & Ryding, S.-O.** 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. – *Arch. Hydrobiol.* 89:189-207.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G.** 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. – Skogsstyrelsen Rapport 1/1998. 169 s.
- Hattum, B. van, de Voogt, P., Bosch, L. van den, Straalen, N.M. van & Joosse, E.N.G.** 1989. Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* (L.) from aqueous and dietary sources. – *Environmental Pollution* 62:129-151.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E. & Henttonen, H.** 2002. Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. – *J. Environ. Qual.* 31:188-192.
- Mason R.P., Laporte, J.-M. & Anders, S.** 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. – *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 38:283-297.
- Metsälä, T. & Rask, M.** 1989. Mercury concentrations of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish headwater lakes with different pH and water colour. – *Aqua Fennica* 19 (1):41-46.
- Moilanen, M. & Issakainen, J.** 2000. Tuhkalannoituksen metsävaikutukset. – Metsätehon Raportti 93. 38 s.
- Mäkinen, A., Pihlström, M. & Rummukainen, P.** 1999. Tuhkalannoitusprojektin kasvillisuus- ja maaperätutkimukset 1997-1999. Ekologian ja systematiikan laitos. Helsingin yliopisto. 43 s.

- Obernberger, I. & Biedermann, F.** 1998. Fractionated heavy metal separation in Austrian biomass grate-fired combustion plants approach, experiences, results. Teoksessa: Obernberger, I. (toim.): Ashes and particulate emissions from biomass combustion. Formation, characterisation, evaluation, treatment. – Thermal Biomass Utilization 3:55-76.
- Olsvik, P.A., Gundersen, P., Andersen, R.A. & Zachariassen, K.E.** 2001. Metal accumulation and metallothionein in brown trout, *Salmo trutta*, from Norwegian rivers differently contaminated with Cd, Cu and Zn. – Comparat. Biochem. and Physiol. C-Toxicol. & Pharmacol. 128 (2): 189-201.
- Pasanen, J., Louekari, K. & Malm, J.** 2001. Cadmium in wood ash used as fertilizer in forestry: Risks to the environment and human health. – Ministry of Agriculture and Forestry. Publications 5/2001. 80 s.
- Raitaniemi, J., Rask, M. & Vuorinen, P.** 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. – Ann. Zool. Fennici 25:209-219.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen K.** 1993. Valuma-alueen avohakkuun ja kuloituksen vaikutukset pienen järven limnologiaan. – Teoksessa: Lappalainen, A. & Rask, M. (toim.) Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalantutkimuksia Fiskundersökningar 69. s. 1-12.
- Ruoho-Airola, T.** 1995. Bulk deposition. – Teoksessa: Bergström, I., Mäkelä, K. & Starr, M. (toim.), Integrated Monitoring Programme in Finland. First National Report. Ministry of the Environment, Environmental Policy Department, Helsinki. Report 1:54-58.
- Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojeluosasto. Muistio 5. 1994. Helsinki. 218 s.
- Silfverberg, K.** 1998. The leaching of nutrients from ash- and PK-fertilised peat. – Suo 49 (4)115-123.
- Tulonen, T., Ollila, S. & Arvola L.** 2000. Tuhkalannoituksen vesistövaikutukset. Metsätehon raportti 87. 43 s.
- Tulonen, T., Arvola, L., Ollila, S.** 2002. Limnological effects of wood ash application to the subcatchments of boreal, humic lakes. - J. Environ. Quality 31:946-953.
- Verta, M., Mannio, J., Iivonen, P., Hirvi, J.-P., Järvinen, O. & Piepponen, S.** 1990. Trace metals in Finnish headwater lakes – effects of acidification and airborne load. – Teoksessa: Kauppi et al. (toim.) Acidification in Finland. s. 883-908.

Nimettömän purovesien kemialliset analyysitulokset. Tulokset ovat keskiarvoja touko-lokakuun välisenä aikana otetuista vesinäytteistä.

Puro 1 = Lannoitettu turvemaa, Puro 2 = Lannoitettu mineraalimaa, Puro 3 = Kontrollipuro, lannoittamaton turvemaa

Näyte Vuosi	pH	Alkali- niteetti mmol/l	Johto- kyky µS/cm	Väri mg Pt/l	PO ₄ µg/l	Epäorg. N µg/l	Kok. N µg/l	Kok. P µg/l	Liuen. org. C mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	K mg/l	Na mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l
PURO 1																	
1997	6.00	0.11	33	370	6.3	43	612	18	17	0.96	3.93	0.61	1.82	3.74	1.17	0.04	1.00
1998	5.98	0.13	43	383	7.4	53	619	22	14	2.19	5.80	1.69	1.88	3.57	1.08	0.02	0.61
1999	6.16	0.12	35	185	7.2	59	328	15	13	0.88	5.60	1.21	1.64	3.17	0.95	0.01	0.38
2000	6.11	0.13	42	286	6.1	50	545	19	18	1.12	7.52	0.87	1.99	4.51	1.33	0.03	0.71
2001	6.09	0.13	36	312	5.0	64	587	21	19	1.07	5.17	0.99	1.92	4.24	1.20	0.04	0.84
2002	6.14	0.14	31	337	8.4	100	646	24	23	0.96	3.68	0.82	1.78	3.68	1.07	0.02	0.72
PURO 2																	
1997	5.62	0.06	37	316	2.4	20	520	11	16	0.93	7.53	0.50	1.67	4.07	1.28	0.03	0.73
1998	5.77	0.07	35	360	4.3	37	562	13	15	1.32	5.85	0.77	1.43	3.14	1.01	0.01	0.41
1999	5.85	0.05	32	213	3.3	41	370	10	16	0.83	6.35	0.78	1.38	2.80	0.89	0.01	0.43
2000	5.61	0.07	45	226	1.9	22	438	10	17	1.06	10.15	0.48	1.78	4.36	1.31	0.01	0.44
2001	5.75	0.06	40	280	1.4	33	513	12	21	0.92	8.88	0.70	1.72	4.74	1.39	0.01	0.53
2002	5.70	0.06	33	264	2.2	36	530	14	20	0.99	7.16	0.43	1.53	3.79	1.11	0.01	0.50
PURO 3																	
1997	5.83	0.07	36	263	5.8	24	467	15	14	0.98	7.03	0.65	1.64	3.70	1.17	0.02	0.34
1998	5.64	0.07	34	343	6.6	43	567	18	14	0.90	6.30	0.68	1.33	3.03	0.99	0.01	0.30
1999	5.79	0.07	32	209	7.6	59	328	15	13	0.80	6.47	0.57	1.31	2.80	0.93	0.01	0.20
2000	5.76	0.08	43	227	2.5	25	442	13	16	1.04	9.49	0.58	1.70	4.57	1.33	0.01	0.30
2001	5.70	0.08	41	266	2.5	49	522	14	20	0.99	8.61	0.72	1.66	4.75	1.39	0.01	0.34
2002	5.80	0.07	32	200	3.0	46	416	14	16	1.07	6.92	0.51	1.50	3.53	1.07	0.00	0.25

Tavilammen veden kemia touko-syyskuun välillä

Syvyys	Vuosi	Keskia. Hajonta	pH	Alkaliniteetti mmol/l	Johtokyky uS/cm	Väri mg Pt/l	PO ₄ -P ug/l	Kok. P ug/l	NO ₂ +NO ₃ ug/l	NH ₄ ug/l	Kok. N ug/l	Liennut org. C mg/l	Hiukkasm. org. C mg/l	Klor <i>a</i> 0-2m ug/l	
0-2 m	1997	x	5.71	0.03	28	146	1.0	12	21	19	439	10.4	0.75	5.2	
		sd	0.20	0.01	1	10	0.0	3	28	29	61	0.7	0.20	2.3	
	1998	x	5.74	0.04	30	170	1.2	17	14	28	444	9.4	0.56	3.8	
		sd	0.20	0.01	2	25	0.4	4	5	32	52	0.7	0.14	1.8	
	1999	x	5.90	0.06	28	164	1.3	16	27	47	463	10.9	0.68	7.1	
		sd	0.20	0.02	3	32	0.7	6	13	66	103	0.8	0.19	3.3	
	2000	x	6.01	0.05	28	143	1.1	18	22	11	447	12.3	0.79	6.9	
		sd	0.18	0.01	1	10	0.4	3	24	11	37	2.1	0.32	2.9	
	2001	x	5.80	0.04	26	170	1.1	18	19	14	471	13.2	0.71	6.0	
		sd	0.20	0.01	2	17	0.3	5	26	2	36	0.8	0.16	1.7	
	2002	x	5.72	0.04	25	158	1.0	14	14	13	461	13.6		9.7	
		sd	0.13	0.01	2	14	0.0	4	8	18	41	0.6		5.9	
	5 m	1997	x	6.02	0.17	40	208	1.4	18	11	564	1105	12.3	1.07	
			sd	0.90	0.07	5	36	0.6	3	9	81	120	0.3	0.58	
1998		x	6.15	0.24	43	222	1.2	23	11	673	1076	10.5	0.71		
		sd	0.21	0.04	2	15	0.4	2	3	104	141	0.1	0.04		
1999		x	6.10	0.26	42	274	1.2	22	18	697	1211	15.0	0.85		
		sd	0.10	0.06	2	8	0.5	2	1	209	234	0.4	0.14		
2000		x	6.22	0.26	41	210	1.3	23	10	675	1150	10.4	0.80		
		sd	0.15	0.04	1	5	0.5	3	1	71	96	0.9	0.03		
2001		x	6.12	0.19	37	247	1.4	25	10	492	1012	15.0	0.86		
		sd	0.16	0.02	2	11	0.9	1	1	34	81	0.9	0.09		
2002		x	6.05	0.21	34	234	1.0	24	14	606	1128	14.8			
		sd	0.10	0.01	4	8	0.0	5	3	59	85	0.6			

Tavilammen veden kemia touko-lokakuun välillä

Syvyys	Vuosi	Keskia. Hajonta	Happi	Lämpötila	Cl	SO ₄	K	Na	Ca	Mg	Mn	Fe
			mg/l	°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0-2 m	1997	x	6.9	15.5	0.94	5.8	0.43	1.14	2.38	0.98	0.02	0.45
		sd	1.9	5.2	0.09	0.3	0.13	0.20	0.38	0.14	0.01	0.40
	1998	x	5.2	13.0	1.35	6.3	0.81	1.25	2.08	0.90	0.02	0.21
		sd	2.9	4.0	0.08	0.3	0.15	0.08	0.16	0.07	0.01	0.09
	1999	x	5.8	11.0	1.02	5.5	0.77	1.23	2.03	0.79	0.02	0.23
		sd	3.0	6.0	0.05	0.2	0.02	0.07	0.08	0.04	0.00	0.09
	2000	x	6.9	14.0	1.14	5.6	0.77	1.37	2.20	0.87	0.02	0.21
		sd	3.3	3.7	0.06	0.2	0.06	0.04	0.18	0.02	0.01	0.06
	2001	x	5.7	14.4	1.02	5.1	0.65	1.31	2.14	0.84	0.00	0.23
		sd	3.2	4.5	0.07	0.2	0.05	0.05	0.16	0.04	0.01	0.08
	2002	x	4.9	15.8	0.98	4.8	0.57	1.19	1.99	0.79	0.00	0.15
		sd	3.1	4.3	0.10	0.2	0.07	0.10	0.12	0.06	0.01	0.09
5 m	1997	x	0.4	4.5	1.21	4.8	0.55	1.33	2.35	1.05	0.02	0.68
		sd	0.5	0.3	0.05	0.6	0.04	0.13	0.78	0.05	0.00	0.68
	1998	x	0.2	4.7	1.44	3.9	0.71	1.54	3.20	1.15	0.02	1.10
		sd	0.1	0.5	0.05	1.0	0.02	0.06	0.10	0.02	0.00	0.22
	1999	x	0.1	4.6	1.31	3.6	0.88	1.62	3.32	1.09	0.02	1.21
		sd	0.1	0.4	0.05	0.7	0.02	0.04	0.08	0.02	0.00	0.10
	2000	x	0.2	4.4	1.33	3.1	0.88	1.62	3.33	1.10	0.02	1.24
		sd	0.1	0.5	0.06	1.0	0.02	0.04	0.08	0.02	0.00	0.12
	2001	x	0.2	4.6	1.22	4.1	0.77	1.51	3.11	1.01	0.01	1.05
		sd	0.0	0.3	0.03	1.1	0.02	0.02	0.08	0.04	0.01	0.11
	2002	x	0.1	4.7	1.24	2.8	0.74	1.42	2.98	0.96	0.01	0.99
		sd	0.0	0.4	0.02	0.3	0.03	0.06	0.08	0.05	0.00	0.04

Nimettömän veden kemia touko-syyskuun välillä

Vuosi	Keskia. Hajonta	pH	Alkaliniteetti mmol/l	Johtokyky µS/cm	Väri mg Pt/l	NO ₂ +NO ₃ µg/l	PO ₄ µg/l	NH ₄ µg/l	Kok. N µg/l	Kok. P µg/l	Happi mg/l	Lämpötila °C
Syvyys 0-2 m												
1997	x	5.42	0.06	33	380	11.3	6.1	9	674	32	4.3	11.5
	<i>sd</i>	0.15	0.01	2	82	6	4	3	139	14	3.3	5.3
1998	x	5.52	0.07	39	370	13	3.5	15	682	30	4.2	10.1
	<i>sd</i>	0.16	0.01	4	86	2	2.0	4	85	13	3.5	4.5
1999	x	5.81	0.06	30	250	21	3.3	9	444	22	5.2	11.1
	<i>sd</i>	0.25	0.01	1	46	2	2.3	2	51	7	3.2	5.1
2000	x	5.62	0.05	40	254	11	1.4	7	526	21	4.6	12.1
	<i>sd</i>	0.22	0.01	2	42	2	0.6	1	64	6	3.6	4.5
2001	x	5.65	0.07	35	336	13	1	20	636	21	4.1	11.3
	<i>sd</i>	0.24	0.01	3	68	2	0	2	88	4	3.2	4.7
2002	x	5.53	0.06	33	359	21	2	16	705	22	3.4	12.4
	<i>sd</i>	5.21	0.01	2	64	7	1	4	103	7	2.8	4.9
Syvyys 6 m												
1997	x	5.80	0.19	39	461	14	60	265	1069	85	0.6	4.0
	<i>sd</i>	0.06	0.03	2	80	11	6	37	49	5	0.7	0.2
1998	x	5.80	0.22	37	457	13	63	315	1030	91	0.2	4.3
	<i>sd</i>	0.06	0.01	2	13	1	5	32	26	4	0.2	0.3
1999	x	5.76	0.17	38	412	21	42	231	949	71	0.1	4.1
	<i>sd</i>	0.10	0.03	1	80	2	14	85	140	20	0.0	0.1
2000	x	5.77	0.16	51	356	15	48	330	959	78	0.2	4.0
	<i>sd</i>	0.07	0.02	1	20	2	12	53	83	19	0.1	0.1
2001	x	5.73	0.17	46	421	12	67	517	1201	104	0.2	4.2
	<i>sd</i>	0.05	0.02	0	11	3	4	66	30	10	0.0	0.1
2002	x	5.78	0.19	41	448	24	64	455	1290	93	0.1	4.3
	<i>sd</i>	0.10	0.02	1	16	3	10	73	52	10	0.0	0.1

Nimettömän veden kemialla touko-syyskuun välillä

	Vuosi	Keskia. Hajonta	Liuen. org. C mg/l	Hiukkasm. org. C mg/l	Klor. a (0-1m) µg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	K mg/l	Na mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l
Syvyys 0-2 m													
	1997	x	17	0.77	8.1	0.72	5.00	0.69	1.28	4.15	1.08		0.86
		<i>sd</i>	2	0.39	7.6	0.11	0.38	0.24	0.04	0.24	0.06		0.10
	1998	x	15	0.69	7.9	1.48	6.52	1.13	1.39	3.19	1.01	0.03	0.47
		<i>sd</i>	3	0.46	10.4	0.17	0.86	0.26	0.12	0.36	0.07	0.01	0.20
	1999	x	16	0.51	7.6	0.85	5.45	0.89	1.17	2.65	0.83	0.01	0.32
		<i>sd</i>	2	0.28	7.7	0.07	0.36	0.16	0.19	0.21	0.06	0.01	0.16
	2000	x	17	0.62	5.3	0.88	9.26	0.80	1.57	3.87	1.19	0.01	0.34
		<i>sd</i>	3	0.57	5.7	0.07	0.44	0.20	0.05	0.20	0.05	0.01	0.12
	2001	x	24	0.52	5.0	0.86	6.65	0.70	1.51	3.91	1.09	0.01	0.49
		<i>sd</i>	4	0.10	3.4	0.12	1.15	0.21	0.04	0.32	0.09	0.01	0.17
	2002	x	26		5.4	0.90	5.64	0.71	1.46	3.73	1.08	0.01	0.49
		<i>sd</i>	4		4.8	0.15	0.66	0.22	0.06	0.33	0.07	0.00	0.16
Syvyys 6 m													
	1997	x	18	0.46		0.98	2.45	1.04	1.46	4.78	1.24		1.18
		<i>sd</i>	1	0.04		0.00	0.92	0.01	0.02	0.14	0.00		0.01
	1998	x	18	0.47		1.09	0.93	0.86	1.28	3.73	1.11	0.03	0.88
		<i>sd</i>	0	0.03		0.07	0.92	0.02	0.04	0.15	0.03	0.01	0.02
	1999	x	25	0.47		1.20	2.08	1.10	1.33	3.86	1.12	0.02	0.97
		<i>sd</i>	4	0.17		0.22	1.27	0.01	0.19	0.26	0.04	0.01	0.10
	2000	x	22	0.36		1.27	8.66	1.18	1.76	5.14	1.55	0.03	0.85
		<i>sd</i>	2	0.08		0.06	0.83	0.02	0.03	0.05	0.02	0.00	0.08
	2001	x	28	0.40		1.22	6.05	1.04	1.67	5.04	1.38	0.03	1.05
		<i>sd</i>	1	0.03		0.06	0.40	0.02	0.04	0.11	0.02	0.01	0.08
	2002	x	31			1.26	4.01	0.98	1.62	4.72	1.36	0.02	0.93
		<i>sd</i>	1			0.02	0.48	0.03	0.05	0.09	0.02	0.00	0.04

Horkkajärven veden kemialla touko-syyskuun välillä

Syvyys	Vuosi	Keskia. Hajonta	pH	Akaliniteetti mmol/l	Johtok. µS/cm	Väri mg Pt/l	NO ₂ +NO ₃ µg/l	PO ₄ µg/l	NH ₄ N µg/l	Kok. N µg/l	Kok. P µg/l	Liuennot org. C mg/l	Hiukkasm. org. C mg/l	Klor. a (0-1m) µg/l
0-2 m	1997	x	5.53	0.06	38	372	20	3.2	18	652	16	15.5	0.51	8.0
		sd	0.18	0.02	2	53	21	2.7	17	84	7	2.1	0.26	7.1
	1998	x	5.15	0.03	35	434	18	3.1	33	750	22	16.7	0.42	5.3
		sd	0.24	0.02	2	126	7	2.3	17	139	4	4.2	0.16	5.5
	1999	x	5.72	0.07	29	337	34	3.5	39	575	20	18.8	0.47	5.3
		sd	0.23	0.05	6	59	20	3.0	46	83	3	2.3	0.14	5.7
	2000	x	5.72	0.05	41	251	32	1.2	15	543	20	17.0	0.48	4.5
		sd	0.25	0.01	2	20	29	0.5	6	38	6	2.2	0.21	2.5
	2001	x	5.34	0.04	36	388	36	2.3	46	674	19	25.8		2.0
		sd	0.22	0.01	3	81	19	1.7	18	131	5	4.1		1.2
	2002	x	5.46	0.05	33	358	38	2.1	39	667	19	24.7		3.8
		sd	0.14	0.02	3	23	19	1.5	36	99	3	0.9		2.5
6 m	1997	x	6.47	0.58	71	347	9	49	833	1408	155	12.6	0.44	
		sd	0.14	0.19	10	39	7	2	312	268	39	1.4	0.07	
	1998	x	6.50	0.73	79	317	8	45	1262	1548	185	10.5	0.41	
		sd	0.13	0.03	3	12	1	7	77	149	7	0.4	0.04	
	1999	x	6.38	0.56	64	400	19	51	957	1317	147	20.0	0.51	
		sd	0.10	0.10	15	44	5	6	265	226	19	1.3	0.25	
	2000	x	6.55	0.69	75	344	11	55	1101	1456	197	12.3	0.45	
		sd	0.09	0.02	2	6	2	11	113	131	23	2.8	0.05	
	2001	x	6.44	0.59	72	362	9	58	899	1336	217	14.8		
		sd	0.11	0.05	3	62	2	14	96	128	19	0.6		
	2002	x	6.35	0.46	56	387	18	64	701	1308	141	20.8		
		sd	0.08	0.07	5	13	1	9	187	88	20	1.1		

Horkkajärven veden kemialla touko-syyskuun välillä

Syvyys	Vuosi	Keskia. Hajonta	Happi mg/l	Lämpöt. °C	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	K mg/l	Na mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	
0-2 m	1997	x	5.2	12.5	1.00	7.30	0.59	1.28	3.57	1.03	0.03	0.53	
		sd	2.9	5.6	0.11	0.51	0.07	0.02	0.26	0.04	0.00	0.03	
	1998	x	4.2	10.7	0.91	6.29	0.66	1.24	3.03	0.96	0.02	0.54	
		sd	2.9	4.4	0.07	1.26	0.12	0.08	0.30	0.08	0.00	0.19	
	1999	x	5.5	11.2	0.80	5.28	0.80	1.18	2.80	0.82	0.02	0.51	
		sd	3.2	4.8	0.06	0.15	0.02	0.11	0.47	0.10	0.01	0.16	
	2000	x	6.0	12.6	1.02	9.39	0.79	1.59	3.93	1.19	0.02	0.36	
		sd	3.1	4.3	0.05	0.25	0.04	0.02	0.23	0.04	0.00	0.10	
	2001	x	5.2	11.8	0.93	7.17	0.66	1.52	3.88	1.06	0.02	0.57	
		sd	2.3	4.2	0.11	1.16	0.13	0.07	0.27	0.07	0.01	0.09	
	2002	x	4.3	13.7	1.00	5.85	0.65	1.41	3.23	0.95	0.01	0.49	
		sd	2.6	4.3	0.06	0.45	0.07	0.08	0.43	0.09	0.00	0.10	
	6 m	1997	x	0.4	4.3	0.90	1.55	1.21	1.74	8.30	1.51	0.07	2.23
			sd	0.5	0.1	0.01	0.07	0.05	0.04	0.28	0.04	0.00	0.08
1998		x	0.2	4.4	0.98	0.70	1.37	1.89	9.17	1.64	0.07	2.31	
		sd	0.1	0.2	0.01	0.17	0.03	0.02	0.12	0.03	0.01	0.05	
1999		x	0.1	4.3	0.93	2.40	1.13	1.74	7.65	1.41	0.06	1.95	
		sd	0.0	0.1	0.10	0.90	0.16	0.08	0.92	0.12	0.01	0.18	
2000		x	0.2	4.1	0.98	1.80	1.35	2.11	9.20	1.63	0.07	2.34	
		sd	0.1	0.1	0.05	0.32	0.06	0.05	0.43	0.04	0.00	0.18	
2001		x	0.2	4.2	1.03	3.05	1.25	2.09	9.29	1.62	0.06	2.13	
		sd	0.0	0.1	0.04	0.57	0.04	0.03	0.49	0.02	0.01	0.07	
2002		x	0.1	4.3	1.21	2.91	1.04	1.86	7.06	1.45	0.04	1.51	
		sd	0.0	0.1	0.03	0.64	0.07	0.06	0.46	0.05	0.00	0.09	