

Antti Lappalainen Martti Rask (toim.)

Metsätalouden vaikutukset
kaloihin ja kalatalouteen

Osahankkeiden raportit
vuosien 1990–1992 tuloksista



RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA — FISKUNDERSÖKNINGAR

No 69

1993

Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen
Osahankkeiden raportit vuosien 1990-1992 tuloksista

Toim. Antti Lappalainen ja Martti Rask

Helsinki 1993

Vastaava toimittaja: Lauri Urho

Kannen valokuva: Metsäoja Rovaniemen maalaiskunnan Kuohunkijoella (valokuva Eero Jutila)

Kirjoittajat ovat vastuussa kirjoituksensa sisällöstä, eikä se välttämättä edusta Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen virallista kantaa.

ISBN 951-8914-42-7

ISSN 0787-8478

Painatuskeskus Oy

Helsinki 1993

Julkaisija

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Julkaisu-aika

Elokuu 1993

Tekijä(t)

Lappalainen, Antti ja Rask, Martti (toim.)

Julkaisun nimi

**Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen.
Osahankkeiden raportit vuosien 1990-1992 tuloksista**

Julkaisun laji

Tutkimusraportti

Toimeksiantaja

Toimeksiantopäivämäärä

Projektin nimi ja numero

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen (2741-2745)

Tiivistelmä

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksessa käynnistettiin v. 1990 yhteistutkimushankkeeseen "Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta" (METVE) liittyvä tutkimus, jossa selvitetään metsätalouden vaikutuksia kaloihin ja kalatalouteen. Tässä raportissa esitellään tutkimukseen liittyviä ensimmäisiä tuloksia.

Pienen metsäjärven valuma-alueen avohakkuun ja kulutuksen vaikutukset näkyivät selvästi veden laadussa ja tuotantoketjun alimmilla tasoilla; järven ravinnepitoisuudet, perustuotanto sekä hajoitustoiminta lisääntyivät.

Kesänvanhoilla taimenilla tehdyissä altistuksissa todettiin raudan (2 mg l^{-1}) vaurioittavan kiduksia ja vaikeuttavan hengitystä sekä ionisäättelyä. Raudan aiheuttamat vauriot kiduksissa lievenivät selvästi, kun veteen lisättiin humusta.

Kuhmossa sijaitsevien tutkimusjärvien limnologiaa selvitettiin vuosina 1991 ja 1992, ennen järvien valuma-alueiden hakkuita ja maanmuokkausta. Tutkimusjärvet ovat limnologisilta ominaisuuksiltaan tyypillisiä oligotrofia latvajärviä.

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia virtaavien vesien taimenkantoihin tutkittiin Isojoella. Purojen perkausten todettiin mm. heikentävän sähkökalastamalla saatua taimenen yksikkösaalista. Isojoen purotaimen jakautuu ainakin viiteen perinnöllisesti erilaistuneeseen kantaan.

Valtakunnallisen kyselytutkimuksen perusteella metsä- ja suo-ojitusten vesistöhaitat on havaittu selvästi myös virkistyskalastajien keskuudessa. Noin 8 % kalastajista piti ojituksia huomattavana kalastusvesistönsä pilajana.

Postikyselyyn sekä puhelinhaastatteluihin perustuvan selvityksen mukaan 23 %:lla kaikista sisävesialueiden kalanviljelylaitoksista on esiintynyt ongelmia käyttöveden laadussa; yleisimmin korkeita humus- ja kiintoainepitoisuuksia sekä happamuutta.

Asiasanat

Metsätalous, veden laatu, limnologia, kalat, virkistyskalastus, kalanviljely

Sarjan nimi ja numero

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 69

ISBN

951-8914-42-7

ISSN

0787-8478

Sivumäärä

137 s.

Kieli

Suomi

Hinta

-

Luottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 202, 00151 Helsinki
Puh. (90) 228 811, Fax. (90) 631 513

Kustantaja

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Utgivare

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet

Utgivningsdatum

Augusti 1993

Författare

Lappalainen, Antti och Rask, Martti (red.)

Publikationens namn

Skogsbrukets effekter på fisk och fiske.
Delprojektens rapporter över resultaten 1990 - 1992

Typ av publikation

Forskningsrapport

Uppdragsgivare

Datum för uppdragsgivandet

Projektnamn och -nummer

Skogsbrukets effekter på fisk och fiske (2741-2745)

Referat

År 1990 påbörjades vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet en undersökning som utreder skogsbrukets effekter på vattendrag och fiske. Undersökningen hänför sig till samarbetsprojektet "Skogsbrukets vattendragsskador och bekämpningen av dem" (METVE). Denna rapport presenterar de första resultaten i anslutning till undersökningen.

Effekterna av kalhygge och hyggesbränning i en liten skogssjös tillrinningsområde kunde klart skönjas i vattenkvaliteten och på produktionskedjans lägsta nivåer; sjöns näringshalter, primärproduktion och nedbrytningsverksamhet ökade.

Järn konstaterades vid försök skada gälarna, samt försvåra andning och jonreglering hos en sommar gamla öringar i konscentrationen 2 mg l⁻¹. De av järnet förorsakade skadorna minskade klart vid tillsats av humus.

Åren 1991 och 1992 undersöktes försökssjöarnas limnologi i Kuhmo innan hyggen och markberedning utfördes i tillrinningsområdena. Försökssjöarna är oligotrofa och typiska för vattendragens övre lopp.

Skogsbruksåtgärdernas effekter på öringsbestånd i rinnande vattendrag undersöktes i Isojoki-Lappfjärds å. Genom bl.a. elfiske konstaterades att bäckrensningar minskar enhetsfångsten av öring. Åns egen bäcköring fördelar sig på åtminstone fem genetiskt differentierade bestånd.

En riksomfattande gallupundersökning visar att också fritidsfiskarna tydligt observerat skogsbrukets skador på vattendrag och fiske. Omkring 8 % av fiskarna ansåg dikningarna vara en betydande orsak till skador på sitt fiskevatten.

En utredning baserad på förfrågningar utskickade per post och telefonintervjuer visar att 23 % av alla fiskodlingsanstalter i insjöområdet haft problem med sitt bruksvatten; i allmänhet i form av höga halter av humus och fast substans samt surhet.

Nyckelord

Skogsbruket, vattenkvalitet, limnologi, fiskar, fritidsfiske, fiskodling

Seriens namn och nummer

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 69

ISBN

951-8914-42-7

ISSN

0787-8478

Sidoantal

137 s.

Språk

Finska

Pris

-

Sekretessgrad

Offentlig

Distribution

Vilt- och fiskeriforskningsinstitut

P.B. 202

FIN-00151 Helsinki, Finland

Tel. +358-0-228 811, Fax +358-0-631513

Förlag

Vilt- och fiskeriforskningsinstitut

Published by

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Date of Publication

August 1993

Author(s)

Lappalainen, Antti and Rask, Martti (eds.)

*Title of Publication***Effects of Forestry on Fish and Fisheries.
The Sub-project Reports of the Results between 1990-1992***Type of Publication*

Research Report

*Commissioned by**Date of Research Contract**Title and Number of Project*

The Effects of Forestry on Fish and Fisheries (2741-2745)

Abstract

As a part of the joint research project "Negative effects of forestry on waters and their prevention" (METVE), a study on the effects of forestry on fish and fisheries was launched at the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990. This report presents some of the first results of the study.

The effects of clear felling and broadcast burning of a small forest lake's catchment area were obvious in the water quality and on the lowest levels of production chain; furthermore, the nutrient contents, primary production and decomposition increased.

The exposures with one-summer-old trouts showed that iron (2 mg l^{-1}) causes damage to gills and makes respiration and ion regulation more difficult. Injuries in gills caused by iron were clearly lessened by adding humic substances into the water.

The limnology of the study lakes situated in Kuhmo was examined in 1991 and 1992, or before the clearing and soil cultivation of the lakes' catchment areas. As to the limnological characteristics, the study lakes are typical oligotrophic headwater lakes.

The impact of forest management on the trout populations living in streams was investigated in the river Isojoki. It was found that cleaning of streams, for example, decreases the catch per unit effort of trout by electric fishing. In Isojoki, the brown trout is divided into at least five genetically differentiated populations.

On the basis of a nation-wide survey, recreational fishermen have also noticed the adverse effects of forest and swamp draining. Around eight per cent of the fishermen regarded drainage as a remarkable pollutant of their fishing grounds.

According to the interviews carried out by post and telephone, 23 per cent of inland fish farms had problems with the quality of the used water; in most cases high contents of humic substances or particulate matter and acidity.

Key words

Forestry, water quality, limnology, fish, recreational fishery, fish farming

Series (key title and no.)

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 69

ISBN

951-8914-42-7

ISSN

0787-8478

Pages

137.

Language

Finnish

Price

-

Confidentiality

Public

Distributed by

Finnish Game and Fisheries Research Institute
P.O.Box 202
FIN-00151 Helsinki, Finland
Phone +358-0-228 811, Fax +358-0-631513

Publisher

Finnish Game and Fisheries Research Institute

SISÄLLYS:

Martti Rask, Lauri Arvola ja Kalevi Salonen:

Valuma-alueen avohakkuun ja kulotuksen vaikutukset pienen järven
limnologiaan..... 1

Pekka J. Vuorinen, Seppo Peuranen, Marja Vuorinen ja Arto Hollender:

Raudan, humuksen ja happamuuden vaikutus taimenen (*Salmo trutta*)
kikuksiin ja elintoimintoihin..... 13

**Kari Nyberg, Sirkka-Liisa Markkanen, Anne Ojala, Martti Rask ja
Kimmo Somppi:**

Eräiden Kuhmon järvien limnologia ennen valuma-alueiden
metsätaloudellisia käsittelyjä..... 33

Anssi Ahvonen, Eero Jutila ja Jarmo Koskiniemi:

Metsätalouden vaikutukset kalastoon Isojoen vesistön alueella:
tutkimusalue ja kalaston perusselvitys..... 61

Antti Lappalainen ja Mikael Hildén:

Virkistyskalastajien kokemat metsä- ja suo-ojitusten vesistöhaitat..... 103

Jouni Tammi ja Antti Lappalainen:

Hajakuormituksen vaikutukset sisävesialueiden kalan- ja ravunviljely-
laitosten käyttöveden laatuun..... 123

Valuma-alueen avohakkuun ja kulotuksen vaikutukset pienen järven limnologiaan

Martti Rask¹, Lauri Arvola² ja Kalevi Salonen³

¹Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalastuskoeasema ja kalanviljelylaitos, 16970 Evo

²Jyväskylän Yliopisto, Biologian laitos, Yliopistonkatu 9, 40100 Jyväskylä

³Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO	1
2. TUTKIMUSALUE	1
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	3
4. TULOKSET JA TARKASTELU	3
4.1. Lämpötilan ja hapen kerrostuneisuus.....	3
4.2. Muutokset muissa veden ominaisuuksissa.....	5
4.3. Kasviplankton, kasviplanktonin perustuotanto ja yhteisöhengitys	7
4.4. Eläinplankton ja kalat	8
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	9
6. YHTEENVETO.....	9
7. SAMMANDRAG	9
Kiitokset.....	9
KIRJALLISUUS.....	9

1. JOHDANTO

Metsätalouden vesistövaikutuksia on tutkittu maassamme vähän siihen nähden, miten tärkeä maankäyttömuoto metsätalous on ja miten paljon Suomessa on metsäisten valuma-alueiden ympäröimiä vesistöjä. Asiaan kiinnitti huomiota metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunta (Komiteamietintö 1987). Kun Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksella tehtiin kirjallisuusselvitystä metsätalouden vaikutuksista kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen (Ahvonen ym. 1992) osana vuonna 1990 aloitettua yhteistutkimushanketta Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta (METVE), käsitys aiheeseen liittyvän tiedon niukkuudesta vahvistui. Erityisen vähälle ovat jääneet metsätalouden vaikutukset vesien biologiaan.

Nurmes-tutkimuksessa on vuodesta 1978 lähtien seurattu metsien käsittelyn vaikutuksia valuma-alueen hydrologiaan (Seuna 1988), purojen veden laatuun (Ahtiainen 1992) ja niiden vesibiologiaan, lähinnä kasviplanktoniin ja sen perustuotantoon (Holopainen & Huttunen 1992). Tutkimuksessa on mm. vertailtu metsänkäsittelyn eri muotojen vaikutuksia sekä osoitettu suojavyöhykkeiden vähentävän olennaisesti metsätalouden vesistövaikutuksia (Huttunen ym. 1990).

Myös muualla tehdyissä metsätalouden vesistövaikutuksia käsittelevissä tutkimuksissa painopiste on ollut virtaavissa vesissä (Hansman & Phinney 1973, Murphy & Hall 1981, Gregory ym. 1987); järvet ovat olleet tutkimuskohteina harvemmin (Bormann & Likens 1985, Simonsen 1987). Tosin aiheeseen liittyvää tietoa on tuotettu myös sellaisissa tutkimuksissa, jotka eivät ole suoranaisesti liittyneet metsätalouden vesistövaikutuksiin, mm. tutkittaessa ravinteiden lisäämisen vaikutuksia järviin (Schindler & Fee 1974, Jansson 1978, Langeland & Reinertsen 1982).

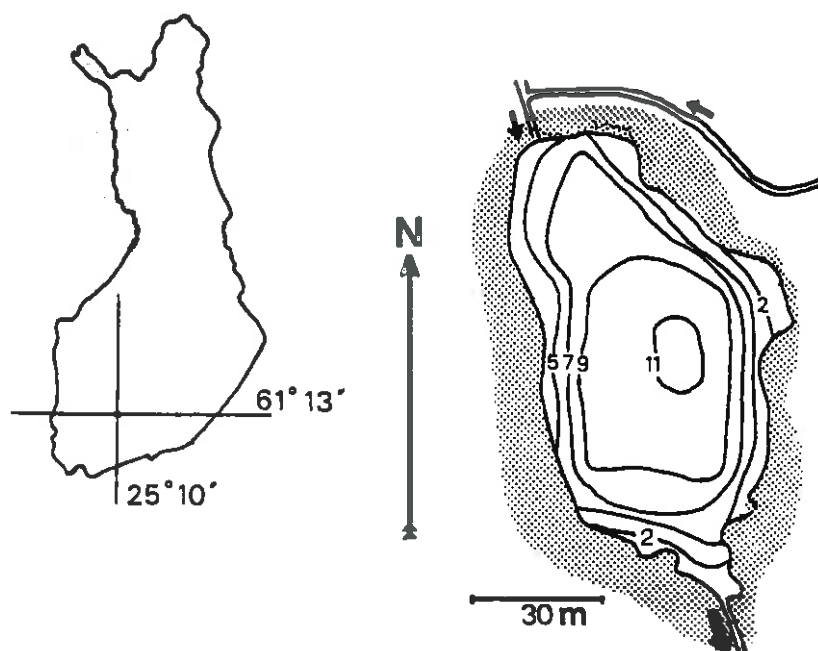
Osana Helsingin yliopiston Lammin biologisen aseman järvitutkimuksia tutkittiin vuosina 1982-1984 avohakkuun ja kulotuksen vaikutuksia pienen metsäjärven ekosysteemiin. Taustatietoa Nimetön-järven limnologiasta oli kertynyt vuodesta 1979 lähtien, jolloin siellä aloitettiin maamme ensimmäinen laskeumaperäisen happamoitumisen vaikutuksia vesiekosysteemiin selvittänyt tutkimus (Arvola ym. 1986). Tutkimuksessa selvitettiin myös pienten järvien peruslimnologiaa, kuten järvien kerrostuneisuutta (Salonen ym. 1984) ja happamuuden dynamiikkaa (Rask ym. 1985). Tässä kirjoituksessa käsitellään Nimetömän tutkimuksessa havaittuja muutoksia avohakkuun ja kulotuksen jälkeen.

2. TUTKIMUSALUE

Tutkimusalue sijaitsee eteläisessä Hämeessä, Evon valtionpuistossa Lammilla, noin 130 km Helsingistä pohjoiseen. Nimetön on 0.4 ha:n kokoinen latvajärvi Kokemäenjoen vesistössä. Järven vesi on humuspi-toista ja melko hapanta (taulukko 1). Suurin syvyys on 11 m, keskisyvyys 8 m ja tilavuus 33600 m³. Siihen laskee kaksi puroa (kuva 1) ja laskupuro johtaa Evon kalastuskoeaseman vesiin kuuluvaan Haarajärveen.

Taulukko 1. Nimettömän päällysveden (0-1 m) ja alusveden (6 m) ominaisuuksia vuonna 1979.

	0-1 m	6 m
pH	5,0-6,0	5,5-6,0
Väri, mg Pt/l	120-200	200-300
Sähkönjohtavuus, mS/m (20 °C)	40	50-60
Kokonaistyyppi, µg/l	300-700	900-2200
Nitraatti- ja nitriittityppi, µg/l	<15	<20
Ammoniumtyppi, µg/l	<2	40-100
Kokonaisfosfori, µg/l	10-40	150-250
Fosfaattifosfori, µg/l	<10	50-230



Kuva 1. Nimettömän sijainti ja syvyyskartta

Järvi on jyrkkärantainen ja sitä reunustaa kelluva rahkasammalen (*Sphagnum* sp.) muodostama lautta. Matalammissa kohdissa pohjassa kasvaa lähdesammalta (*Fontinalis antipyretica*). Kalalajiston muodostavat ahven (*Perca fluviatilis*) ja hauki (*Esox lucius*).

Nimettömän valuma-alueen pinta-ala on 34 ha. Kallioperä on granodioriittia ja gneissia, maaperä moreenia ja vallitsevaa kasvillisuutta kuusi- ja mäntymetsä (metsätyypit MT ja VT). Voimaperäiset metsätaloustoimet valuma-alueella aloitettiin talvella 1981-1982, jolloin noin puolet sen pinta-alasta avohakattiin. Hakkuutähteet poltettiin vuoden 1983 keväällä

ja kulotettu alue käsitti 46 % valuma-alueesta. Valuma-aluetta oli lannoitettu vuonna 1972 lannoitemäärällä, jossa oli yhteensä 5000 kg ammonium- ja typpiyhdisteitä, 800 kg kalsiumia ja 400 kg magnesiumia. Lisäksi valuma-alueen osaa I (kuva 1) oli lannoitettu kaliumfosfaatilla, jossa oli 270 kg kaliumia ja 1400 kg fosfaattia (Arvola ym. 1990a).

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

Järvestä otettiin kasvukauden aikana vesi- ja muut näytteet viikon - kahden viikon välein toukokuusta 1979 elokuuhun 1984. Purojen veden laatua ja virtaamaa seurattiin vuosina 1981-1984. Talvisin näytteenottovälinä oli noin yksi kuukausi. Happi- ja lämpötilaprofiilit mitattiin aamupäivisin YSI happi- ja lämpötilamittarilla. Arvola ym. (1990a) ovat kuvanneet yksityiskohtaisemmin sekä vesianalyysimenetelmät että kasviplanktonin perustuotannon ja yhteisöhengityksen mittaamisen ja Rask ym. (1986) eläinplankton- ja kalanäytteenoton.

4. TULOKSET JA TARKASTELU

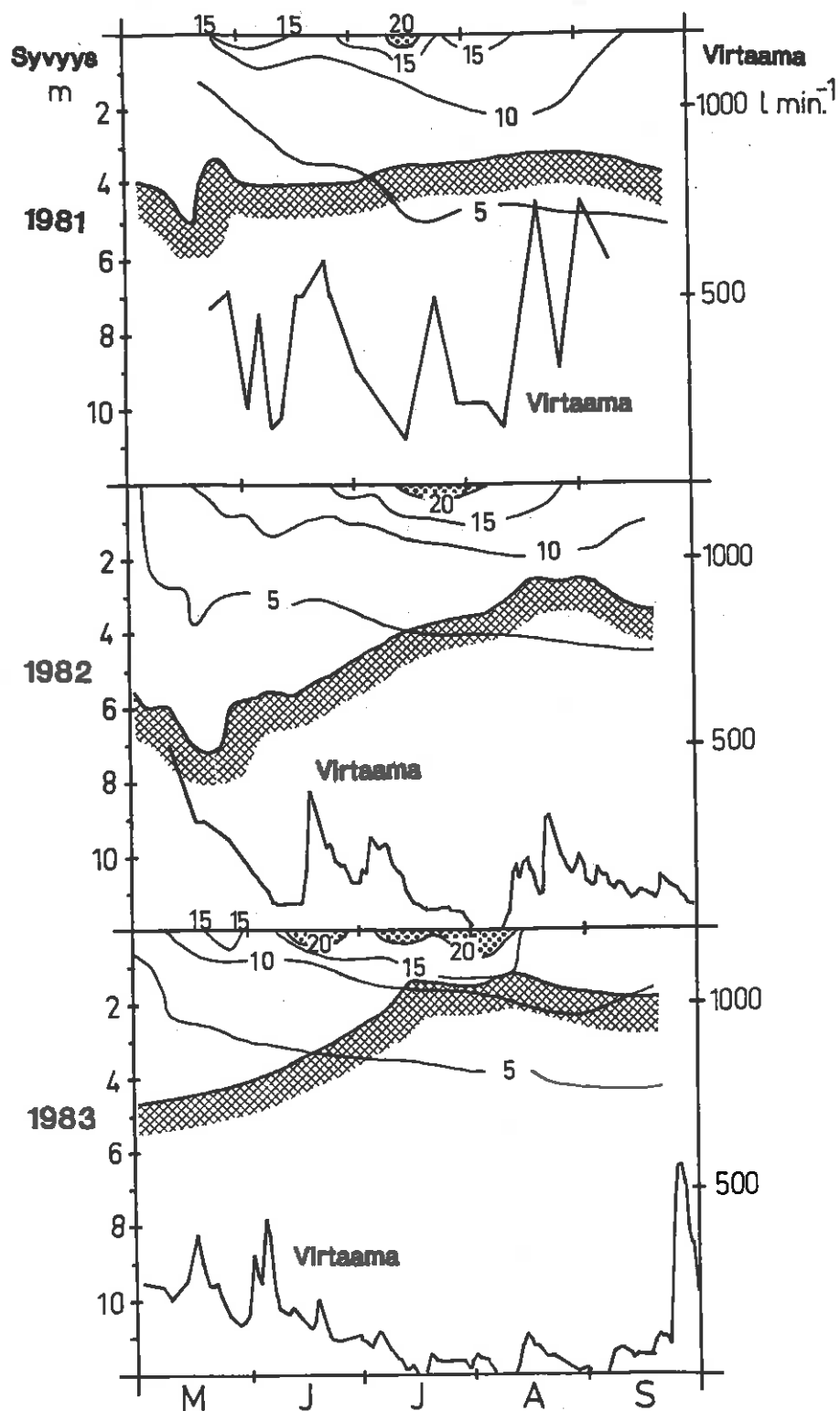
4.1. Lämpötilan ja hapen kerrostuneisuus

Järven suojaisesta sijainnista, pienestä koosta ja veden humuspitoisuudesta johtuen jyrkkä lämpötilakerrostuneisuus kehittyi pian jäiden lähdön jälkeen, nopeimmillaan parissa päivässä. Lämpenevä kerros oli ohut; 10 °C:n lämpötila ulottui vasta elokuussa kahden metrin syvyyteen ja viiden metrin syvyydessä ei 5 °C:n lämpötila juuri ylittynyt (kuva 2). Lämpötilakerrostuneisuus oli hyvin samankaltainen kaikkina tutkimusvuosina, metsätaloustoimilla ei ollut siihen vaikutusta.

Ennen avohakkuuta Nimettömän hapellisen pintavesikerroksen paksuus oli yleensä noin 4 m. Tämä on tavallista Evon alueen pienissä (< 3 ha) metsäjärvissä (Salonen ym. 1984). Syyskierto ulottui 4 - 6 m:n syvyyteen, mutta keväisin happea ei ollut 4 m syvemmillä. Hakkuun jälkeen järven vesi sekoittui aikaisempaa syvemmälle sekä keväisin että syksyisin. Toukokuussa 1982 mitattiin 6 m:n syvyydellä happipitoisuus 3,2 mg/l (kuva 2). Syksyllä 1983 oli täyskierto; lokakuun lopussa oli 10 metrin syvyydessä happea 4,1 mg/l. Veden sekoittuminen keväällä ja syksyllä aikaisempaa syvemmälle johtui puuston tarjoaman tuulen suojan poistumisesta avohakkuun seurauksena. Voidaan ajatella, että aikaisemmin metsäpalot ovat aiheuttaneet vastaavanlaisen tilanteen, jossa Nimettömän kaltaisten pienten järvien veden kerrostuneisuus on murtunut ajoittain niin, että varsinaisia meromiktisiä järviä on maassamme hyvin vähän (ks. Meriläinen 1970).

Kun vuosina 1979-1981 hapellisen ja hapettoman kerroksen raja oli yleensä 3 - 4 m:n syvyydessä, se oli hakkuun ja kulituksen jälkeisinä kesinä 1982 ja 1983 ylempänä, niin että hapellinen pintakerros oli kesällä 1982 ohuimmillaan vajaan 3 m:n ja seuraavana kesänä vain vähän yli metrin paksuinen (kuva 2). Kesällä 1984 hapettoman ja hapellisen kerroksen raja oli jälleen 3 - 4 metrin välillä, mutta happea oli kuitenkin niukasti, esimerkiksi kahden metrin syvyydellä elokuussa < 2 mg/l.

Hapen väheneminen viittaa orgaanisen aineen hajotustoiminnan kiihtymiseen järvessä.

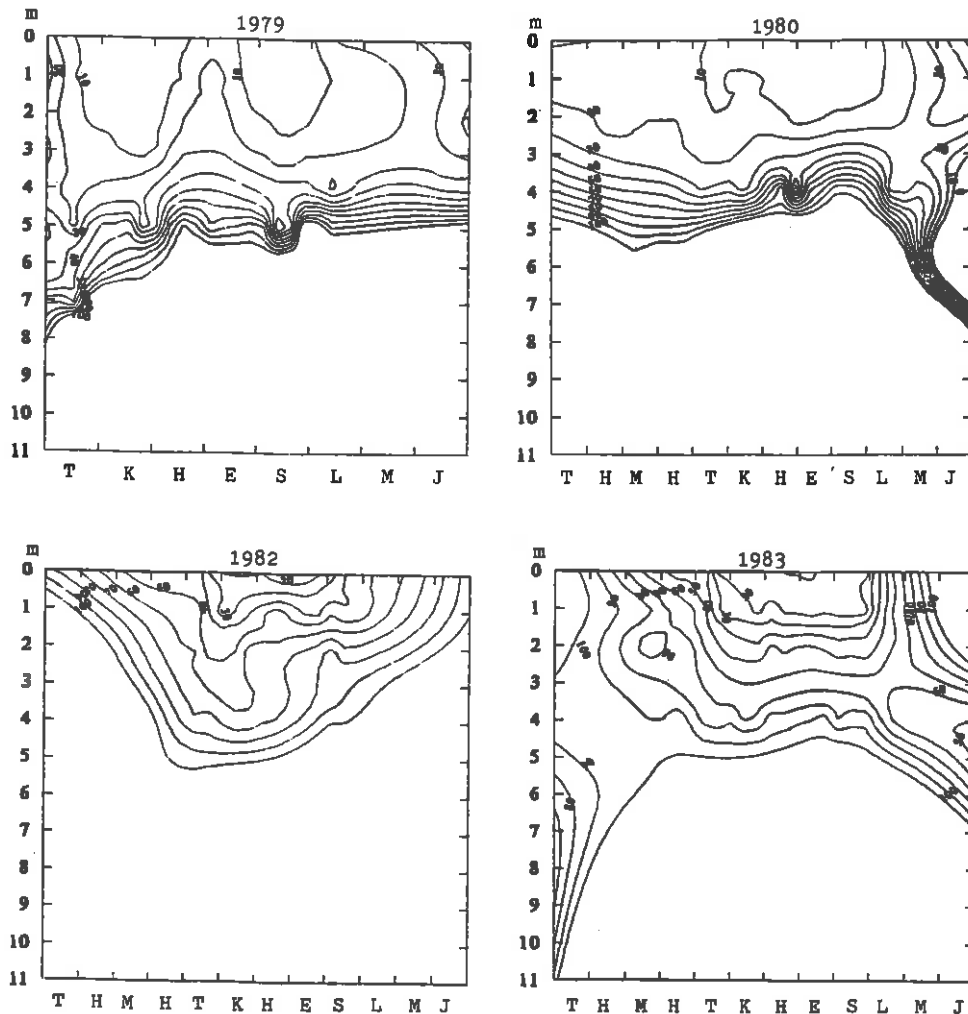


Kuva 2. Nimettömän veden lämpötilan ja hapen kerrostuneisuus sekä virtaama touko-syyskuussa vuosina 1981-1983. Lämpötila esitetty 5, 10, 15 ja 20 asteen käyrinä, hapellisen vesikerroksen alaraja varjostetulla viivalla.

4.2. Muutokset muissa veden ominaisuuksissa

Veden pH ja alkaliteetti kohosivat avohakkuun ja kulotuksen seurauksena. Kesän aikaiset pintaveden pH-arvot olivat vuosina 1979-1981 yleensä 5,5:n tuntumassa. Hakkuiden ja kulotuksen jälkeen vuosina 1982-1984 pintaveden pH oli 6,0:n vaiheilla. Kasvukauden keskimääräiset alkaliteettiarvot Nimettömän pintavedessä olivat ennen valuma-alueen metsien käsittelyä 0,3 - 0,4 mmol/l ja käsittelyn jäkeisinä vuosina 0,7 - 0,9 mmol/l.

Ravinnepitoisuudet suurenivat metsän käsittelyn seurauksena. Fosfaattifosforin pitoisuudet Nimettömän pintavedessä olivat $< 10 \mu\text{g/l}$ suurimman osan kasvukautta vuosina 1979 ja 1980 kun taas vuosina 1982 ja 1983 ne olivat 10 - 30 $\mu\text{g/l}$ (kuva 3). Korkeimmat kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuudet mitattiin kuitenkin kesällä 1981, siis ennen hakkuita. Syynä olivat tavallista runsaammat sateet, jotka todennäköisesti huuhtoivat aikaisemmin lannoituksena valuma-alelle levitettyä fosforia.



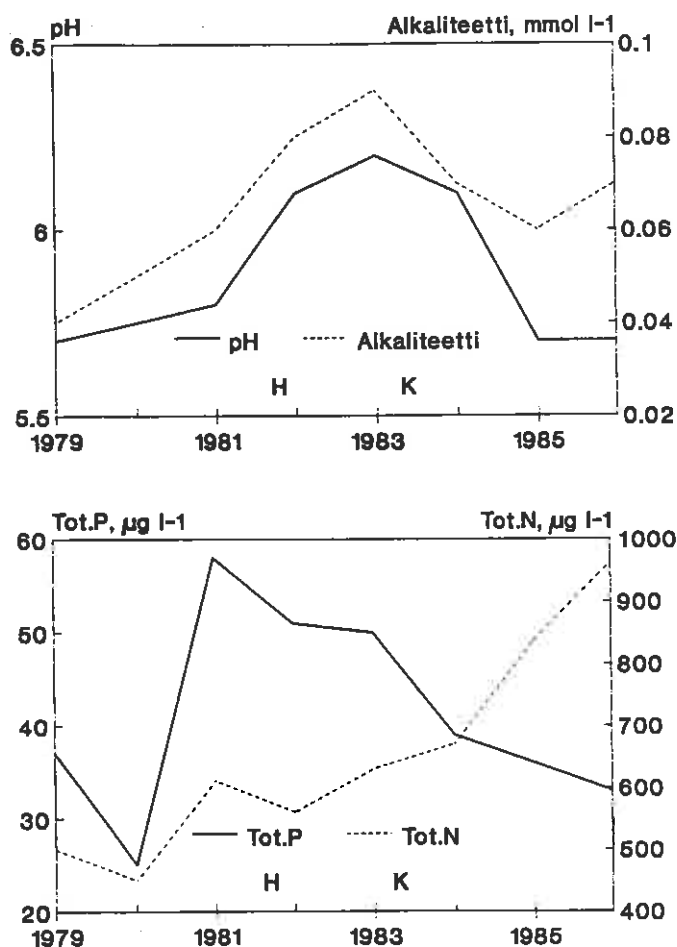
Kuva 3. Fosfaattifosforin pitoisuus Nimettömässä ennen hakkuuta ja kulotusta (1979 ja 1980) sekä niiden jälkeen (1982 ja 1983).

Myös typpipitoisuudet suurentuivat tutkimusjakson aikana. Ammoniumtyppi- sekä nitraatti- ja nitriittipitoisuudet olivat kuitenkin lähes koko tutkimuksen ajan niin pieniä, ettei määritysmenetelmän herkkyys riittänyt niiden mittaukseen.

Järveen tulevat ravinnemäärät olivat vuosina 1981-1983 suurempia kuin sieltä poistuneet (Arvola ym. 1990a). Valuma-alueelta tulleen ravinnelisyksen ohella myös syksyn 1983 täyskierto toi lisää ravinteita pintavedeen, sillä alusveden ravinnepitoisuudet Nimettömässä ovat olleet kokonaisfosforin osalta 5 - 15 kertaa ja kokonaistypen osalta 3 - 5 kertaa pintaveden pitoisuuksia suurempia (Arvola 1983, taulukko 1). Fosfaattifosforin osalta ks. kuvaa 3.

Kalsiumin, magnesiumin, natriumin ja raudan pitoisuudet pysyivät samalla tasolla koko tutkimuskauden ajan. Kationeista vain kaliumin pitoisuudet suurentuivat hieman, noin 1 mg:sta litrassa 1,4-1,5 mg:aan/l.

Avohakkuun ja kulotuksen aiheuttamien veden laadun muutosten pysyvyydestä on vaikea tehdä johtopäätöksiä, koska tutkimusjakso oli varsin lyhyt. Näytti kuitenkin siltä, että pintaveden fosforipitoisuudet, pH ja alkaliteetti olisivat pienentyneet jo vuonna 1984. Jos tarkastelua jatketaan vuoteen 1986 (kuva 4), käsitys saa vahvistusta. Sen sijaan kokonaistyppipitoisuus oli vuonna 1986 yhä nousussa. Tosin mittaukskertoja oli vuosina 1985-1986 tehdyssä Evon alueen järvien vedenlaatukartoituksessa yhteensä vain 11 (Arvola ym. 1990b).



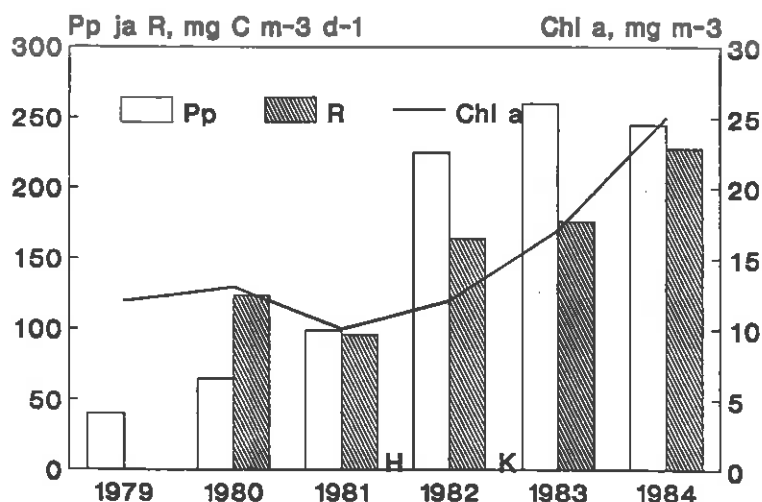
Kuva 4. Nimettömän pintaveden keskimääräiset pH, alkaliteetti ja ravinnepitoisuudet vuosina 1979-1986. H = hakkuuajankohta, K = kulotus.

4.3. Kasviplankton, kasviplanktonin perustuotanto ja yhteisöhengitys

Vuosina 1979 ja 1980 Nimettömän kasviplanktonin vallitsevia leväryhmiä olivat kultalevät (*Chrysophyceae*) ja viherlevät (*Chlorophyceae*). Piileviä (*Diatomales*) ja sinileviä (*Cyanophyceae*) oli vähän (Arvola 1983). Kesäkuussa 1983 *Asterionella formosa* -piilevää ilmaantui runsaasti järven kasviplanktoniin. Loppukesällä 1983 ja 1984 esiintyi sinilevän *Anabaena circinalis* kukintaa. Piilevien runsastuminen johtui todennäköisesti pintaveden ylimmän osan aiempaa paremmasta sekoitumisesta sekä suurentuneista ravinnepitoisuuksista. Sinileväkukinnat puolestaan aiheutuivat siitä, että typpi oli, ainakin ajoittain, fosforin asemesta leväkasvun minimitekijä. Tämä saattoi johtua siitä, että kuluksessa typpeä poistuu ilmaan molekyyllisenä ja mahdollisesti myös oksideina, mikäli palamislämpötila on riittävän korkea. Se sijaan fosfori pysyy valuma-alueella.

Kasviplanktonin perustuotanto Nimettömän pintavedessä oli metsäkäsittelyn jälkeen 3 - 6 kertaa suurempi kuin ennen metsänkäsittelyä (kuva 5). Klorofylli *a*:n pitoisuuksien (kuva 5) perusteella voidaan arvioida, että kasviplanktonin biomassassa oli vuonna 1984 kaksinkertainen verrattuna vuosien 1979-1981. Todennäköisin syy kasviplanktonin perustuotannon ja biomassan suurenemiseen oli ravinteiden lisäys.

Planktonyhteisön kokonaishengitys oli keskimäärin 120 mg C/m³ vrk vuonna 1980 ja 100 mg C/m³ vuonna 1981. Lukujen kaksinkertaistuminen metsänkäsittelyjä seuranneina vuosina (kuva 5) osoittaa lisääntyneen orgaanisen aineksen hajotusta. Lisääntyneen bakteeritoiminnan aiheuttama hapen kuluminen oli selvästi havaittavissa vuosina 1982 ja 1983 (kuva 2). Ennen valuma-alueen metsätaloustoimia Nimettömän planktonyhteisön hengitys oli päällysvedessäkin yleensä suurempi kuin kasviplanktonin perustuotanto (Salonen ym. 1983). Metsänkäsittelyjen jälkeen tilanne oli päinvastainen, etenkin vuosina 1982 ja 1983 (kuva 5). Tästä voidaan päätellä, että autotrofisen tuotannon osuus suhteessa heterotrofiseen suurentui avohakkuun ja kulotuksen seurauksena. Vastaavanlainen kehitys havaittiin Nurmes-tutkimuksen puroissa (Huttunen ym. 1990).



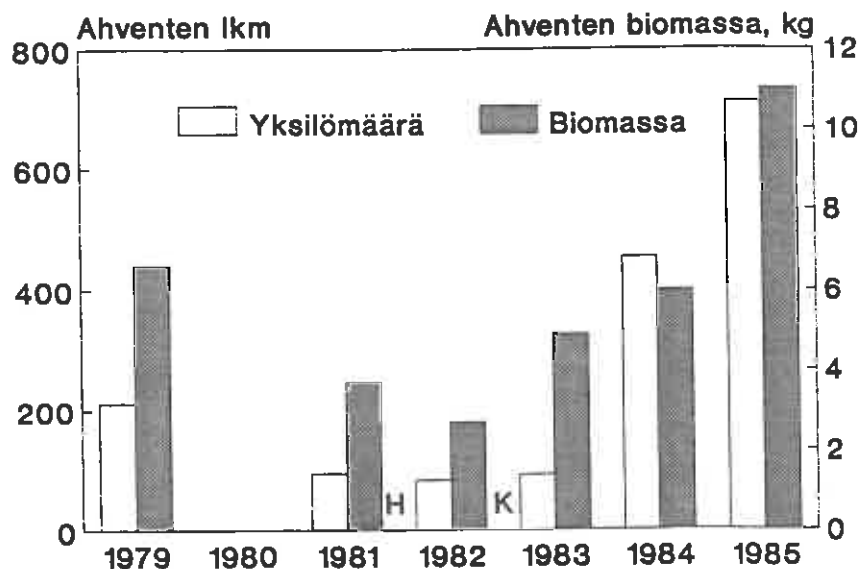
Kuva 5. Kasviplanktonin perustuotanto (Pp), yhteisöhengitys (R) sekä klorofyllipitoisuudet Nimettömässä vuosina 1979-1984. H = hakkuu, K = kulutus.

4.4. Eläinplankton ja kalat

Nimettömän äyriäisplanktonissa runsain laji oli vuonna 1979 *Ceriodaphnia quadrangula* -vesikirppu (Arvola ym. julkaisematon). Seuraavat eläinplanktontiedot ovat vuodelta 1981. Runsain laji oli aluksi *Bosmina longispina* -vesikirppu heinäkuussa ja sen jälkeen syyskuulle saakka *Daphnia* sp. -vesikirppu (Ojala 1986). Kesäkuussa 1983 *Holopedium gibberum* oli vallitseva laji ja sen jälkeen *Bosmina longispina* (Lehtovaara 1985). Esimerkit osoittavat, että eläinplanktonlajisto vaihteli vuodesta toiseen. Vaihtelun syynä voivat olla yhtä hyvin muutokset tuotantoketjun alemmilla tasoilla kuin ylempienkin tasojen muutokset.

Nimettömän tapauksessa on mahdollista, että avohakkuun ja kulutuksen aiheuttamasta ravinnelisäyksestä johtuvat kasvi- ja bakteeriplanktonin muutokset heijastuivat eläinplanktonin elinolosuhteisiin ja lajien välisiin runsaussuhteisiin. Esimerkiksi autotrofisen tuotannon suhteellinen lisäys heterotrofiseen verrattuna todennäköisesti paransi *Daphnia longispinan* elinolosuhteita, sillä laji syö kasvukauden aikana lähinnä leviä (Kankaala 1988).

Toisaalta myös ahvenpopulaatio säätelee eläinplanktonyhteisöä. Vuosina 1979 ja 1983 Nimettömässä oli runsaasti eläinplanktonia syöviä pieniä ahvenia, joiden saalistuspaine kohdistui isoihin vesikirppuihin (*Daphnia*), ja vallitseviksi jäivät pienemmät lajit *Ceriodaphnia quadrangula* vuonna 1979 ja *Bosmina longispina* vuonna 1983. Nimettömän ahvenpopulaation koko ja biomassa suurenvat selvästi vuosina 1984 ja 1985 (kuva 6). On mahdollista, että suurentunut perustuotanto vaikutti eläinplanktontuotantoon ja paransi ahvenen poikasten ravintotilannetta mahdollistaen siten runsaiden vuosiluokkien syntymisen vuosina 1982 ja 1983. On kuitenkin muistettava, että ahvenpopulaatioiden tiheys voi vaihdella suuresti luonnostaankin.



Kuva 6. Nimettömän ahvenpopulaation koko ja biomassa vuosina 1979-1985. Populaation koko arvioitiin merkinnällä ja takaisinpyynnillä, biomassa kalojen pituus-painosuhteen ja populaation pituusjakauman perusteella. H = hakkuu, K = kulutus.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimus osoitti, että valuma-alueen voimaperäinen metsänkäsittely lisää järven ravinnepitoisuuksia. Muutokset tuotantoketjun alemmilla tasoilla, lisääntynyt perustuotanto ja orgaanisen aineen hajotus, vahvistavat vedenlaatutulosten osoittaman rehevöitymisen. Tuotantoketjun korkeammilla tasoilla, eläinplankton- ja kalayhteisöissä, biologiset vuorovaikutukset säätelevät suuressa määrin populaatioiden dynamiikkaa, mikä tekee metsätalouden vaikutusten arvioimisen vaikeaksi.

6. YHTEENVETO

Valuma-alueen avohakkuun ja kuloutuksen vaikutuksia pienen metsäjärven ekosysteemiin tutkittiin vuosina 1979-1985 Evon valtionpuistossa Lammilla. Ensimmäisinä vuosina tehtiin järven limnologinen perusselvitys. Noin puolet valuma-alueesta avohakattiin talvella 1981-1982 ja hakkuutähteet poltettiin keväällä 1983.

Toimenpiteet muuttivat järven kerrostuneisuutta niin että aikaisemmin meromiktisen järven koko vesimassa sekoittui syystäyskierrossa. Veden pH ja alkaliteetti suurentuivat, samoin ravinnepitoisuudet. Ravinnepitoisuuksia lisäsi sekä huuhtoutuminen valuma-alueelta että veden aikaisempaa tehokkaampi sekoittuminen, joka toi ravinteita alusvedestä pintakerrokseen.

Kasviplanktonyhteisö muuttui metsätaloustoimenpiteiden jälkeen, mikä ilmeni piilevien runsastumisena ja sinileväkukintoina. Kasviplanktonin perustuotanto suureni selvästi kuten myös veden klorofyllipitoisuudet. Myös planktonyhteisön hengitys lisääntyi, mikä osoitti orgaanisen aineksen hajotuksen kiihtyneen. Muutokset kasvi- ja bakteeriplanktonissa osoittavat järven rehevöityneen lievästi metsätaloustoimien aiheuttaman ravinnelisäyksen seurauksena. Eläinplanktonin ja ahvenpopulaation dynamiikassa metsätalouden mahdollisesti aiheuttamia muutoksia ei voitu erottaa normaalien biologisten vuorovaikutusten aiheuttamasta vaihtelusta.

7. SAMMANDRAG

Effekterna på en liten skogssjös ekosystem av kalavverknig och hyggesbränning i avrinningsområdet, undersöktes i Evo statspark i Lammi åren 1979 - 1985. Under de första åren gjordes en basutredning av sjöns limnologi. Omkring hälften av avrinningsområdet kalhöggs vintern 1981 - 1982 och hyggesresterna brändes våren 1983.

Åtgärderna förändrade sjöns skiktning så att den tidigare meromiktiska sjöns hela vattenmassa nu omblandades i höstcirkulationen. Vattnets pH och alkalinitet ökade, likaså näringshalterna. Näringshalterna steg både på grund av urlakning i avrinningsområdet och en mera effektiv vatten-cirkulation som förde upp näringsämnen ur djupvattnet till ytskikten.

Växtplanktonsamhället förändrades efter skogsbruksåtgärderna, vilket yttrade sig som en ökning av kiselalgerna och blågrönalgsblomningar. Primärproduktionen av växtplankton ökade klart, liksom även vattnets

klorofyllhalt. Planktonsamhällets respiration ökade likaså, vilket visar på en accelererad nedbrytning av organiskt material. Förändringarna i växt- och bakterieplanktonet visade en lindrig eutrofiering av sjön, på grund av det näringstillskätt skogsbuksåtgärder förorsakade. I djurplanktonets och abborrpopulationens dynamik kunde de eventuella, av skogsbruket förorsakade förändringarna, inte skiljas från den normala biologiska variationen.

Kiitokset

Nimettömän tutkimukset ovat osa Helsingin yliopiston Lammin biologisen aseman metsäjärvitutkimuksia, joita rahoitti vuosina 1979-1984 Maj ja Tor nesslingin säätiö sekä Suomen Akatemia. Tämän kirjoituksen aikaisempaa versiota ovat kommentoineet Anna-Liisa Holopainen, Ismo J. Holopainen, Antti Lappalainen, Veijo Pruuki ja Lauri Urho.

KIRJALLISUUS

Ahtiainen, M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiologia* 243/244, s. 465-473.

Ahvonon, A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. ja Vuorinen, P. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 45, 69 s.

Arvola, L. 1983. Primary production of phytoplankton in two small forest lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 101, s. 105-110.

Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, A. & Ojala, A., 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71, s. 737-758.

Arvola, L., Salonen, K. & Rask, M., 1990a. Chemical budgets for a small dystrophic lake in southern Finland. *Limnologia (Berlin)* 20, s. 243-251.

Arvola, L., Metsälä, T.-R., Similä, A. & Rask, M. 1990b. Seasonal fluctuations in the chemistry of small forest lakes in southern Finland with special reference to acidity. *Aqua Fennica* 20, s. 71-79.

Bormann, F.H. & Likens, G.E., 1985. Air and watershed management and the aquatic ecosystem. In: Likens, G.E. (toim.), *An ecosystem approach to aquatic ecology*, s. 436-444. Springer Verlag, New York.

Gregory, S.V., Lamberti, G.A., Erman, D.C., Koski, K.V., Murphy, M.L. & Sedell, J. R. 1987. Influence of forest practices on aquatic production. Teoksessa: Salo, E.O & Cundy, T.W. (toim.), *Streamside management; Forestry and fishery interactions*, s. 233-255. University of Washington, Institute on Forest Resources.

Hansmann, E.W. & Phinney, H.K. 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon. *Ecology* 54, s. 195-199.

Holopainen, A.-L. & Huttunen, P. 1992. Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. *Hydrobiologia* 243/244, s. 457-464.

Huttunen, P., Holopainen, A.-L. & Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset purojen veden laatuun ja vesibiologiaan. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 91, 32 s.

Jansson, M. 1978. Experimental lake fertilization in Kuokkel area, northern Sweden: Budget calculations and the fate of nutrients. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, s. 857-862.

Kankaala, P. 1988. The relative importance of algae and bacteria as food for *Daphnia longispina* (Cladocera) in a polyhumic lake. Freshwater Biology 19, s. 285-296.

Komiteamietintö 1987. Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. Komiteamietintö 1987:62, 344 s.

Langeland, A. & Reinertsen, H. 1982. Interactions between phytoplankton and zooplankton in a fertilized lake. Holarctic Ecology 5, s. 253-272.

Lehtovaara, A. 1985. *Daphnia longispina* ja *Bosmina longispina* vesikirppujen populaatiodynamiikka kahdessa eteläsuomalaisessa järvessä. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos, 92 s.

Meriläinen, J. 1970. On the limnology of meromictic lake Valkeajärvi, in the Finnish Lake District. Ann. Bot. Fennici 7, s. 29-51.

Murphy, M.L. & Hall, J.D. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade mountains, Oregon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, s. 137-145.

Ojala, A. 1986. Happamoitumisen vaikutukset eläinplanktoniin. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, ympäristönsuojelun laitos, 134 s.

Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K. 1985. A note on the acidity in 54 lakes in Evo forest area, southern Finland. Aqua Fennica 15, s. 41-46.

Rask, M., Heinänen, A., Salonen, K., Arvola, L., Bergström, I., Liukkonen, M. & Ojala, A. 1986. The limnology of a small, naturally acidic, highly humic forest lake. Arch. Hydrobiol. 106, s. 351-371.

Salonen, K., Kononen, K. & Arvola, L. 1983. Respiration of plankton in two small, polyhumic lakes. Hydrobiologia 101, s. 65-70.

Salonen, K., Arvola, L. & Rask, M. 1984. Autumnal and vernal circulation of small forest lakes in southern Finland. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, s. 103-107.

Schindler, D.W. & Fee, E.J. 1974. Experimental lake area: Whole-lake experiments in eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 31, s. 937-953.

Seuna, P. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on runoff in the Nurmes-study. Suomen akatemian julkaisuja 4/1988, s. 122-134.

Simonsson, P. (toim.) 1987. Environmental effects of draining wetland and forest - final report from a group of projects. Naturvårdsverket, Report 3270, 196 s.

Raudan, humuksen ja happamuuden vaikutus taimenen (*Salmo trutta*)
kiduksiin ja elintoimintoihin

Pekka J. Vuorinen, Seppo Peuranen, Marja Vuorinen ja Arto Hollender

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO	15
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	17
2.1. Altistus	17
2.2. Hapenkulutus	17
2.3. Verinäytteet	18
2.4. Kidustutkimukset	19
2.5. Tilastollinen käsittely	19
3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	19
3.1. Kidukset	19
3.2. Hapenkulutus	20
3.3. Veri- ja plasmasuureet	22
3.4. Yleistarkastelu	24
4. JOHTOPÄÄTÖKSET	26
KIITOKSET	27
YHTEENVETO	27
SAMMANDRAG	27
KIRJALLISUUS	28

1. JOHDANTO

Metsätaloustoimet muuttavat usein huomattavasti niiden vaikutuspiirissä olevien vesistöjen veden laatua. Epäorgaanisen ja orgaanisen kiintoaineen huuhtoutuminen voi kasvaa ja liunneen orgaanisen aineksen ja ravinteiden pitoisuudet suurentua. Lisäksi virtaus- ja lämpöolot voivat muuttua. Maaperästä vapautuu myös rautaa ja muitakin metalleja vesistöihin. Vesistöihin joutuva orgaaninen aines, humus, toisaalta sitoo metalleja itseensä. Myös veden pH:n muutokset ovat mahdollisia. Metsätalouden vaikutuksesta kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen on tehty kirjallisuusselvitys (Ahvonen ym. 1992).

Yleisimmin metallien myrkyllisyys kaloille selittyy niiden pinta-aktiivisuudella eli esiintyessään vapaina kationeina metallit sitoutuvat kiduksiin, jossa ne voivat vahingoittaa epiteeliä ja sen normaalia toimintaa (McDonald ym. 1989). Tärkeimmät vesikemiaan liittyvät tekijät, jotka vaikuttavat metallien aktiivisuuteen ovat pH, veden kalsiumpitoisuus ja kompleksoimiskyky (mm. humusaineet) (Vuorinen ym. 1984, McDonald ym. 1989). Humusaineet muodostavat metallien kanssa melko pysyviä komplekseja, jolloin ionimuotoisen (vapaan) metallin osuus vedessä pienenee.

Happamassa vedessä, silloin kun veden happipitoisuus on pieni, rauta esiintyy vapaana kaksiarvoisena ferrorautana (Stumm ja Lee 1960). Tästä voi seurata, että ympäristöä emäksisemmille rajapinnoille, kuten kidusten pintaan, sakkautuu kolmearvoista ferrihydroksidia. Vastaava pH-riippuvuus on osoitettu veteen liunneen alumiinin sakkautuessa kidusten pintaan (Playle ja Wood 1989). Veden kalsiumpitoisuuden vaikutusta raudan myrkyllisyyteen ei ole juuri tutkittu. Raudan haitalliset vaikutukset vähenevät, jos ferrorauta ehtii hapettua ferrimuotoon (ja saostua) ennenkuin se joutuu kosketuksiin kidusten kanssa (Liebmann 1960). Merivedessä (10 °C) hapettumisreaktion puoliintumisaika (aika, jona puolet ferroraudasta on hapettunut ferrimuotoon) on pH:ssa 6 kahdeksan vuorokautta ja pH:ssa 5 jo yli kaksi vuotta (Roekens ja van Griegen 1983). Raudan eri hapettumisasteiden myrkyllisyyden yksiselitteinen määrittäminen makean veden kaloille onkin hankalaa sen vuoksi, että ferrorauta hapettuu jatkuvasti ferrimuotoon etenkin runsashappisessa ja neutraalissa vedessä.

Runsaasti rautaa sisältävien happamien Kemira Oy:n Porin tehtaiden jätevesien vaikutuksia tutkittiin sumputtamalla kirjolohia (*Oncorhynchus mykiss*) purkuvesialueella lähellä pohjaa 4 - 7 vuorokautta (Lehtonen 1976). Sumputuksissa todettiin kalojen kuolevan jätevesien vaikutuksesta ja jätevesien vaikutusalueella havaittiin myös kalojen karkottumista. Jätevesissä oli kuitenkin raudan ja happamuuden lisäksi myös muita haitallisia yhdisteitä, jotka vaikuttivat tuloksiin.

Hiilikaivostoinnasta vesiin joutuvan rautapyriitin (FeS_2) vaikutusta vesistöihin on tutkittu etenkin 1970-luvulla (Sykora ym. 1972, Smith ym. 1973, Sykora ym. 1975, Brenner ym. 1976, Smith ja Sykora 1976). FeS_2 reagoi veden kanssa vapauttaen kaksiarvoista rautaa ja rikkihappoa. pH:n taas noustessa ja raudan hapettuessa muodostuu hyvin niukkaliukoista ferrihydroksidia. Ferriraudan vaikutusta kaloihin on tällaisissa tapauksissa tutkittu siten, että ferrosulfaattipitoista vettä neutraloidaan kalsiumhydroksidilla, jolloin muodostuu ferrihydroksidisakkaa. Hopealohen (*Oncorhynchus kisutch*) haudontatulos heikkeni, kun raudan pitoisuus vedessä ylitti 1,0 - 1,3 mg l⁻¹ (pH > 7,7) (Smith ja Sykora 1976). *Pimephales promelas* -kalan haudontatulos ja poikasten kasvu heikkenivät, kun veden rautapitoisuus ylitti 1,5 mg l⁻¹ (pH 7 - 8) (Smith ym. 1973). Juveniilien puronieriöiden (*Salvelinus fontinalis*) kasvu hidastui rautapitoisuudessa 12 mg l⁻¹ (pH > 7) (Sykora ym. 1972). Sykora ym. (1975) totesivat pitkäaikaisten altistuskokeiden perusteella turvallisen kokonaisrautapitoisuuden juveniilille puronieriälle olevan 7,5 - 12 mg l⁻¹ (pH 7 - 8). Brenner ym. (1976) altistivat teräkalaja (*Notropus cornutus*) pitoisuudessa 3,0 mg l⁻¹ (pH 7,1 - 7,3) kahdeksan viikkoa, eikä kalojen kuolleisuudessa tapahtunut muutoksia.

Vedessä olevan raudan vaikutuksista kalojen fysiologiaan tiedetään melko vähän. Raudan on todettu sakkautuvan kalojen mätimunien ja kidusten pintaan (Larson ja Olsen 1950, Smith ym. 1973, Bagge ja Ilus 1975, Lehtonen 1976, von Lukowicz 1976, Eckerberg 1981, Andersson ym. 1982, Vuorinen 1984, Oulasvirta 1990), jolloin hengityskaasujen vaihto ilmeisestikin vaikeutuu. Kaksiarvoisen raudan tiedetään olevan kaloille haitallista. Kun veteen oli lisätty kaksiarvoista rautaa 1,3 mg l⁻¹ (pH 6 - 8), kuolivat kaikki kokeessa olleet kirjolohen vastakuoriutuneet poikaset (Amelung 1982). von Luckowichin (1976) mukaan kirjolohia kuoli erityisesti silloin, kun kaksiarvoisen raudan pitoisuus oli vähintään 5 mg l⁻¹ (pH 6 - 7). Brandtin (1938) mukaan rauta-pitoisuus 0,9 mg l⁻¹ on myrkyllinen. Puronieriät kuolivat pH:ssa 5,5 vuorokaudessa, kun veteen oli lisätty rautaa 3,2 mg l⁻¹ ferrosulfaattina; laskennallinen 48 tunnin LC50-arvo oli 0,4 mg l⁻¹ (Decker ja Menendez 1974). Steffensin ym. (1992) mukaan tulevan veden turvallinen kokonaisrautapitoisuus kirjolohta kasvattavilla kalanviljelylaitoksilla on 5 - 10 mg l⁻¹ edellyttäen, että vesi on neutraalia ja happittilanne hyvä. Tällöin rauta on mitä ilmeisimmin ferrimuodossa.

Tässä tutkimuksessa on selvitetty raudan, humuksen ja happamuuden yhteisvaikutuksia yksikesäisten taimenten elintoimintoihin lyhytaikaisessa laboratorioaltistuksessa. Koeolot valittiin mahdollisimman luonnonmukaisiksi, jotta tuloksia voitaisiin käyttää kenttähavaintojen tulkinnassa hyväksi.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Altistus

Kesänvanhat taimenet kuljetettiin Helsinkiin RKTL:n laboratorioon Laukaan keskuskalanviljelylaitokselta, ja kaloja akklimoitiin 10-asteisessa vedessä kuukauden ajan. Ruokkiminen lopetettiin 3 vuorokautta ennen kokeen alkua. Altistuksen alussa taimenten paino oli $22,7 \pm 1,4$ g ja pituus $13,2 \pm 0,3$ cm.

Altistusvedet valmistettiin lisäämällä ionivaihdettuun veteen suoloja, jolloin ionien pitoisuuksiksi tulivat (mmol l⁻¹): Na⁺ 0,064; K⁺ 0,011; Cl⁻ 0,072; Ca²⁺ 0,050; Mg²⁺ 0,032 ja SO₄⁻ 0,052. Rauta (kokonaispitoisuus 2 mg l⁻¹) lisättiin veteen sekä ferri- että ferrorautana (FeCl₃:FeSO₄ = 1:1). Humuspreparaattia (Fluka 53680) lisättiin 15 mg l⁻¹, jolloin veden väriluku oli noin 180. Raudan ja humuksen lisäyksen jälkeen vesien pH säädettiin rikkihapolla (Merck No 731).

Altistusryhmät olivat: "pH 5 + Fe", "pH 5 + Fe + humus", "pH 6 + Fe", "pH 6 + Fe + humus" ja vertailuryhmä (pH 6,33), jossa veteen ei lisätty rautaa eikä humusta. Kokeet tehtiin joulukuussa 1991 ja noin viikko testiliuosten valmistamisen jälkeen. Taimenia (6 kalaa ryhmässä) altistettiin 60 litran vetoisissa polyeteenialtaissa, joihin vaihdettiin vettä päivittäin. Tällöin veden vaihtuvuus oli vuorokaudessa noin 0,5 l kalagrammaa kohti. Vesinäytteet otettiin aina ennen vedenvaihtoa ja altistuksen lopussa. Vesianalyysit tehtiin SFS-standardien mukaisesti. Vedenlaatatiedot on esitetty taulukossa 1. Testialtaissa oli jatkuva ilmastus. Altistusaika oli kolme vuorokautta, paitsi ryhmän "pH 5 + Fe" altistusaika oli suuren kuolleisuuden vuoksi vain 2 vuorokautta.

2.2. Hapenkulutus

Altistuksen lopussa kalojen hapenkulutus mitattiin akryylimuovista tehdyssä kammiossa (tilavuus 1 514 ml), jonka vesi pidettiin liikkeessä magneettisekoituksen avulla. Hapen osapainetta kammiossa seurattiin happimittariin (Strathkelvin Instruments Oxygen meter model 781) kytketyllä happielektrodilla (Radiometer 1302 oxygen electrode). Hapen osapaineen muutosta kammiossa mitattiin noin 15 minuutin ajan veden virtauksen kammioon ollessa suljettuna ja kalan hapenkulutus laskettiin kaavalla:

$$V_{O_2} (\text{mlO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}) = (\alpha * \Delta P_{O_2}) * \left(\frac{t}{60} \right) * V / M, \text{ jossa}$$

$\frac{60}{t}$

α = hapen liukoisuuskerroin (mlO₂ l⁻¹ torr⁻¹)

ΔP_{O_2} = hapen osapaine-ero kammiossa alussa ja lopussa (torr h⁻¹)

t = mittausaika (min)

V = hengitysveden tilavuus kammiossa (l)

M = kalan massa (kg)

Taulukko 1. Vedenlaatutietoja taimenaltistuksesta. Vesinäytteet otettiin aina juuri ennen vedenvaihtoa ja altistuksen lopussa. Esitetyt luvut ovat 2 - 4 näytteen keskiarvoja.

	pH		Fe, mg l ⁻¹		Väriluku
	alussa	lopussa	nominaali	mitattu	
"pH 5 + Fe"	5,00	5,56	2,0	1,7	17
"pH 5 + Fe + humus"	5,00	5,46	2,0	1,7	160
"pH 6 + Fe"	6,00	5,99	2,0	0,8	10
"pH 6 + Fe + humus"	6,00	5,81	2,0	1,7	175
Kontrolli	6,33	6,33	0	0	0

Hapenkulutuksen mittaaminen aloitettiin välittömästi sen jälkeen, kun kala oli siirretty kammioon. Koska rauhoittumisaikaa ei ollut, edustavat saadut mittausarvot häirityn kalan lähes maksimaalista hapenkulutusta. Tällä tavalla pyrittiin saamaan selvemmin esille mahdollisten kidesvaurioiden aiheuttama hapen saannin estyminen.

2.3. Verinäytteet

Hapenkulutusmittauksen jälkeen kalat nukutettiin MS-222 -liuoksessa (0,13 g l⁻¹), jonka pH oli säädetty NaHCO₃:lla vastaamaan altistusveden pH:ta. Pyrstösuonesta otetusta verinäytteestä määritettiin hematokriittiarvo sekä hemoglobiini-, glukoosi- ja laktaattipitoisuus ja plasmasta natrium-, kloridi- ja kaliumionien pitoisuus sekä kokonaisproteiinipitoisuus. Näytteenotto ja määritykset tehtiin kuten tutkimuksessa Vuorinen ym. 1990. Selkäevän kohdalta otettu lihaskappale uutettiin Loenn ja Oikarin (1982) menetelmällä ja uutoksesta määritettiin natrium-, kloridi- ja kaliumionien pitoisuudet

kuten edellä. Lihaksen vesipitoisuus määritettiin kuivaamalla kudospalaa vuorokausi 105 °C:ssa.

2.4. Kidustutkimukset

Kidusten pintaan saostuneen raudan osoittamista varten yksi kiduskaari upotettiin 20 minuutiksi hematoksyliini-natriumjodaatti -väriin (Havas 1986), minkä jälkeen se huuhdeltiin tislatussa vedellä ja säilöttiin 70 %:een etanoliin. Toinen kiduskaari kestäväitettiin 4 %:sella puskuroidulla formaldehydiliuoksella ja jatkokäsiteltiin kuten tutkimuksessa Vuorinen ym. (1990). Kiduksista tutkittiin rakenteellisia muutoksia ja hengitysepiteelin aritmeettinen paksuus (d_A) laskettiin kaavalla (ks. Weibel ja Knight 1964):

$$d_A = (P_{\text{Epi, SLR}} * 12,9) / (2 * I_o), \text{ jossa}$$

$P_{\text{Epi, SLR}}$ = kiduslehdyköiden (lamellien) epiteelikudokseen osuneiden hilan (Merz 1967) pisteiden lukumäärä
 I_o = lamellien ulkopinnan ja hilan linjojen leikkauspisteiden lukumäärä

Mikroskoopin suurennos oli 1 410 ja hilavakion suuruus 12,9 μm .

2.5. Tilastollinen käsittely

Altistusryhmien välisiä eroja testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä ja keskiarvojen välisiä eroja Scheffen tai Tukeyn (epiteelin paksuus) testillä ($p < 0,05$). Tilastollisiin laskuihin käytettiin SAS-ohjelmistoa (SAS 1988).

3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

3.1. Kidukset

Kun veteen oli lisätty rautaa, muttei humusta, puolet altistetuista kaloista kuoli pH:ssa 5 vuorokauden kuluessa ja pH:ssa 6 kahden vuorokauden kuluessa. Muissa altistuksissa kaloja ei kuollut. Kalojen kuoleman aiheutti mitä ilmeisimmin hapen puute kudoksissa, sillä kiduslamellit olivat vaurioituneet pahoin; lamellit olivat paikoin fuusioituneet yhteen ja epiteelisoluko oli hypertrofista ja/tai nekroottista (kuva 1). Epiteelin aritmeettinen paksuus oli suurempi ($p < 0,05$) ryhmien "pH 5 + Fe" ja "pH 6 + Fe" kaloilla kuin vertailukaloilla (kuva 2). Kidusten epiteelin pinnalla oli selvä kerros hematoksyliini-natriumjodaatilla värjäytynyttä rautahydroksidisakkaa

(kuva 3). von Lukowich (1976) havaitsi raudan kertymistä talvehtivien karppien (*Cyprinus carpio*) kiduksiin, kun veden pH oli 5,3, kaksiarvoisen raudan pitoisuus 1 mg l^{-1} ja veden happipitoisuus 1 mg l^{-1} . Myös kirjolohen kiduksiin saostui rautaa, kun pH oli 6,0 - 6,5 ja veden rautapitoisuus yli 5 mg l^{-1} (Steffens ym. 1992). Weatherley ym. (1991) havaitsivat rautaa kertyneen happaman ja kalkitun joen sekoittumisvyöhykkeessä sumputettujen taimenten (*Salmo trutta*) kiduksiin, mutta he eivät kyenneet arvioimaan raudan osuutta myrkkyyvaikutuksesta. Myös Ison Valkjärven kalkituskokeessa ahventen (*Perca fluviatilis*) kiduksissa havaittiin mahdollisesti saostunutta rautaa kalkitusta seuraavana päivänä. Ahventen elintoiminnoissa ei kuitenkaan tällöin todettu häiriöitä (Vuorinen ym. 1992).

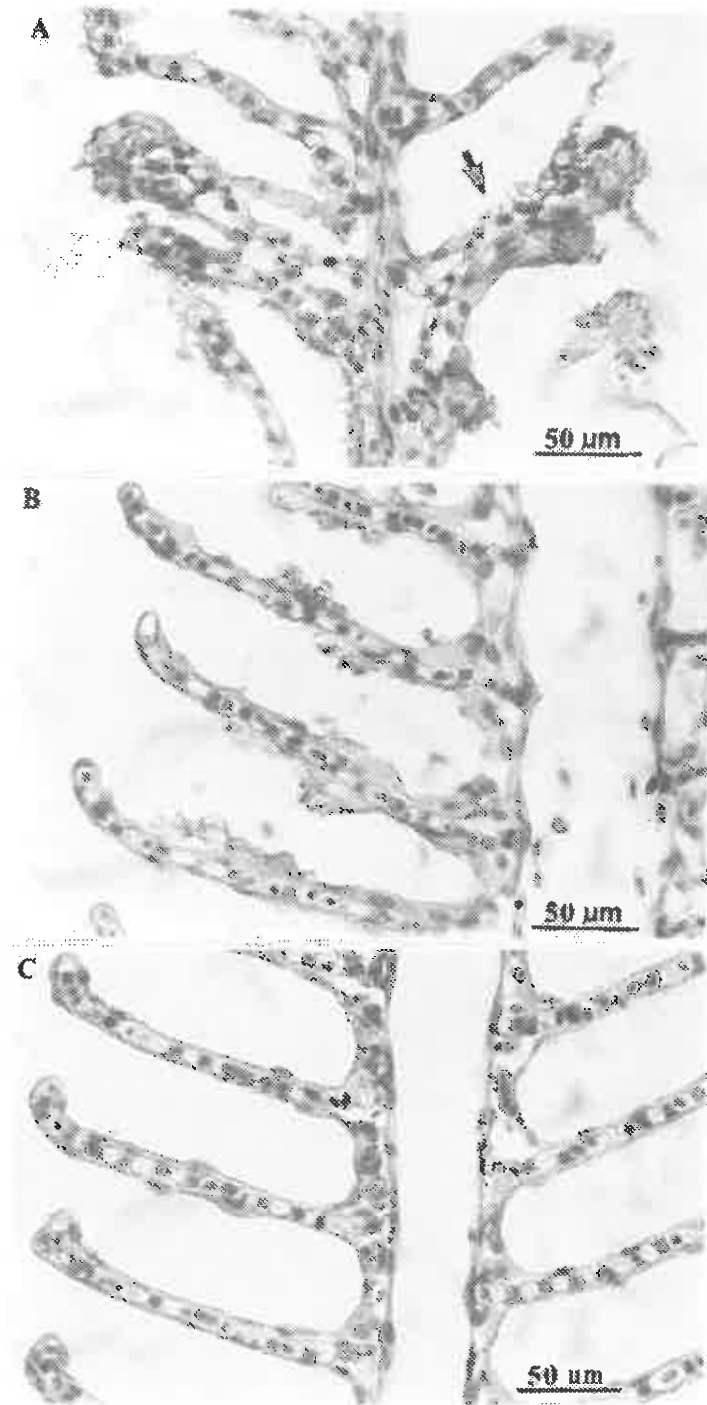
Humuksen lisääminen veteen lievensi tässä tutkimuksessa kidusten vaurioitumista. Ryhmän "pH 5 + Fe + humus" kalojen kidusten lamellit eivät fuusioituneet, mutta lamellien epiteeli oli paikoin lievästi hypertrofista (kuva 1); raudan sakkautuminen kidusten pintaan oli vähäistä. Ryhmässä "pH 6 + Fe + humus" samoin kuin vertailuryhmässä lamellit olivat normaalin näköiset (kuva 1). Rautaa ei näiden kalojen kiduksissa havaittu.

Raudan aiheuttamista histologisista kidusmuutoksista on olemassa vain vähän tietoa. Brennerin ym. (1976) mukaan teräkalan kiduksissa ei havaittu vaurioita kahdeksan viikon ferrihydroksidialtistuksen jälkeen (3 mg Fe l^{-1}). Heidän kirjoittamastaan artikkelista ei kuitenkaan ilmene miten kiduksia oli tutkittu. Wepenerin (1990) mukaan rauta aiheutti vihertilapian (*Tilapia sparrmanii*) kiduslamellien epiteelin irtoamista ja hypoksiaa.

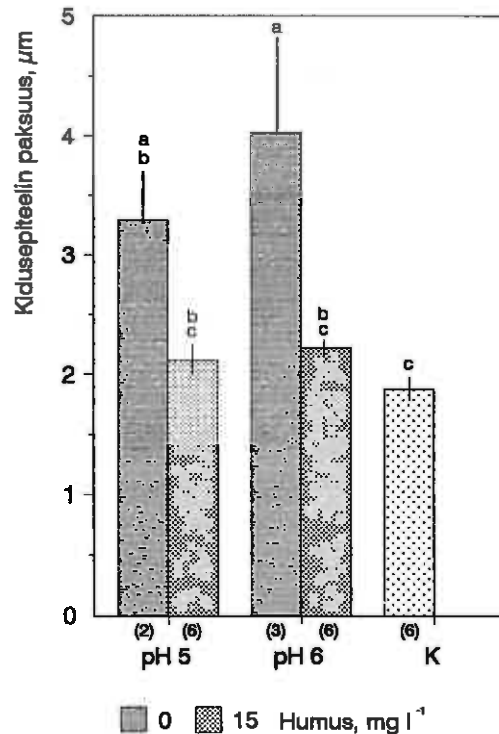
3.2. Hapenkulutus

Pelkälle raudalle altistettujen taimenten hapenkulutus oli testin lopussa merkitsevästi pienempi ($p < 0,05$) sekä pH:ssa 5 että pH:ssa 6 kuin vertailuryhmässä (kuva 4).

Hapensaannin heikkenemistä kuvasi myös veren suuri hematokriittiarvo ja punasolujen turpoamisesta johtuva pieni keskihemoglobiinipitoisuus (MCHC) (taulukko 2). Veren hemoglobiinipitoisuudessa sen sijaan ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja (taulukko 2). Ferrikloridin ($1,57 \text{ mg Fe l}^{-1}$) todettiin aiheuttavan vihertilapialle verenkuvaan muutoksia, joiden tulkittiin viittaavan hypoksiaan (Wepener ym. 1992). Myös ryhmien "pH 5 + Fe + humus" ja "pH 6 + Fe + humus" kalojen hapenkulutus oli pieni, joskaan ero ei ollut merkitsevä (kuva 4). Bagge ja Ilus (1975) mittasivat seitsemän kalalajin hapenkulutusta puhtaassa murtovedessä ja ferrosulfaattia sisältävässä vedessä (rautaa noin 37 mg l^{-1}). Kalojen hapenkulutus pieneni useimmissa tapauksissa.



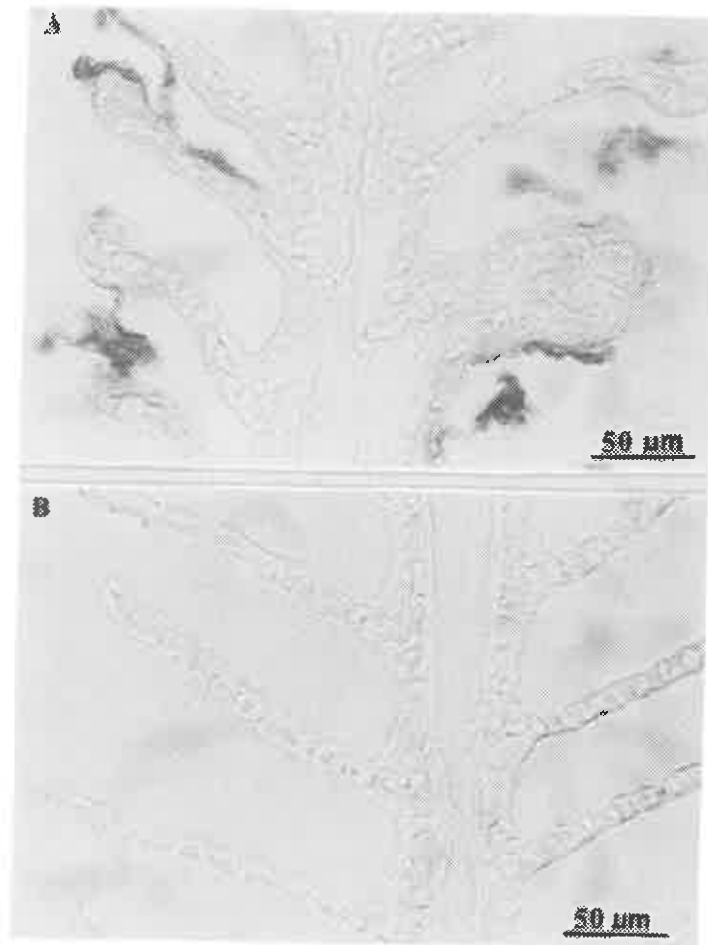
Kuva 1. Rauta-humus- ja rauta-altistuksen vaikutus kesänvanhojen taimenten kidusepiteeliin. Ryhmässä "pH 5 + Fe" (A) lamellit fuusioituivat ja epiteelisolukko oli nekroottista (nuoli). Humuksen lisääminen lievensi kidusten vaurioitumista ryhmässä "pH 5 + Fe + humus" (B). Ryhmässä "pH 6 + Fe + humus" kidusepiteeli oli normaalin näköinen (C). Altistusaika oli kolme vuorokautta, paitsi ryhmässä "pH 5 + Fe" suuren kuolleisuuden vuoksi kaksi vuorokautta. Alsiansini-PAS -värjäys.



Kuva 2. Rauta-humus- ja rauta-altistuksen vaikutus kesänvanhojen taimenten kidusepiteelin paksuuteen (keskiarvo $\pm$ SE). Altistusaika oli ryhmässä "pH 5 + Fe" kaksi vuorokautta, muissa ryhmissä kolme. Tutkittujen yksilöiden lukumäärä on ilmoitettu pylväiden alla. Eri kirjaimet pylväiden päällä tarkoittavat merkitsevää eroa ryhmien välillä ($p < 0,05$). K on vertailuryhmä.

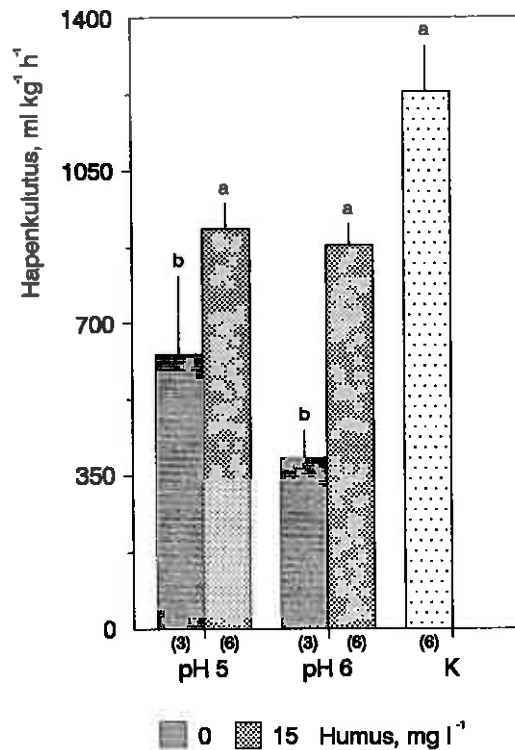
3.3. Veri- ja plasmasuureet

Veren glukoosipitoisuus oli ryhmien "pH 5 + Fe" ja "pH 6 + Fe" kaloilla suurempi ($p < 0,05$) kuin vertailuryhmän kaloilla; myös ryhmän "pH 5 + Fe + humus" kaloilla veren glukoosipitoisuus oli suuri, mutta ero vertailuryhmään ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 2). Glukoosipitoisuuden suurenemista kalojen veressä pidetään yleisenä stressin indikaattorina (Wedemayer ja McLeay 1981). Teräkalan veren glukoosipitoisuus sen sijaan pieneni neljän ensimmäisen altistusviikon aikana, kun kaloja altistettiin ferriraudalle pitoisuudessa 3 mg Fe l^{-1} , mutta suureni sitten lähelle vertailukalojen pitoisuutta (Brenner ym. 1976). Veren laktaattipitoisuudessa ei ollut eroja altistusryhmien välillä (taulukko 2).



Kuva 3. Rautaa saostui kidusten pinnalle ryhmässä "pH 5 + Fe" (A), mutta saostumista ei havaittu ryhmässä "pH 6 + Fe + humus" (B). Altistusaika oli ryhmässä "pH 5 + Fe" kaksi vuorokautta, muissa ryhmissä kolme. Hematoksyliini-natriumjodaatti -värjäys.

Plasman kloridi-ionien pitoisuus oli ryhmien "pH 6 + Fe" ja "pH 5 + Fe + humus" kaloilla merkitsevästi pienempi kuin vertailukaloilla (taulukko 2). Ryhmässä "pH 5 + Fe" kalojen veri oli niin viskoosista, ettei riittävää määrää plasmata saanut erotetuksi ionimäärityksiä varten. Tässäkin ryhmässä on todennäköisesti esiintynyt ionisäätelyn häiriöitä, sillä osmoottiset häiriöt johtavat veren viskositeetin suurenemiseen ja lopulta kalan kuolemaan (Milligan ja Wood 1982, Witters ym. 1990a). Ionisäätelyn häiriintymistä kuvaa myös plasman proteiinipitoisuuden suureneminen (taulukko 2). Raudan vaikutuksia kalojen ionisäätelyyn tunnetaan huonosti (McDonald ym. 1989). Ferrihydroksidille (3 mg Fe l^{-1}) altistettujen teräkalojen plasman kaliumpitoisuus oli kahdeksan



Kuva 4. Rauta-humus- ja rauta-altistuksen vaikutus kesänvanhojen taimenten hapenkulutukseen (keskiarvo $\pm$ SE). Selitykset kuvan 2 tekstissä.

3.4. Yleistarkastelu

Pelkän raudan aiheuttamat vaikutukset kahdessa eri pH:ssa eivät juuri poikenneet toisistaan siitä huolimatta, että pH:ssa 6 raudan todellinen pitoisuus oli saostumisen vuoksi vain puolet pH:n 5 rautapitoisuudesta (taulukko 1). Humusvesissä raudan mitattu pitoisuus oli $1,7 \text{ mg l}^{-1}$. Koska fysiologiset muutokset olivat humusta sisältäville vesille altistetuissa kaloissa lievempiä kuin pelkälle raudalle altistetuissa, on humuksen täytynyt sitoa rautaa ja estää siten raudan saostuminen kiduksiin ainakin osittain. Erityisen selvästi humuksen suojaava vaikutus näkyy hapenkulutuksessa. Plasman kloridipitoisuus oli kuitenkin ryhmän "pH 5 + Fe + humus" kaloilla pienempi kuin ryhmän "pH 6 + Fe + humus" kaloilla, ilmeisesti juuri pH:n vaikutuksesta (vrt. Wood ja McDonald 1987).

Taulukko 2. Veren hematokriittiarvo (Hkr) ja hemoglobiini- (Hb), keskihemoglobiini- (MCHC), glukoosi- ja laktaattipitoisuus sekä plasman kloridi-, natrium-, kalium- ja kokonaisproteiinipitoisuus. Ryhmässä "pH 5 + Fe" altistusaika oli kaksi vuorokautta, muissa kolme. Eri kirjaimet yläindeksinä tarkoittavat merkitsevää eroa altistusryhmien välillä ($p < 0,05$). - = havainto puuttuu.

	"pH 5 + Fe"	"pH 5 + Fe + H"	"pH 6 + Fe"	"pH 6 + Fe + H"	Kontrolli
Hkr	$0,51 \pm 0,03^a$ (3)	$0,41 \pm 0,03^b$ (6)	$0,54 \pm 0,04^a$ (3)	$0,41 \pm 0,02^b$ (6)	$0,38 \pm 0,02^b$ (6)
Hb, g l ⁻¹	$83,6 \pm 0,7^a$ (3)	$85,8 \pm 6,7^a$ (6)	$92,8 \pm 9,1^a$ (3)	$89,2 \pm 5,7^a$ (6)	$85,6 \pm 4,1^a$ (6)
MCHC, g l ⁻¹	$164,1 \pm 10,8^a$ (3)	$209,5 \pm 6,9^b$ (6)	$170,1 \pm 5,3^a$ (3)	$220,3 \pm 7,2^b$ (6)	$224,4 \pm 4,2^b$ (6)
Glu, g l ⁻¹	$2,95 \pm 0,31^a$ (3)	$2,05 \pm 0,25^{ab}$ (6)	$2,72 \pm 0,54^a$ (3)	$0,87 \pm 0,04^c$ (6)	$1,31 \pm 0,15^{bc}$ (6)
Lakt., g l ⁻¹	$0,63 \pm 0,02^a$ (3)	$0,68 \pm 0,11^a$ (6)	$0,66 \pm 0,22^a$ (3)	$0,58 \pm 0,07^a$ (6)	$0,74 \pm 0,06^a$ (6)
Cl ⁻ , mmol l ⁻¹	-	$117,8 \pm 1,2^b$ (6)	$100,0 \pm 5,6^a$ (3)	$131,8 \pm 1,2^c$ (6)	$130,8 \pm 1,0^c$ (6)
Na ⁺ , mmol l ⁻¹	-	$147,0 \pm 3,7^a$ (5)	-	159,0 (1)	$164,7 \pm 0,9^b$ (3)
K ⁺ , mmol l ⁻¹	-	$3,5 \pm 0,10^a$ (5)	-	2,3 (1)	$3,0 \pm 0,3^{ab}$ (3)
Prot., g l ⁻¹	-	$44,3 \pm 1,4^b$ (5)	$54,3 \pm 1,9^a$ (3)	$37,5 \pm 1,9^c$ (6)	$41,7 \pm 1,2^{bc}$ (6)

Taulukko 3. Lihaksen kloridi-, natrium- ja kaliumionien pitoisuudet ja vesipitoisuus. Ks. selitykset taulukon 2 tekstistä.

	"pH 5 + Fe"	"pH 5 + Fe + H"	"pH 6 + Fe"	"pH 6 + Fe + H"	Kontrolli
Cl ⁻ , mmol l ⁻¹	$11,1 \pm 0,1^a$ (2)	$10,9 \pm 0,4^a$ (2)	-	$10,9 \pm 0,2^a$ (2)	-
Na ⁺ , mmol l ⁻¹	-	$10,8 \pm 0,3^a$ (2)	-	$10,9 \pm 0,1^a$ (6)	$10,9 \pm 0,2^a$ (6)
K ⁺ , mmol l ⁻¹	$129,7 \pm 15,3^a$ (3)	$123,2 \pm 1,2^a$ (6)	$122,7 \pm 2,8^a$ (3)	$123,6 \pm 2,0^a$ (6)	$128,1 \pm 1,1^a$ (6)
Vesi-%	$79,9 \pm 0,5^a$ (3)	$79,8 \pm 0,2^a$ (6)	$80,3 \pm 0,4^a$ (3)	$79,8 \pm 0,1^a$ (6)	$79,9 \pm 0,2^a$ (6)

altistusviikon jälkeen, suurempi ja natriumpitoisuus lievästi pienempi kuin vertailukaloilla (Brenner ym. 1976). Taimenen poikasissa ionien pitoisuudet olivat merkitsevästi pienempiä kuin vertailukaloilla, kun veden rautapitoisuus oli $0,3 \text{ mg l}^{-1}$ (lisätty ferrikloridina) ja pH 6,5 (Reader ym. 1989). Lihaksen ionipitoisuudessa ja vesipitoisuudessa ei ollut tässä tutkimuksessa merkitseviä eroja ryhmien välillä (taulukko 3).

Andersson ja Nyberg (1984) sumputtivat taimenia kolmessa joessa kevään sulamisvesien aikaan vuosina 1982 ja 1983. Vuoden 1982 keväällä kaloja alkoi kuolla heti sulamisen alettua, kun pH oli vielä yli 5,5, jolloin vedestä mitatut alumiinin, raudan ja mangaanin pitoisuudet olivat 90 - 160, 550 - 1200 ja $80 - 180 \mu\text{g l}^{-1}$. Veden orgaanisen aineen määrää yleensä kuvaava väriluku oli tuolloin noin 150. Raudan pitoisuus kiduksissa oli suurempi kuin kahden muun metallin pitoisuus, ja tutkijat päättelivät raudan mahdollisesti aiheuttaneen kalojen kuoleman. Seuraavana vuonna veden kokonaismetallipitoisuudet olivat lumen sulamisen alettua suuremmat kuin edellisenä vuonna, mutta samalla myös orgaanisen aineen määrä vedessä oli suurempi (väriluku noin 280). Orgaaninen aine ilmeisesti sitoi metalleja, sillä kuolleisuutta ilmeni kaloissa vasta myöhemmin keväällä. Humusaineet estävät myös alumiinin sitoutumista kiduksiin (Witters ym. 1990b).

Metallien yhteisvaikutuksesta tiedetään melko vähän. Raudalla tiedetään olevan solukalvojen rasvahappoja hapettava (ja näin ollen vaurioittava) vaikutus ja alumiini kiihdyttää tätä peroksidaatioprosessia (Gutteridge ym. 1985, Stripp ja Trombetta 1992). Kun nahkiaisien poikasia altistettiin raudalle ($1,5 \text{ mg l}^{-1}$) ja alumiinille ($0,3 \text{ mg l}^{-1}$) pH:ssa 5,5, niiden hapenkulutus pieneni selvästi silloin, kun happamassa vedessä oli yhtä aikaa sekä rautaa että alumiinia (Saski ja Nikinmaa 1990, K. Myllynen, Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osasto, suullinen tiedonanto). Koska metsätaloustoimien vaikutusalueella veden metallipitoisuudet saattavat kasvaa, on myös raudan ja alumiinin yhteisvaikutusten tutkiminen kaloissa ilmeisen tärkeää.

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Rautapitoisuus (2 mg l^{-1}), jollaisia pitoisuuksia on tavattu metsäojitusten vaikutusalueella (Isojoen Pajuluoma), osoittautui yllättävän myrkylliseksi taimenelle jo lievästikin happamassa vedessä. Tulokset osoittivat, ettei raudan haitallinen vaikutus perustu niinkään hengitysepiteelin mekaaniseen tukkeutumiseen, vaan rauta vaurioittaa epiteelin soluja siten, ettei tehokas kaasujen vaihto ole mahdollista ja ionisäätely häiriintyy. Raudan aiheuttamat vauriot kiduksissa lievenivät selvästi, kun veteen oli lisätty humusta. Humukseen sitoutunut rauta ei ole ilmeisesti taimenelle haital-

lista, jos pH on lähellä neutraalia. Jos happamuus kasvaa, raudalla näyttäisi olevan haitallisia vaikutuksia vaikka vedessä olisi humustakin.

KIITOKSET

Kiitämme Jouni Hoikkaa, Juha Kokkoa ja RKTL:n laboratorion henkilökuntaa avusta tutkimuksessa. Tutkimusta rahoitti maa- ja metsätalousministeriö (METVE -projekti).

YHTEENVETO

Raudan ja humuksen vaikutusta kesänvanhojen taimenten kidusten rakenteeseen, hapenkulutukseen sekä veri- ja plasmasuureisiin pH:ssa 5 ja 6 tutkittiin kolmen vuorokauden altistuksessa. Osaan testiliuoksista lisättiin rautaa 2 mg l^{-1} ja humusta 15 mg l^{-1} . Lisätyt pitoisuudet vastasivat pitoisuuksia, joita on tavattu metsäojitusten vaikutusalueella olevista jokivesistä.

Pelkälle raudalle altistettujen kalojen hapenkulutus pieneni tilastollisesti merkitsevästi muihin ryhmiin verrattuna. Hapenkulutuksen pieneneminen johtui kidusten vaurioitumisesta. Kidusten vaurioituminen haittasi myös ionisäätelyä. Kalojen stressaantuneisuutta kuvaava veren glukoosipitoisuus oli suurin pelkälle raudalle altistetuissa kaloissa. Humuksen lisääminen veteen lievensi kidusvaurioita selvästi, mikä näkyi myös hapenkulutuksessa, ionisäätelyn paranemisena ja veren glukoosipitoisuuden pienenemisenä.

SAMMANDRAG

Effekterna av järn och humus på en sommar gamla öringsyngels gälstruktur, syrekonsumtion samt blod- och plasmastorheter vid pH 5 och 6 undersöktes under tre dagar långa försök. Till en del av testlösningarna tillsattes 2 mg/l järn och 15 mg/l humus. De tillsatta halterna motsvarar sådana som konstaterats i åvatten påverkade av skogsdikning.

Hos fiskar som utsattes endast för järn, minskade syrekonsumtionen signifikant i jämförelse med övriga grupper. Minskningen berodde på att gälarna skadades. Skadorna inverkar negativt också på jonregleringen. Blodets glukoshalt som avspeglar fiskens stressnivå var högst hos de fiskar som endast utsattes för järn. Tillsats av humus lindrade gälskadorna tydligt, vilket också syntes i form av ökad syrekonsumtion, förbättrad jonreglering och sänkt glukoshalt i blodet.

KIRJALLISUUS

- Ahvonen, A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 45. 69 s.
- Amelung, M. 1982. Auswirkungen gelöster Eisenverbindungen auf die Ei- und Larvalentwicklung von *Salmo gairdneri* (Richardson). Arch. Fisch. Wiss. 32, s. 77 - 87.
- Andersson, A., Berquist, B. & Lundin, L. 1982. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikningar. Siksjöbäcksojektet. Metodik och resultat 1979 - 1981. Preliminär rapport. Uppsala Univ., Limnol. Inst. Forskn.rapp. LIU 1982: B 10. 112 s.
- Andersson, P. & Nyberg, P. 1984. Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, s. 34 - 47.
- Bagge, P. & Ilus, E. 1975. Ferrosulfaatin ja sitä sisältävien jätevesien akuutista myrkyllisyydestä murtovedessä. Meri 3, s. 46 - 64.
- Brandt, H. J. 1938. Die tödliche Menge an Gelöstem Eisen in Fishgewässern. Fisch. Ztg. 41, s. 593 - 595. (Ref. Andersson, J. & Nyberg, P. 1984).
- Brenner, F. J., Corbett, S. & Shertzer, R. 1976. Effect of ferric hydroxide suspension on blood chemistry in the common shiner, *Notropis cornutus*. Trans. Am. Fish. Soc. 105, 450 - 455.
- Decker, C. & Menendez, R. 1974. Acute toxicity of iron and aluminium to brook trout. Proc. W. Virg. Acad. Sci. 46, s. 159 - 167.
- Eckerberg 1981. Skogsbrukets inverkan på yt- och grundvatten. Sammanställning och utvärdering av tillgänglig dokumentation. Statens Naturvårdsverk PM 1373. 67 s.
- Gutteridge, J. M. C., Quinlan, G. J., Clark, I. & Halliwell, B. 1985. Aluminium salts accelerate peroxidation of membrane lipids stimulated by iron salts. Biochem. Biophysica Acta 835, s. 441 - 447.
- Havas, M. 1986. A hematoxylin staining technique to locate sites of aluminium binding in aquatic plants and animals. Water Air Soil Pollut. 30, s. 735 - 741.
- Larson, K. & Olsen, S. 1950. Ochre suffocation of fish in the river Tim. Rep. Danish Biol. Sta. 6, s. 3 - 27.
- Lehtonen, H. 1976. Tutkimus Kemira Oy:n Porin tehtaiden jätevesien kalataloudellisista vaikutuksista sekä kalataloudellinen tarkkailu- ja hoitosuunnitelma. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Tiedonantoja 6, 292 s.

Liebmann, H. 1960. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie II. 1049 s. (Ref. Lehtonen 1976).

Loenn, B.-E. & Oikari, A. 1982. Determination of muscle ions from trout, *Salmo gairdneri*, by a simple wet extraction technique. *Comp. Biochem. Physiol.* 72A, s. 49 - 53.

Lukowicz, M. von 1976. Der Eisengehalt im Wasser und seine Wirkung auf den Fisch. *Fisch Umwelt* 2, s. 85 - 92.

McDonald, D. G., Reader, J. P. & Dalziel, T. R. K. 1989. The combined effects of pH and trace metals on fish ionoregulation. Teoksessa: Morris, R., Taylor, E. W., Brown, D. J. A. & Brown, J. A. (toim.), Acid toxicity and aquatic animals. Society for experimental biology, seminar series 34. Cambridge. s. 221 - 242.

Merz, W. A. 1967. Die Streckenmessung an gerichteten Strukturen im Mikroskop und ihr Anwendung zur Bestimmung von Oberflächen-Volumen-Relationen im Knorpelgewebe. *Mikroskopie* 22, s. 132 - 142.

Milligan, C. L. & Wood, C. M. 1982. Disturbances in haematology, fluid volume, distribution, and circulatory function associated with low environmental pH in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Exp. Biol.* 99, s. 397 - 416.

Oulasvirta, P. 1990. Effects of acid-iron effluents from a titanium dioxide factory on herring eggs in the Gulf of Bothnia. *Finnish Fisheries Research* 11, s. 7 - 15.

Playle, R. & Wood, C. M. 1989. Water chemistry changes in the gill microenvironment of rainbow trout: experimental observations and theory. *J. Comp. Physiol. B* 159, s. 527 - 537.

Reader, J. P., Overall, N. C. Sayer, M. D. J. & Morris, R. 1989. The effects of eight metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish. Biol.* 35, s. 187 - 198.

Roekens, E. J. & van Griegen, R. E. 1983. Kinetics of iron(II) oxidation in seawater of various pH. *Marine Chemistry* 13, s. 195 - 202.

SAS Institute Inc. 1988. SAS/STAT User's Guide. Release 6.03 Edition. Cary, NC, USA. 1028 s.

Saski, E. & Nikinmaa, M. 1990. Happaman veden, alumiinin ja raudan vaikutuksista nahkiaiseen. Raportti Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirille. Moniste. 14 s.

Smith, E. J. & Sykora, J. L. 1976. Early development effects of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on brook trout and coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2, s. 308 - 312.

Smith, E. J., Sykora, J. L. & Shapiro, M. A. 1973. Effect of neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth, and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board. Can. 30, s. 1147 - 1153.

Steffens, W., Mattheis, Th. & Riedel, M. 1992. Field observations on the sensitivity of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to high concentrations of water-born iron. EIFAC/XVII/92/Symp.E39. 11 s.

Stripp, R. A. & Trombetta, L. D. 1992. Antioxidant enzyme activity as biomarkers of acid stress in natural aquatic systems. EIFAC/XVII/92/Symp.E26. 16 s.

Stumm, W. & Lee, G. F. 1960. The chemistry of aqueous iron. Schweizerische Zeitschrift für hydrologie 22, s. 295 - 319.

Sykora, J. L., Smith, E. J. & Synak, M. 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). Water Research 6, s. 935 - 950.

Sykora, J. L., Smith, E. J., Synak, M. & Shapiro. 1975. Some observations on spawning of brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill) in lime neutralized iron hydroxide suspensions. Water Research 9, s. 451 - 458.

Vuorinen, P. J. 1984. Rautaruukki Oy:n Rautuvaaran kaivoksen jätevesien vaikutuksesta taimenen alkionkehitykseen ja poikasiin. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Monistettuja julkaisuja 23, s. 193 - 206.

Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Nyholm, K. 1984. Vesistöihin joutuneiden aineiden haitallisista vaikutuksista kaloihin ja vaikutusten tutkimusmenetelmistä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Monistettuja julkaisuja 23, s. 35 - 117.

Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/aluminium: effects on reproduction, growth, blood composition and gills. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag. s. 941 - 961.

Vuorinen, P., Peuranen, S., Vuorinen, M. & Rask, M. 1992. Kalkituksen akuutit vaikutukset ahvenen ja pitkäaikaiset vaikutukset siian elintoimintoihin Isossa Valkjärvässä. Kalatutkimuksia 54, s. 61 - 83.

Weatherley, N. S., Rutt, G. P., Thomas, S. P. & Ormerod, S. J. 1991. Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. Water Air Soil Pollut. 55, s. 345 - 353.

Wedemaeyer, G. A. & McLeay, D. J. 1984. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. Teoksessa: Pickering, A. D. (toim.), Stress and fish. Academic Press, London. s. 247 - 257.

Weibel, E. R. & Knight, B. G. 1964. A morphometric study on the thickness of the air-blood barrier. J. Cell. Biol. 21, s. 367 - 384.

Wepener, V. 1990. The effect of heavy metals at different pH values on the haematology and metabolic enzymes of *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). M.Sc Thesis (in Afrikaans), Rand Afrikaans University, Johannesburg. (Ref. Wepener, V., Van Vuren, J. H. J. & Du Preez, H. H. 1992)

Wepener, V., Van Vuren, J. H. J. & Du Preez, H. H. 1992. Effect of manganese and iron at a neutral and acidic pH on the hematology of the banded tilapia (*Tilapia sparrmanii*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 49, s. 163 - 619.

Witters, H. E., Van Puymbroeck, S., Van Den Sande, I. & Vanderborght, O. L. J. 1990a. Haematological disturbances and osmotic shifts in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) under acid and aluminium exposure. J. Comp. Physiol. 160B, s. 563 - 571.

Witters, H. E., Van Puymbroeck, S., Vangenechten, J. H. D. & Vanderborght, O. L. J. 1990b. The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). J. Fish. Biol. 37, s. 43 - 53.

Wood, C. M. & McDonald, D. G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. Teoksessa: Witters, O. & Vanderborght, O. (toim.), Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms: International symposium 13 - 16 jan. 1987, Antwerp (Belgium). s. 339 - 410.

Eräiden Kuhmon järvien limnologia ennen valuma-alueiden metsä- taloudellisia käsittelyjä

Kari Nyberg¹, Sirkka-Liisa Markkanen², Anne Ojala³, Martti Rask⁴ ja Kimmo Somppi⁵

¹Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, PL 27 00014 Helsingin yliopisto

²Kainuun vesi- ja ympäristöpiiri, PL 115 87101 Kajaani

³Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, Pääjärventie 320 16900 Lammi

⁴Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalastuskoeasema ja kalanviljelylaitos,
16970 Evo

⁵Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202 00151 Helsinki

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	35
2. TUTKIMUSJÄRVET	35
2.1. Tutkimusalueet ja metsätaloudelliset toimenpiteet	35
2.2. Tutkimusjärvien kalasto ja istutukset	36
3. NÄYTTEENOTTO	39
3.1. Vesikemia	39
3.2. Kasviplankton ja perifyton	39
3.3. Eläinplankton	40
3.4. Pohjaeläimet	40
3.5. Kalat	40
4. TULOKSET	41
4.1. Vesikemia	41
4.2. Kasviplankton ja perifyton	42
4.3. Eläinplankton	42
4.4. Pohjaeläimet	45
4.5. Kalat	47
4.5.1. Koekalastussaaliit	47
4.5.2. Ahvenkantojen rakenne	48
4.5.3. Ahvenen, hauen ja siian kasvu	52
4.5.4. Ahvenen ravinto	54
5. YHTEENVETO	58
6. SAMMANDRAG	58
Kiitokset	59
KIRJALLISUUS	59

1. JOHDANTO

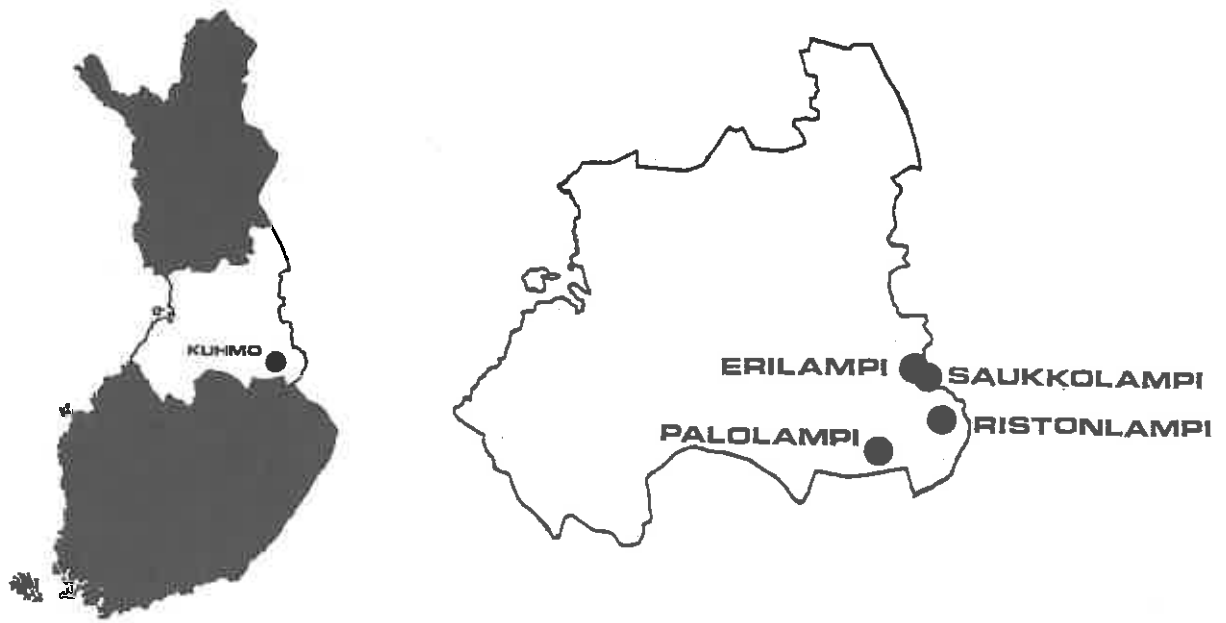
Vuonna 1978 käynnistynyt metsätalouden vesistövaikutuksia selvittävä Nurmestutkimus on osoittanut avohakkuiden ja maanmuokkauksen aiheuttavan purovesien rehevöitymistä, mikä ilmeni sekä kasviplanktonlajiston että perustuotannon muutoksina (Holopainen ja Huttunen 1992). Kyseinen tutkimus ei kuitenkaan ulotu tuotantoketjussa kaloihin saakka. Kuitenkin etenkin Pohjois-Amerikassa on tehty lukuisia tutkimuksia, jotka osoittavat metsätalouden voivan vaikuttaa haitallisesti virtaavien vesien kalakantoihin (Gregory ym. 1987). Vastaavia haittoja on todettu myös Suomessa (Viitala ja Hyvärinen 1986). Metsätalouden vaikutuksia järvien kalakantoihin ja muuhun biologiaan on tutkittu vielä vähemmän kuin vastaavia ilmiöitä virtaavissa vesissä. Evolla 1980-luvun alkupuoliskolla tehdyissä tutkimuksissa osoitettiin, että ainakin pieni järvi voi rehevöityä valuma-alueen metsäkäsittelystä johtuen (Rask ym. 1993). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen valtakunnallisen virkistyskalastustiedustelun perusteella 9 % järvillä kalastavista ja 16 % virtaavissa vesissä kalastavista suomalaisista kokee metsä- ja suo-ojitukset kalavesiä huomattavasti pilaavana tekijänä (Lappalainen ja Hilden 1993).

Tämä raportti on yhteenveto limnologisesta aineistosta, joka on kerätty Kuhmossa sijaitsevista Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen ja Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin METVE-tutkimusten kohdejärvistä vuosina 1991 ja 1992. Työn tarkoitus on antaa yleiskuva järvien fysikaalisista, kemiallisista ja biologisista ominaisuuksista ennen valuma-alueiden metsätaloudellisten käsittelyjen vaikutuksia. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos vastaa tutkimuksen kala- ja pohjaeläintöistä, Kainuun vesi- ja ympäristöpiiri huolehtii vesi-, kasviplankton ja eläinplanktonnäytteiden keruusta ja käsittelystä.

2. TUTKIMUSJÄRVET

2.1. Tutkimusalueet ja metsätaloudelliset toimenpiteet

Tutkimuskohteena on neljä latvajärveä metsähallinnon Kuhmon kaupungin hoitoalueella (kuvat 1, 2 ja 3, taulukko 1). Elimyssalon luonnonpuistossa sijaitseva Ristonlampi on vertailujärvi. Muiden kolmen järven (Erilampi, Saukkolampi ja Palolampi) valuma-alueilla hakkuut tehtiin vuonna 1992. Maanmuokkaus tehdään kesän 1993 aikana (taulukko 2). Palolammen käsittelyalueen osuus valuma-alueesta on 22 prosenttia. Saukkolammen ja Erilammen käsittelyalueiden vastaavat osuudet ovat 38 ja 24 prosenttia. Kaikki kohteet käsitellään nykyisten ohjeiden mukaisesti niin, että vesistöjen varsille jätetään suojakaistat.



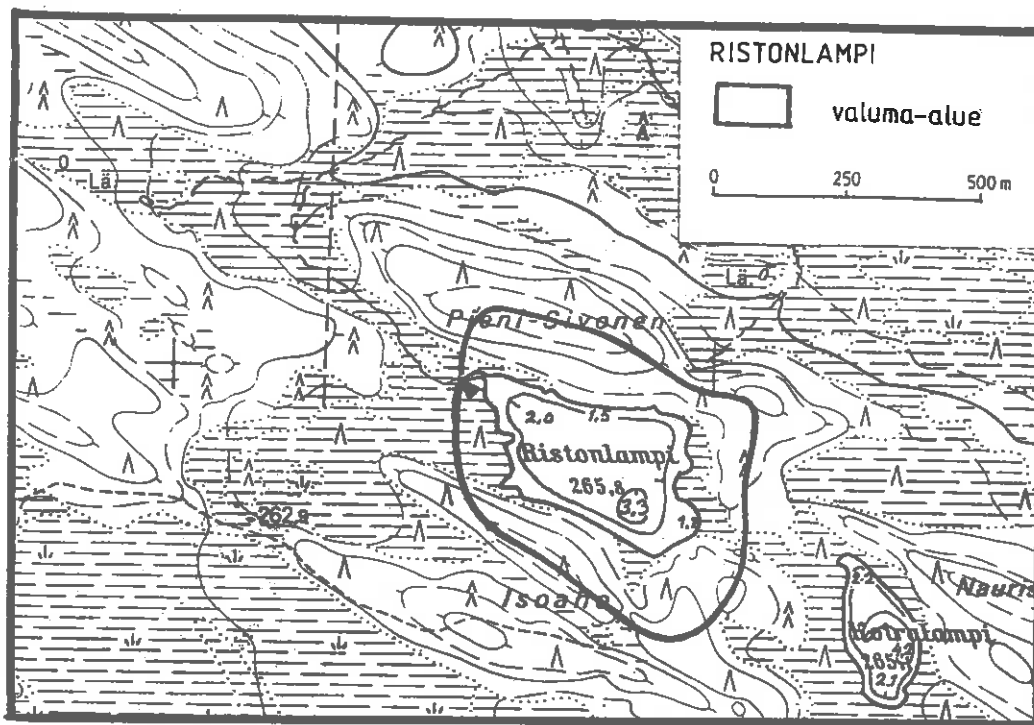
Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainti.

2.2. Tutkimusjärvien kalasto ja istutukset

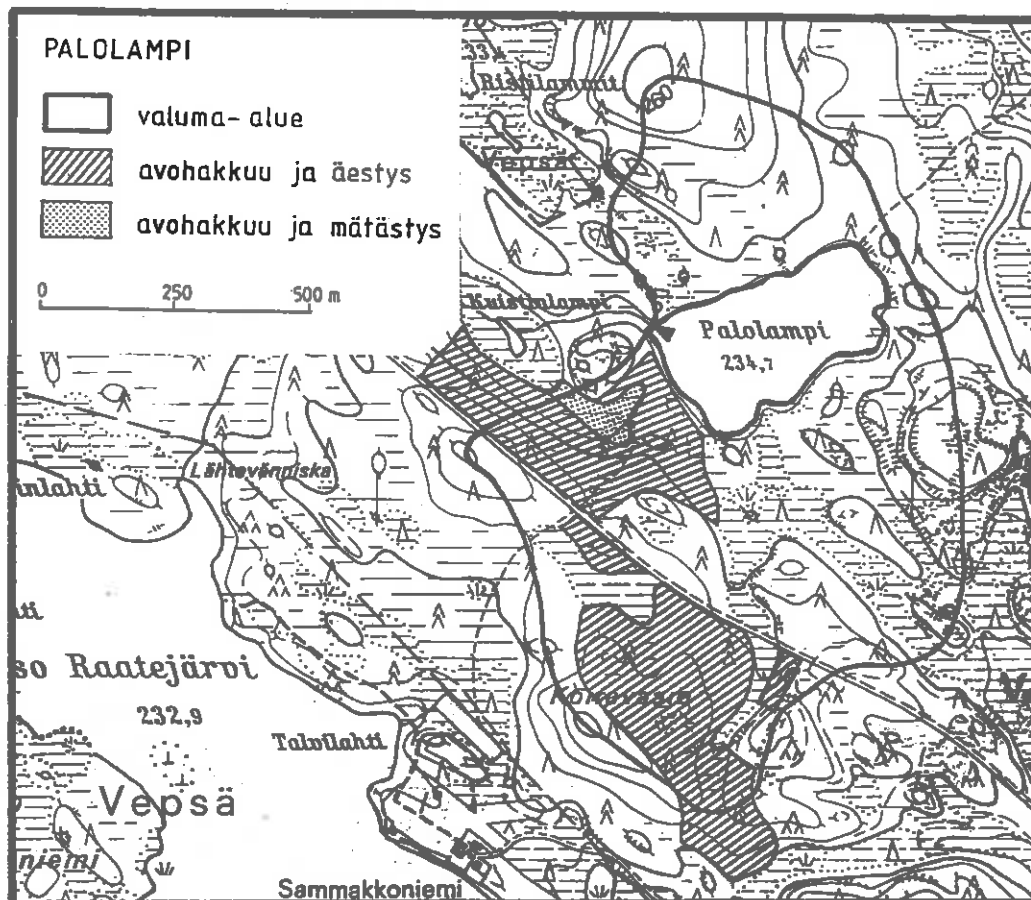
Kaikissa tutkimusjärvissä on ahventa (*Perca fluviatilis* L.) ja haukea (*Esox lucius* L.). Palolammen vuokranneet yksityishenkilöt ovat istuttaneet järveen järvisiikaa (*Coregonus oxyrhynchus* L.) ja järvitaimenta (*Salmo trutta* m. *lacustris* L.).

Kesän vanhoja siikoja on istutettu vuosina 1984, 1985 (400 kpl), 1986 ja 1988 (300 kpl). Koekalastuksissa saatiin saaliiksi ainoastaan näinä vuosina syntyneitä yksilöitä, joten siika ei todennäköisesti lisäännä järvessä.

Vuonna 1984 on istutettu 130 kpl kaksivuotiaita järvitaimenia, joita saatiin saaliiksi vielä vuonna 1990, mutta sen jälkeen niistä ei ole havaintoja. Myös vuonna 1990 järveen istutettiin vuoden vanhoja järvitaimenia 150 kpl, mutta niitä virkistyskalastajat eivät ole saaneet pyydyksillään. On mahdollista, että vuoden vanhat taimenet ovat poistuneet Palolammesta kevät- tai syystulvien aikana laskupuron kautta järven alapuoliseen vesistöön.

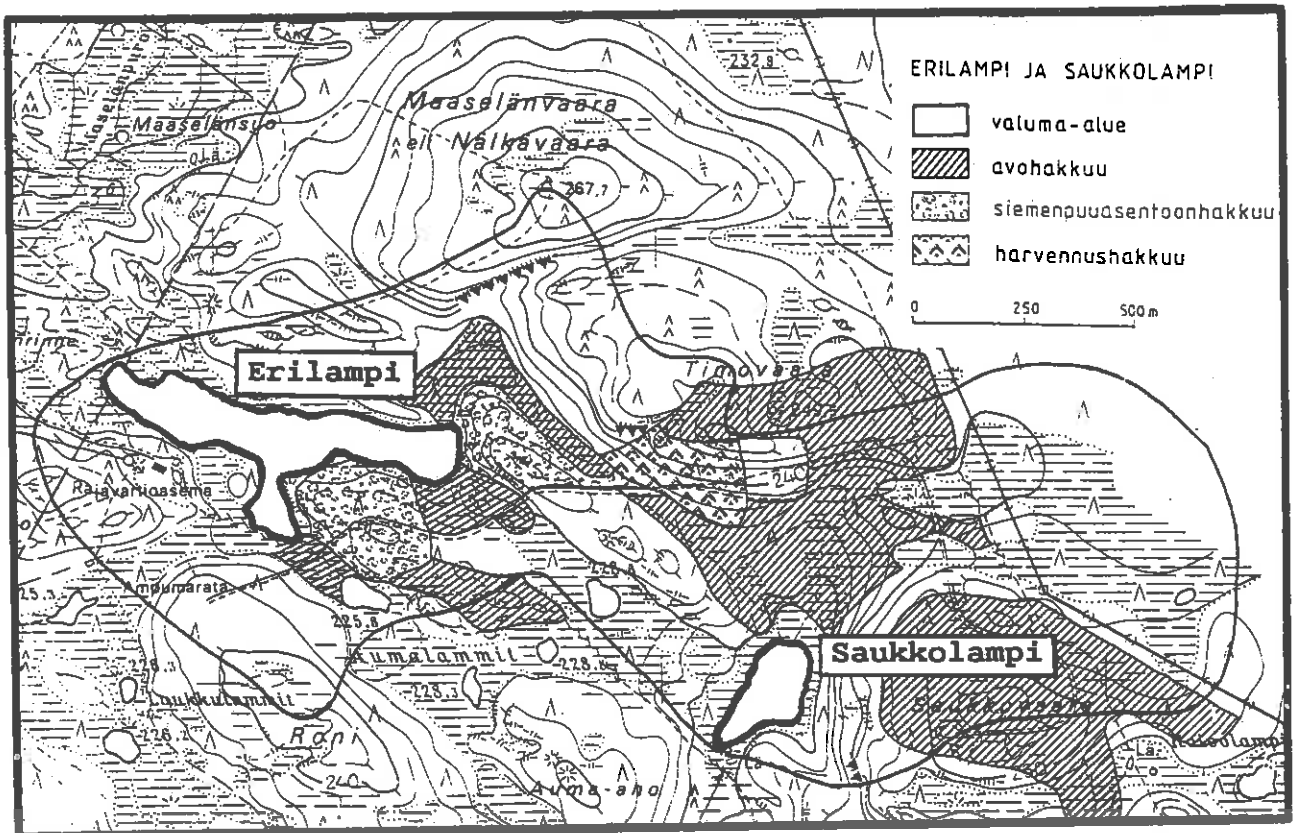


● Karttakeskus

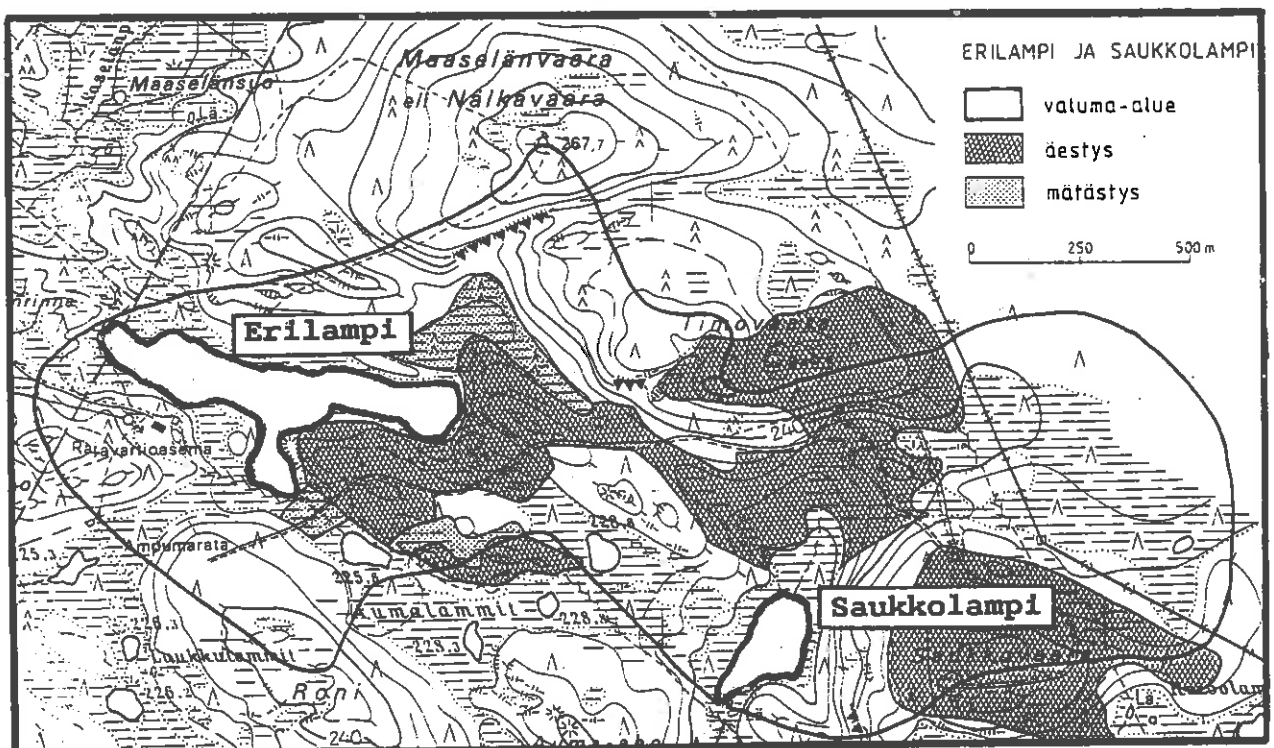


● Karttakeskus

Kuva 2. Ristonlampi ja Palolampi valuma-alueineen sekä Palolammen metsätaloudellisten käsittelyjen alueet.



● Karttakeskus



● Karttakeskus

Kuva 3. Erilampi ja Saukkolampi valuma-alueineen sekä metsätaloudellisten käsittelyjen alueet.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien ja niiden valuma-alueiden pinta-alat (ha), koordinaatit ja korkeudet merenpinnasta (mp, m).

Tutkimus-järvi	Valuma-alue, ha	Pinta-ala, ha	Sijainti	Korkeus mp, m
Ristonlampi	24	8	N 64°12' E 30°20'	265,8
Erilampi	102	10	N 64°31' E 30°00'	223,4
Saukkolampi	104	3	N 64°31' E 30°10'	217,7
Palolampi	77	9	N 63°53' E 29°28'	234,7

Taulukko 2. Tutkimusjärvien valuma-alueilla tehtävien metsätaloudellisten toimenpiteiden laajuus (ha).

Käsittely	Hakkuu, ha				Maanmuokkaus, ha		
	Avo-hakkuu	Siemen-puu	Harven-nus	Yht.	Äestys	Mätäs-tys	Yht.
Ristonlampi	-	-	-	-	-	-	-
Erilampi	13	11	-	24	17	7	24
Saukkolampi	36	-	4	40	36	-	36
Palolampi	17	-	-	17	-	-	-

3. NÄYTTEENOTTO

3.1. Vesikemia

Vuosina 1991 ja 1992 tutkimusjärvistä otettiin vesinäytteet kerran talvikerrostuneisuuden aikana, syystäyskierron aikaan sekä kahdesti kesän aikana. Näytteet otettiin järven litoraaliaalueelta ja syvänteestä vähintään kolmesta eri syvyydestä (pinta, välivesi ja pohja) ruttner-tyyppisellä vedennoutimella.

3.2. Kasviplankton ja perifyton

Perifytonnäytteet otettiin vuonna 1991 kaksi kertaa ja vuonna 1992 kerran loppukesän aikana Ristonlammesta, Erilammesta ja Saukkolammesta. Vuonna 1991 perifytontelineet olivat vain keskellä järveä, mutta vuonna 1992 myös litoraaliaalueella. Perifytontelineet oli ankkuroitu pohjaan ja akryyliset inkubointilevyt olivat 0,4 m:n syvyydessä. Perifytonin annettiin kiinnittyä levyihin kolmen viikon ajan, jonka jälkeen näytteistä määritettiin a-klorofylli ja kiintoaine.

Kasviplanktonnäytteet otettiin kaikista tutkimusjärivistä 0 - 2 m:n syvyydestä avovesikauden kaikilla näytteenottokerroilla. Tähän mennessä on määritetty ainoastaan näytteiden a-klorofyllipitoisuus.

Näytteenotto on tehty vesihallinnossa käytössä olevien menetelmien mukaan (Vesi- ja ympäristöhallituksen ... 1992).

3.3. Eläinplankton

Eläinplanktonnäytteet otettiin 6,5 litran putkinoutimella (Sormunen) järvien pelagiaalialueen pintavedestä (0 - 2,0 m) kokoomanäytteinä, suodatettiin silmäkooltaan 50 µm:n haavin läpi ja säilöttiin 4 %:seen formaldehydiliuokseen. Näytteitä otettiin elo-syyskuussa vuosina 1991 ja 1992 kasvukauden lopulla 1-4 kustakin järvestä. Tähän mennessä on tutkittu vuoden 1991 näytteet. Rataseläimet laskettiin ja määritettiin käänteismikroskoopilla (suurennus 150x) ja äyriäisplankton preparointimikroskoopilla ura-alustalta (suurennus 25x).

3.4. Pohjaeläimet

Pohjaeläinnäytteet otettiin 3. - 5.9.1991 ja 16. - 18.9.1992. Näytteet otettiin viidestä pisteestä Kajak-tyyppisellä putkinoutimella (54 cm²), 10 nostoa kustakin pisteestä, ja seulottiin 0,5 mm:n seulalla. Kunkin järven näytepisteistä neljä oli 2,0 - 3,5 m:n syvyydellä koekalastusalueilla ja viides näyte syvänteessä. Syksyllä 1991 näytteitä saatiin suunniteltua vähemmän huonojen säiden vuoksi. Etanoliin säilötyt näytteet poimittiin ja määritettiin laboratoriossa, biomassat määritettiin säilöttynä märkämässana SFS-standardin 5076 mukaisesti.

3.5. Kalat

Tutkimusjärvet koekalastettiin elokuun alussa vuosina 1991 ja 1992 pääasiassa verkkosarjalla. Koekalastuksissa käytettiin HAPRO-tutkimuksen (Tuunainen ym. 1991) kahdeksan verkon sarjaa eli 1,8 x 30 m monofiilinailonverkkoja, joiden solmuvälit ovat 12, 15, 20, 25, 30, 35, 45 ja 60 mm. Verkot laskettiin 2 - 4 metrin syvyydelle rantaviivan suuntaisesti siten, että tiheä- ja harvasilmäiset verkot vuorottelivat. Järvet koekalastettiin 1 - 2 kertaa. Ahvenaineistoa täydennettiin vuonna 1991 myös syyskuussa, jotta pituusluokkajakauma olisi ollut edustavampi. Haukia pyydettiin molempina vuosina myös vapakalastusvälineillä, jotta kaloja olisi saatu kasvumääriksiä varten riittävästi.

Saaliskalojen kokonaispituus mitattiin 1 cm:n tarkkuudella leuan kärjestä yhteenpuristetun pyrstön kärkeen saakka (RT-mitta; Eloranta 1975) pituusjakaumien määrittämistä varten. Ahvensaaliista otettiin mahdollisuuksien mukaan vuonna 1991 vähintään 100 yksilöä (10 kpl/pituusluokka; pituusluokka = 1 cm) ja vuonna 1992 50 yksilöä (5 kpl/pituusluokka) näytteeksi ikä- ja kasvumääriksiä varten. Kalat jäädytettiin välittömästi pituusmittausten jälkeen kylmävaraajilla täytetyssä styrox-kylmälaukussa ja pakastettiin myöhempää käsittelyä varten. Kaikki saadut hauet ja näyteahvenet otettiin talteen elohopeamääriksiä varten.

Sulatetuista näytekaloista mitattiin laboratoriossa niiden pituus 1 mm:n ja paino 1 g:n tarkkuudella. Ahvenista otettiin näytteeksi molemmat päällimmäiset kiduskannen luut (operculum). Vuonna 1992 ikämääritysten varmistamiseksi otettiin myös tasapainokivet (otoliitit), koska joidenkin järvien ahvenet olivat hyvin vanhoja ja hidaskasvuisia. Yli kymmenvuotiaan ahvenen kasvu on tutkimusjärvissä Ristonlampea lukuunottamatta hidasta ja siksi vanhat ahvenet yhdistettiin >10+ -ikäryhmäksi. Hauista ja siiosta otettiin suomunäytteet iänmääritystä ja kasvututkimuksia varten. Hauilta otettiin lisäksi hartian lukkoluu (cleithrum).

Ahvenen kasvu määritettiin takautuvasti operculum-luusta Monastyrskyn menetelmällä. Siiän ja hauen kasvu määritettiin suomusta Fraser-Leen menetelmällä (Bagenal ja Tesch 1978). Ahvenen pituuden ja operculumin leveyden kasvun epälineaarisuuden korjaamiseen käytettiin Raitaniemen ym. (1988) pienten järvien ahvenille määrittämää arvoa ($b = 0,88$). Siiän takautuvasti määritetyn kasvun alkupituutena käytettiin arvoa $c = 3,5$ cm ja hauella vastaavasti $c = 4,0$ cm.

Vuoden 1991 näyteahventen takautuvasti määritetyt kasvutiedot koottiin vuosiluokkakohtaisesti tutkimusjärvittäin, jotta voitaisiin tutkia tarkemmin luonnollisten ympäristötekijöiden (esim. veden lämpötila) vaikutuksia ahventen aikaisempina vuosina syntyneiden vuosiluokkien kasvuun. Metsätaloudellisten toimenpiteiden aiheuttamat ympäristömuutokset saattavat näkyä ahventen vuosiluokkien kasvunopeuksien muutoksina.

Ahventen mahat säilöttiin etanoliin ja ravinto määritettiin silmämääräiseen tilavuuden arviointiin perustuvalla pisteytysmenetelmällä (Windell 1971). Koska eri kokoiset ahvenet syövät erilaista ravintoa, kalat on ryhmitelty kahteen kokoluokkaan, yli ja alle 15 cm:n mittaisiin.

4. TULOKSET

4.1. Vesikemia

Tutkimusjärvet ovat karuja, humuspitoisia ja melko hapanvetisiä latvajärviä, joiden alusveden happipitoisuus laskee huomattavasti kerrostuneisuuden aikana (taulukko 3). Järvien veden alkaliteetti vaihteli vuosina 1991 ja 1992 yleensä välillä 0,05 ja 0,1 mmol/l osoittaen kohtalaista puskurointikykyä lukuunottamatta Palolampea, jonka alkaliteetti oli vain 0,00 - 0,01 mmol/l (taulukko 4). Fosforipitoisuuksien perusteella järviä voidaan luonnehtia oligo-mesotrofisiksi ja ne edustavat veden laatunsa suhteen hyvin kainuulaisia latvajärviä, joiden happamuuden ja ravinteiden kuormituksen sietokyky on suhteellisen pieni (taulukko 4).

4.2. Kasviplankton ja perifyton

Kasviplanktonin klorofyllipitoisuus oli pienin 1,1 - 2,0 µg/l Palolammissa vuonna 1991 ja korkeimmillaan 2,9 - 9,0 µg/l Ristonlammissa samana vuonna (taulukko 5). Kasviplanktonin klorofyllipitoisuuksien perusteella kaikki järvet ovat oligotrofisia. Vertailujärven (Ristolammen) klorofyllipitoisuus lähentelee kuitenkin lievästi rehevää tasoa.

Perifytonin klorofyllipitoisuus oli yleensä alle 1 mg/m², mutta Ristonlammen pintavedessä vuonna 1992 lähes 13 mg/m². Perifytonin kiintoainepitoisuus oli Erilammissa ja Saukkolammissa 0,1 - 0,6 g/m² ja Ristonlammissa 0,3 - 3,5 g/m² (taulukko 5).

Taulukko 3. Tutkimusjärvien liuenneen hapen pitoisuuksien (mgO₂/l) vaihteluvälit vuosina 1991 ja 1992.

vuosi	syvyys (m)	Ristonlampi	Erilampi	Saukkolampi	Palolampi
1991	0,5	-	-	-	-
1992		8,7...8,9	-	-	-
1991	1,0	7,9	8,1...8,6	7,7...8,8	8,0...8,8
1992		8,7...8,9	8,8...9,2	8,7...8,8	8,4...8,9
1991	2,0	4,1	-	-	-
1992		8,7...8,9	-	-	-
1991	4,0	-	4,4	5,3...6,3	-
1992		-	6,7...7,8	6,8...7,5	-
1991	5,0	-	-	-	3,4...5,4
1992		-	-	-	5,1...6,4
1991	7,5	-	3,2	0,4...0,8	-
1992		-	2,6...4,6	4,3...4,5	-
1991	9,0	-	-	-	0,5...2,2
1992		-	-	-	2,6...3,9

4.3. Eläinplankton

Rataseläinten keskimääräinen kokonaistiheys Erilammissa ja Ristonlammissa oli 300 - 400 yksilöä/l vuonna 1991 mutta Saukkolammissa ja Palolammissa alle 100 yksilöä/l (kuva 4). Erilammen ja Ristonlammen suuret tiheydet johtuivat *Conochilus* sp:n runsaudesta (> 250 yksilöä/l). Kaikissa järvissä yleisiä (> 10 yksilöä/l) lajeja olivat *Kellicottia longispina* ja *Polyarthra* sp. Taksonien määrä oli suurin Erilammissa (10 sukua) ja pienin Palolammissa (3 sukua).

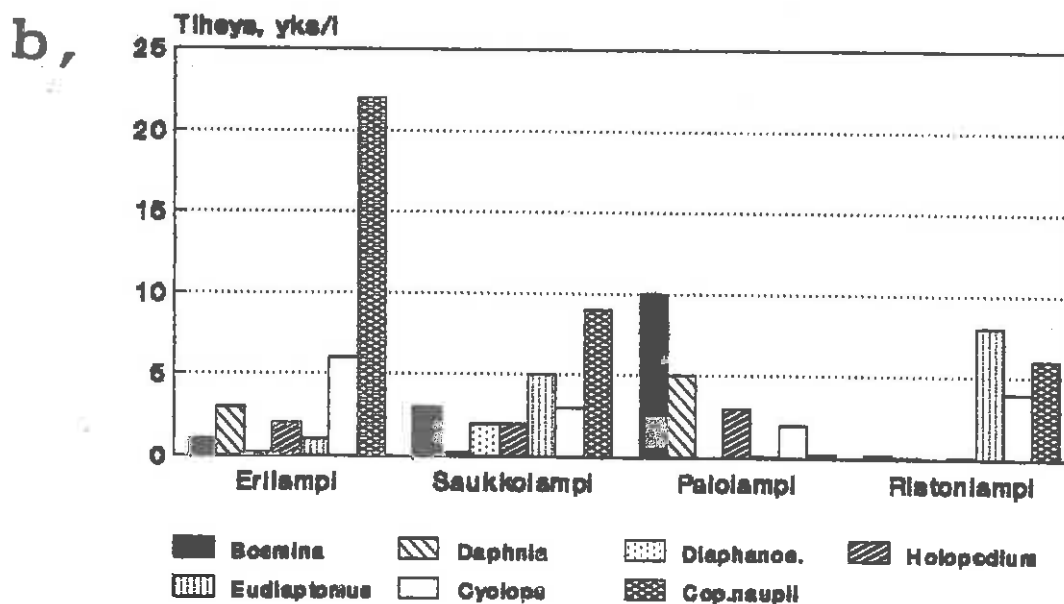
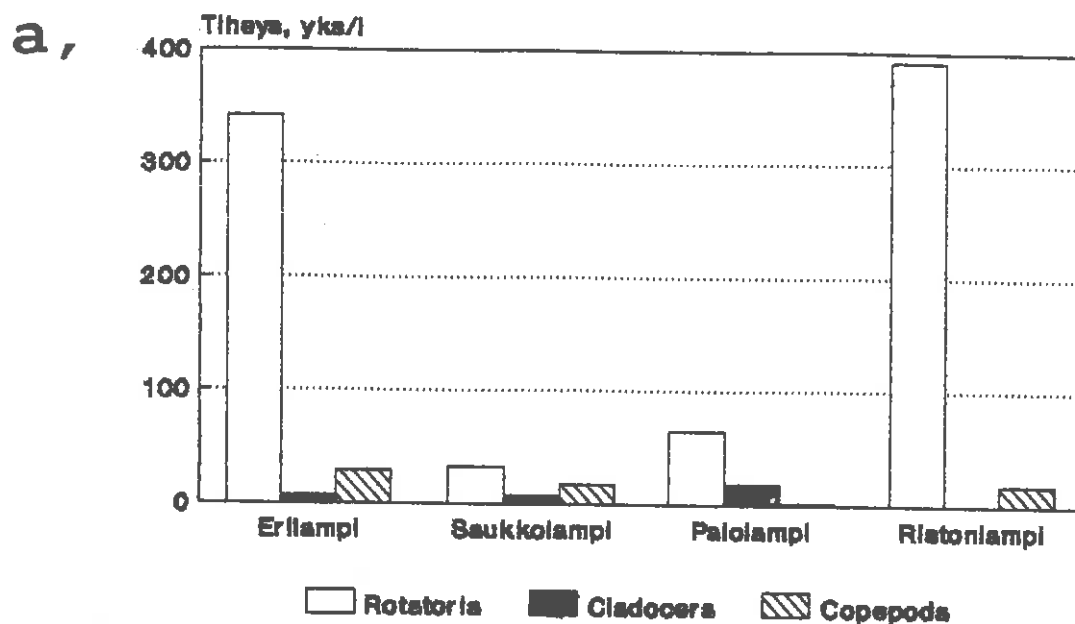
Vesikirppujen keskimääräinen tiheys vaihteli alle yhdestä (Ristonlampi) 20:een (Palolampi) yksilöön litraa kohti (kuva 4). *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum* ja *Daphnia* sp. tavattiin kaikista järvistä. Lisäksi Erilammen ja Saukolammen lajistoon kuului *Diaphanosoma brachyurum* ja Ristonlammen lajistoon *Leptodora kindti* ja *Bythotrephes longimanus*.

Hankajalkaisäyriäisiä oli eniten Erilammessa (keskimäärin 30 yksilöä/l) ja vähiten Palolammessa (2 yksilöä/l). Ristonlammissa oli eniten aikuisia *Eudiaptomus graciloides* ja *Cyclops* sp. yksilöitä ja kopepodititeja, jotka muodostivat valtaosan Ristonlammen äyriäisplanktonista (kuva 4).

Taulukko 4. Tutkimusjävrien vesikemiallisten analyysitulosten vaihteluvälit vuosina 1991-1992.

RISTONLAMPI	1991	1992	ERILAMPI	1991	1992
Sähkönjohtavuus, mS/m	1,7 ... 2,6	1,6 ... 2,0	Sähkönjohtavuus, mS/m	1,8 ... 2,1	1,8 ... 2,1
Alkaliniteetti, mmol/l	0,05 ... 0,11	0,04 ... 0,10	Alkaliniteetti, mmol/l	0,04 ... 0,05	0,04 ... 0,05
Sameus, ftu	0,4 ... 1,2	0,3 ... 0,8	Sameus, ftu	0,8 ... 1,4	0,4 ... 1,1
pH	6,0 ... 6,7	5,5 ... 7,0	pH	5,3 ... 6,6	5,6 ... 6,6
Kiintosaine, mg/l	0 ... 0,2	0,2 ... 1,6	Kiintosaine, mg/l	0,2 ... 1,1	0,6 ... 1,7
Väriluku, mgPt/l	70 ... 110	70 ... 120	Väriluku, mgPt/l	80 ... 90	70 ... 95
COD _{Mn} , mgO ₂ /l	10,9 ... 16,0	10,1 ... 16,8	COD _{Mn} , mgO ₂ /l	10,7 ... 13,0	10,6 ... 15,2
Kokonaistyyppi, µg/l	260 ... 590	233 ... 408	Kokonaistyyppi, µg/l	250 ... 590	222 ... 590
Nitraattityppi, µg/l	1 ... 5	5	Nitraattityppi, µg/l	3 ... 6	<1 ... 5
Ammoniumtyppi, µg/l	<1 ... 13	4 ... 15	Ammoniumtyppi, µg/l	<1 ... 13	<1 ... 5
Kokonaisfosfori, µg/l	8 ... 31	10 ... 25	Kokonaisfosfori, µg/l	6 ... 14	10 ... 11
Fosfaattifosfori, µg/l	<2 ... 3	<2 ... 6	Fosfaattifosfori, µg/l	1 ... 4	<2 ... 3
Kloridi, mg/l	0,7 ... 1,3	0,7 ... 1,3	Kloridi, mg/l	0,6 ... 1,1	1,0 ... 1,1
Rauta, µg/l	270 ... 570	229 ... 384	Rauta, µg/l	140 ... 430	117 ... 282
Mangaani, µg/l	10 ... 33	9 ... 26	Mangaani, µg/l	29 ... 79	14 ... 16
Sulfaatti, mg/l	0,9 ... 1,3	0,8 ... 1,5	Sulfaatti, mg/l	2,1 ... 2,4	2,0 ... 2,8
Pii, mg/l	2,9 ... 9,3	3,2 ... 6,0	Pii, mg/l	2,7 ... 4,1	-
Natrium, mg/l	1,0 ... 1,8	1,0	Natrium, mg/l	1,0 ... 1,2	1,2
Kalium, mg/l	0,3 ... 0,4	0,2	Kalium, mg/l	0,3 ... 0,6	0,4
Kalsium, mg/l	1,3 ... 3,1	1,3	Kalsium, mg/l	1,4 ... 1,8	1,5
Magnesium, mg/l	0,4 ... 0,7	0,4	Magnesium, mg/l	0,6	0,6
Alumiini, µg/l	31 ... 58	42	Alumiini, µg/l	66 ... 97	99
Orgaaninen hiili, mg/l	6,9 ... 8,4	10,0	Orgaaninen hiili, mg/l	6,3 ... 9,7	-

SAUKKOLAMPI	1991	1992	PALOLAMPI	1991	1992
Sähkönjohtavuus, mS/m	2,3 ... 3,0	2,4 ... 2,8	Sähkönjohtavuus, mS/m	1,7 ... 2,6	1,6 ... 2,0
Alkaliniteetti, mmol/l	0,04 ... 0,08	0,06 ... 0,11	Alkaliniteetti, mmol/l	0,001 ... 0,012	0,002 ... 0,011
Sameus, ftu	0,4 ... 1,8	0,3 ... 0,5	Sameus, ftu	0,6 ... 1,4	0,4 ... 0,9
pH	5,9 ... 6,5	5,8 ... 6,8	pH	5,4 ... 6,4	5,3 ... 6,6
Kiintosaine, mg/l	<0,1 ... 3,1	0,3 ... 0,7	Kiintosaine, mg/l	0,2 ... 2,6	0,6 ... 0,9
Väriluku, mgPt/l	85 ... 140	85 ... 160	Väriluku, mgPt/l	60 ... 90	70 ... 140
COD _{Mn} , mgO ₂ /l	13,2 ... 19,3	13,0 ... 19,8	COD _{Mn} , mgO ₂ /l	9,2 ... 12,2	10,7 ... 15,6
Kokonaistyyppi, µg/l	240 ... 350	324 ... 335	Kokonaistyyppi, µg/l	270 ... 440	282 ... 610
Nitraattityppi, µg/l	<5 ... 9	<5 ... 11	Nitraattityppi, µg/l	<5 ... 12	<5 ... 19
Ammoniumtyppi, µg/l	2 ... 14	3 ... 9	Ammoniumtyppi, µg/l	4 ... 15	9 ... 23
Kokonaisfosfori, µg/l	5 ... 12	7 ... 10	Kokonaisfosfori, µg/l	8 ... 14	8 ... 12
Fosfaattifosfori, µg/l	<2 ... 5	<2 ... 3	Fosfaattifosfori, µg/l	<2 ... 3	<2 ... 2
Kloridi, mg/l	0,8 ... 1,3	1,1 ... 1,2	Kloridi, mg/l	0,7 ... 0,9	0,8 ... 1,0
Rauta, µg/l	340 ... 490	162 ... 567	Rauta, µg/l	360 ... 510	442 ... 564
Mangaani, µg/l	33 ... 90	23 ... 41	Mangaani, µg/l	84 ... 100	85 ... 143
Sulfaatti, mg/l	2,3 ... 2,7	2,0 ... 3,8	Sulfaatti, mg/l	2,4 ... 2,8	2,2 ... 3,1
Pii, mg/l	7,3 ... 8,4	-	Pii, mg/l	2,8 ... 3,3	-
Natrium, mg/l	1,2 ... 1,5	1,3 ... 1,7	Natrium, mg/l	0,8 ... 0,9	0,8 ... 0,9
Kalium, mg/l	0,5 ... 0,6	0,4 ... 0,5	Kalium, mg/l	0,3 ... 0,4	0,3 ... 0,6
Kalsium, mg/l	1,6 ... 2,7	1,6 ... 1,9	Kalsium, mg/l	1,0 ... 1,4	0,9 ... 1,1
Magnesium, mg/l	0,8 ... 0,9	0,8 ... 1,0	Magnesium, mg/l	0,5	0,4 ... 0,5
Alumiini, µg/l	143 ... 158	180	Alumiini, µg/l	125 ... 167	163 ... 163
Orgaaninen hiili, mg/l	9,2 ... 10,3	-	Orgaaninen hiili, mg/l	6,7 ... 8,2	-



Kuva 4. Tutkimusjärvien eläinplankton kesällä 1991. a, Rataseläinten (Rotatoria), vesikirppujen (Cladocera) ja hankajalkaisäyriäisten (Copepoda) keskimääräiset tiheydet. b, Äyriäisplanktonin tärkeimmät lajit, joista *Bosmina longispina*, *Daphnia* sp., *Diaphanosoma brachyurum* ja *Holopedium gibberum* ovat vesikirppuja. *Eudiaptomus graciloides* ja *Cyclops* sp. ovat hankajalkaisäyriäisiä, joiden naupliustoukkia (Cop. naupli) ei ole määritetty tarkemmin.

4.4. Pohjaeläimet

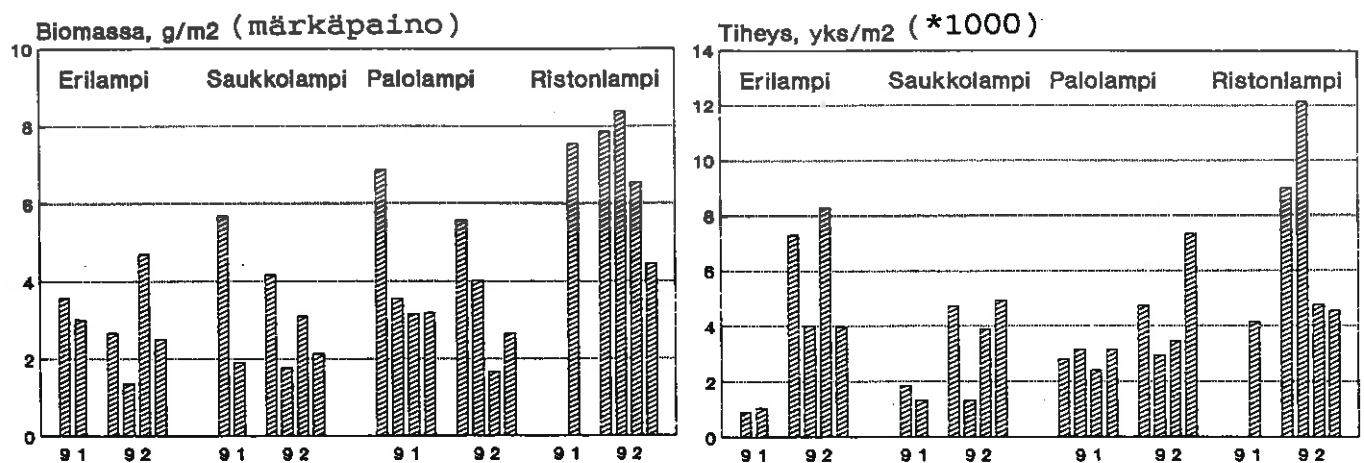
Pohjaeläimistön keskimääräinen kokonaisbiomassa 2,0 - 3,5 m:n syvyydessä oli pienin Erilammessa, 3,3 ja 2,8 g/m² vuosina 1991 ja 1992, ja suurin Ristonlammessa, 7,5 ja 6,8 g/m². Yksittäisissä näytteissä biomassojen ääriarvot olivat 1,4 g/m² Erilammessa 1992 ja 8,4 g/m² Ristonlammessa 1992 (kuva 5). Syvännepisteissä biomassat olivat ilmeisesti alusveden hapen niukkuudesta johtuen pienemmät, alle 1 g/m², lukuunottamatta Ristonlampea (2,3 g/m²), joka on muita järviä selvästi matalampi eikä siten kerrostu yhtä jyrkästi.

Taulukko 5. Tutkimusjärvien perifytonin kiintoainepitoisuudet (g/m²) ja perifytonin sekä kasviplanktonin a-klorofyllipitoisuuksien (µg/l) vaihteluvälit vuosina 1991 ja 1992.

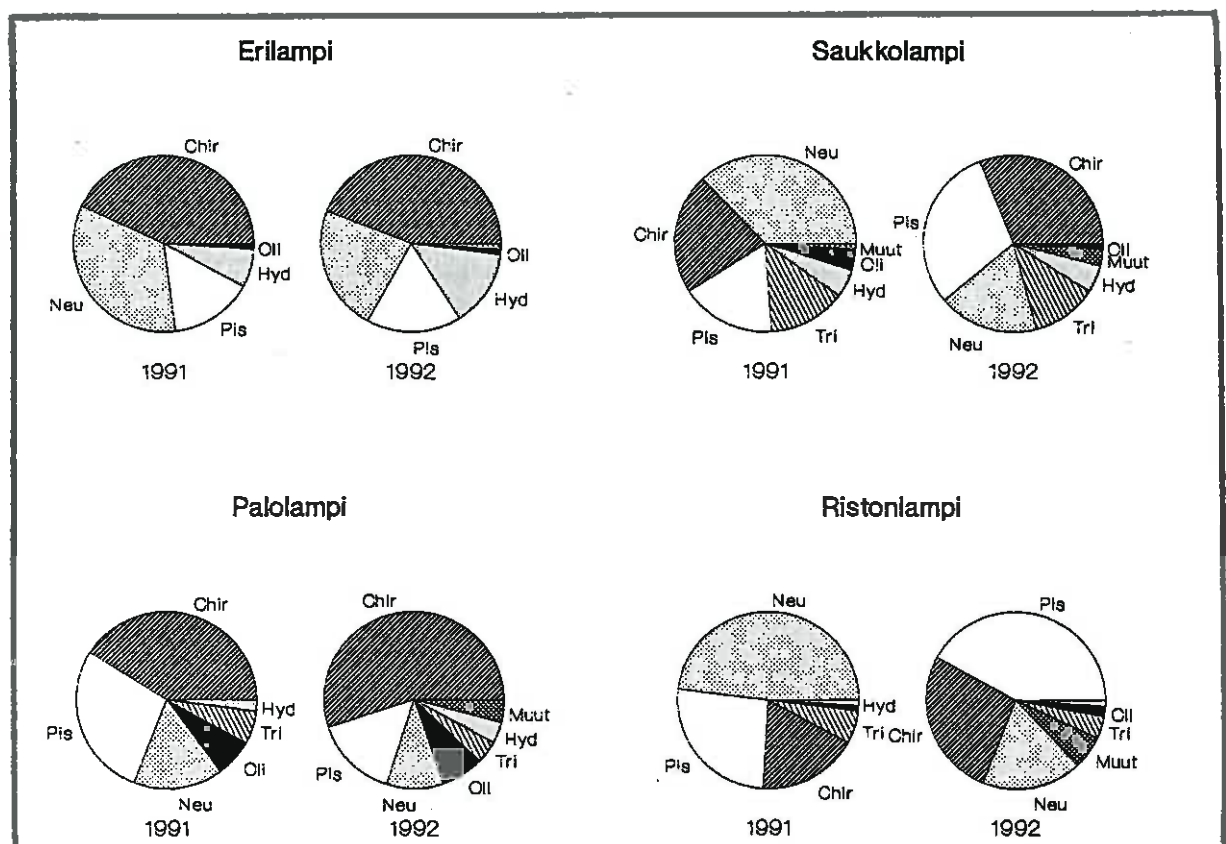
RISTONLAMPI	1991	1992	ERILAMPI	1991	1992
Kasviplankton a-klorofylli, µg/l			Kasviplankton a-klorofylli, µg/l		
0-0,5 m	-	3,4 ... 6,1	0-0,5 m	4,4	3,0 ... 4,6
0-2,0 m	2,9 ... 9,0	3,4 ... 7,1	0-2,0 m	2,5 ... 7,4	2,7 ... 3,8
Perifyton a-klorofylli, mg/m ²			Perifyton a-klorofylli, mg/m ²		
0-0,5 m	-	12,7	0-0,5 m	0,3 ... 0,6	0,7
0-2,0 m	1,8 ... 2,2	1,3	0-2,0 m	0,2 ... 0,3	0,4
Perifyton kiintoaine, g/m ²			Perifyton kiintoaine, g/m ²		
0-0,5 m	-	3,5	0-0,5 m	0,1 ... 0,2	0,4
0-2,0 m	0,3 ... 0,6	0,6	0-2,0 m	0,1 ... 0,2	0,3

SAUKKOLAMPI	1991	1992	PALOLAMPI	1991	1992
Kasviplankton a-klorofylli, µg/l			Kasviplankton a-klorofylli, µg/l		
0-0,5 m	-	1,5 ... 2,1	0-0,5 m	-	-
0-2,0 m	-	1,1 ... 1,8	0-2,0 m	1,1 ... 2,0	1,8 ... 2,9
Perifyton a-klorofylli, mg/m ²			Perifyton a-klorofylli, mg/m ²		
0-0,5 m	0,6	0,8	0-0,5 m	-	-
0-2,0 m	0,1 ... 0,2	0,3	0-2,0 m	-	-
Perifyton kiintoaine, g/m ²			Perifyton kiintoaine, g/m ²		
0-0,5 m	0,1 ... 0,2	0,4	0-0,5 m	-	-
0-2,0 m	0,1	0,6	0-2,0 m	-	-

Pohjaeläimistön keskimääräinen kokonaistiheys vaihteli Saukkolammen noin 3000 yksilöstä Ristonlammen yli 6000 yksilöön/m². Pienin havaittu tiheys oli 900 yks/m² Erilammessa syksyllä 1991 ja suurin 12150 yks/m² Ristonlammessa vuonna 1992 (kuva 5). Syvännepisteissä tiheydet olivat pienimmät.



Kuva 5. Pohjaeläinten kokonaisbiomassat ja tiheydet tutkimusjärivistä vuosina 1991 ja 1992 2,0 - 3,5 m:n syvyydestä otettujen näytteiden perusteella.



Kuva 6. Tärkeimpien eläinryhmien keskimääräinen osuus pohjaeläimistön biomassasta tutkimusjärvisissä vuosina 1991 ja 1992. Chir. = surviaissääskien toukat, Neu = verkkosiipisten toukat, Pis = hernesimpukat, Oli = harvasukamadot, Tri = vesiperhosten toukat, Hyd = vesipunkit.

Pohjaeläinten yksilömääristä suurin osa (60-95 %) oli kaikissa järvissä surviaissääsken toukkia. Suurin osa (75-90 %) pohjaeläimistön biomassasta muodostui kaikissa järvissä surviaissääskien (Chironomidae) ja verkkosiipisten (Neuroptera) toukista sekä hernesimpukoista (Pisidium sp.). Loppuosan biomassasta muodostivat lähinnä harvasukamadot (Oligochaeta), vesiperhosten (Trichoptera) toukat ja vesipunkit (Hydracarina). Näistä vesiperhostoukkien osuus Saukkolammessa kumpanakin vuonna ja vesipunkkien osuus Erilammessa vuonna 1992 ylitti 10 % (kuva 6).

4.5. Kalat

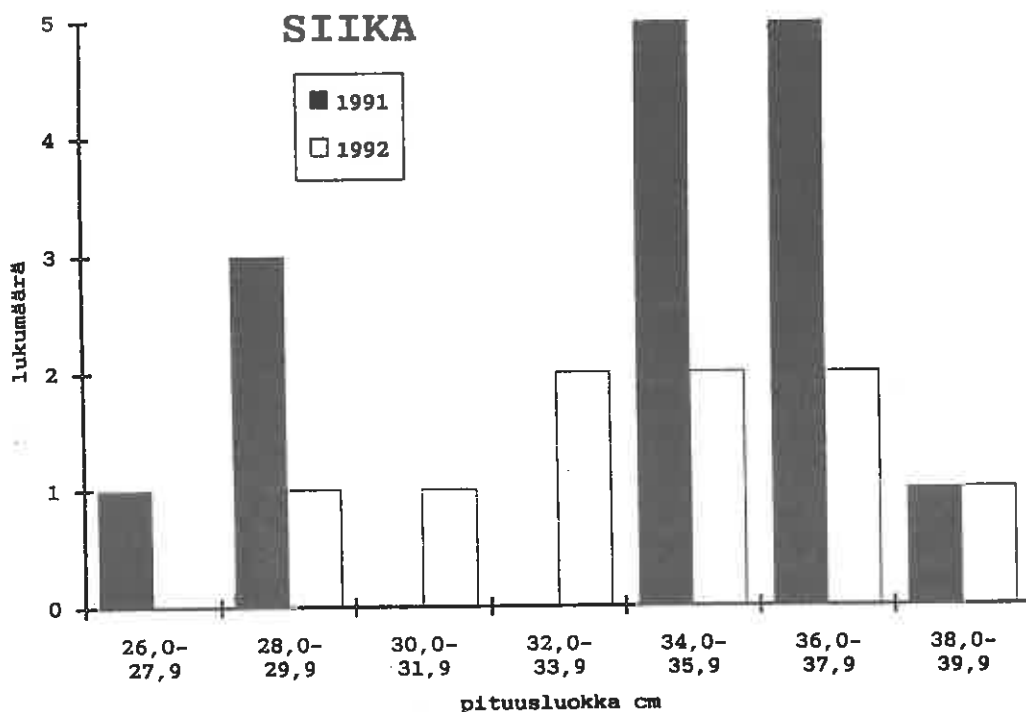
4.5.1. Koekalastussaaliit

Ahven on koekalastusten perusteella tutkimusjärvien runsain saaliskala (taulukko 6). Vuonna 1991 painoltaan suurin ahvensaalis saatiin Erilammesta (6692 g, 150 kpl), mutta kappalemääräisesti suurin saalis saatiin Saukkolammesta (327 kpl, 4257 g). Vuonna 1992 ylivoimaisesti suurin ahvensaalis sekä painoltaan että kappalemääräisesti saatiin Palolammesta (9181 g, 268 kpl).

Taulukko 6. Tutkimusjärvien verkkosarjakohtaiset saaliit (g, yksilöä) kalalajeittain vuosina 1991 ja 1992.

			ahven	hauki	siika
Palolampi	1991	g	4887	0	3725
		kpl	132	0	12
	1992	g	9181	1624	3279
		kpl	268	1	9
Ristonlampi	1991	g	4991	1989	-
		kpl	84	7	-
	1992	g	3939	1722	-
		kpl	64	6	-
Erilampi	1991	g	6692	0	-
		kpl	150	0	-
	1992	g	2731	1408	-
		kpl	95	1	-
Saukkolampi	1991	g	4257	42	-
		kpl	327	1	-
	1992	g	3101	404	-
		kpl	149	1	-

Haukea saatiin vuonna 1991 ainoastaan Ristonlammesta ja Saukkolammesta, mutta vuonna 1992 jokaisesta tutkimusjärvestä (taulukko 6). Saukkolammesta saatiin vuonna 1991 vapakalastusvälineillä kolme kookasta haukea (1600 - 2800 g) ja vuonna 1992 yksi hauki. Ristonlammesta saatiin vapakalastusvälineillä vuonna 1991 14 pienempää haukea (100 - 650 g) ja vuonna 1992 yksi hauki, joista otettuja somu- ja cleithrumnäytteitä käytettiin kasvun takautuvaan määrittelyyn. Palolammesta saatiin kumpanakin vuonna saaliiksi siikoja (taulukko 6, kuva 7). Vuonna 1991 pyydettyjen siikojen keskipaino oli 310 g ja vuonna 1992 364 g.

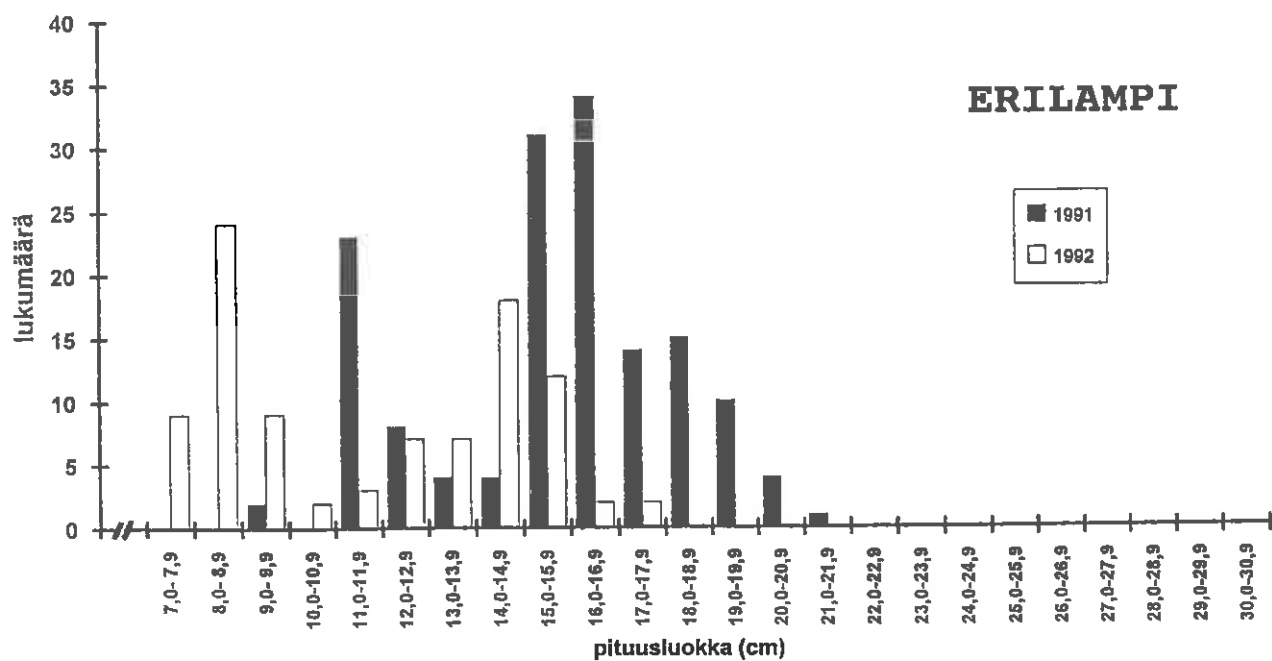
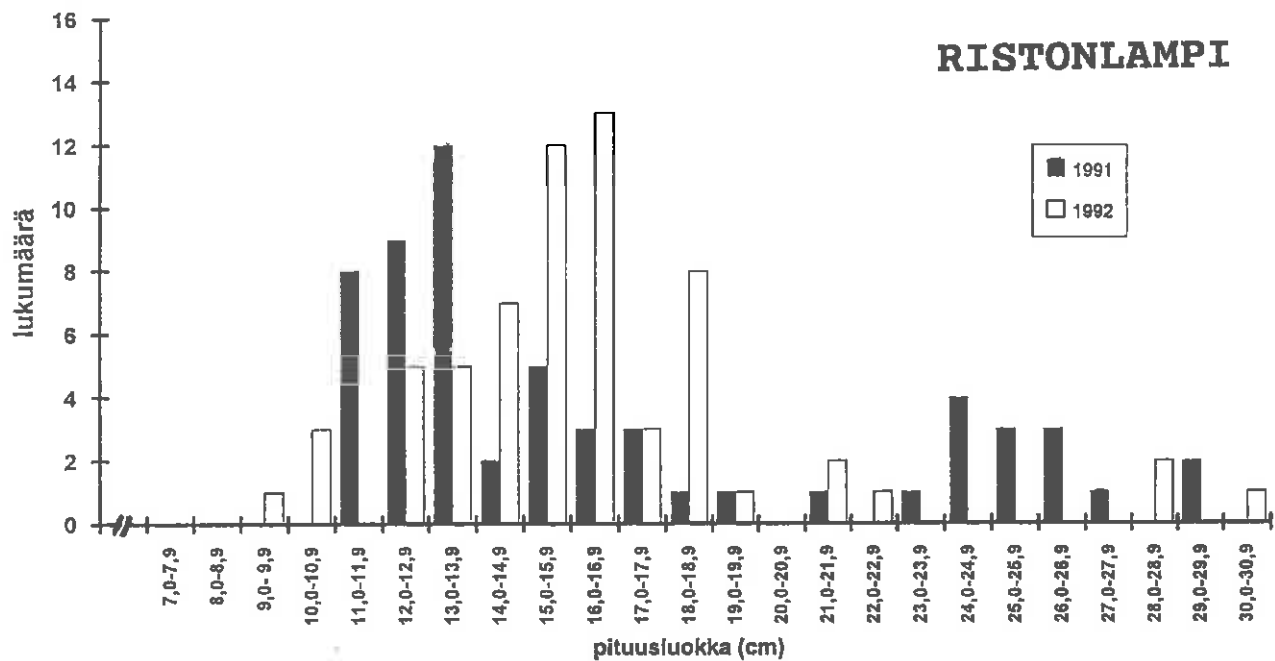


Kuva 7. Palolammen saalissiikojen pituusjakaumat vuosina 1991 ja 1992.

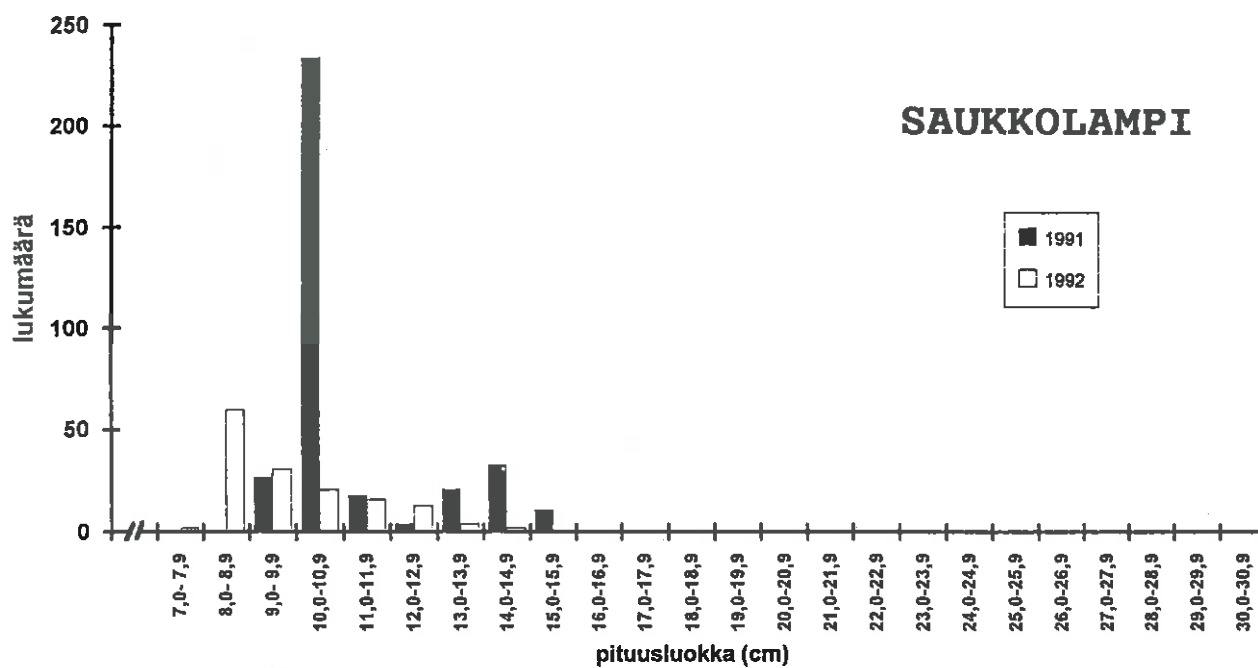
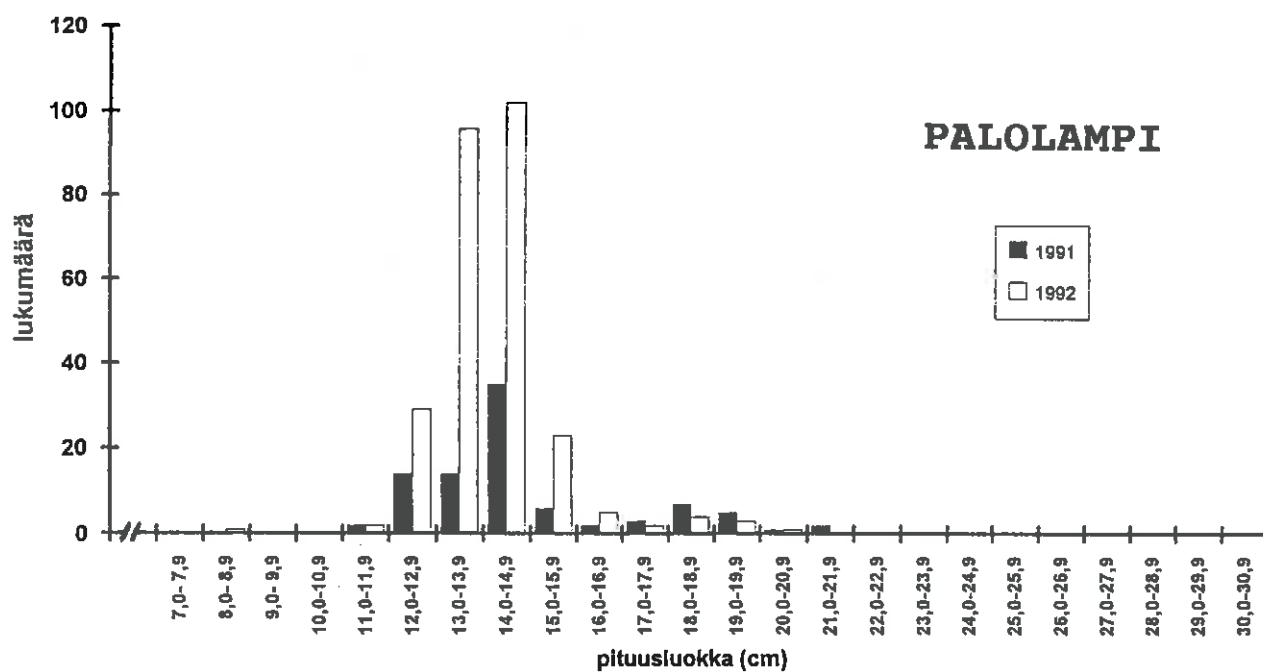
4.5.2. Ahvenkantojen rakenne

Koska pienimmän pyynnissä olleen verkon solmuväli oli 12 mm, pienimmät eli 0+ - ja 1+ -ikäryhmän ahvenet (< 9,5 cm; Raitaniemi ym. 1992) jäivät lähes kokonaan pyynnin ulkopuolelle (kuvat 8 ja 9, taulukko 7). Ristonlammesta saatiin kumpanakin kesänä muutama 1+ -ikäinen ahven. Myös Erilammesta saatiin 1+ -ikäryhmän ahvenia vuoden 1991 syyskuussa, jolloin ne olivat ehtineet kasvaa suhteellisesti enemmän. Näin ollen ne olivat suunnilleen yhtä kookkaita kuin olisivat olleet seuraavana keväänä ennen kasvukauden alkua.

Kaikille tutkimusjärville oli tyypillistä se, että 2+ - 4+ -ikäryhmän ahvenet olivat runsaslukuisimpia (kuva 8, taulukko 7). Samoin vanhoja, yli 10-vuotiaita yksilöitä oli Ristonlampea lukuunottamatta kaikissa järvissä runsaasti. Sen sijaan 5+ - 9+ -ikäryhmän ahvenia saaliissa oli varsin vähän.



Kuva 8. Ristonlammen ja Erilammen saalisahvenien pituusjakaumat vuosina 1991 ja 1992.



Kuva 9. Palolammen ja Saukkolammen saalisahventen pituusjakaumat vuosina 1991 ja 1992.

Taulukko 7. Vuosina 1991 ja 1992 tutkimusjärivistä pyydettyjen näyteahventen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet (cm) ja -painot (g) keskihajontoineen (SD) sekä näytemäärineen (n).

RISTONLAMPI						1992					
Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n	Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n
1+	9,8	1,2	9,5	3,5	2	1+	10,1	0,3	11,7	2,2	4
2+	13,3	1,4	26,1	9,4	42	2+	13,3	0,6	25,4	4,8	11
3+	18,4	2,0	76,6	30,0	9	3+	16,7	1,5	54,7	15,7	31
4+	-	-	-	-	0	4+	21,9	0,5	134,7	13,6	3
5+	-	-	-	-	0	5+	-	-	-	-	0
6+	26,3	0	236,0	0	1	6+	-	-	-	-	0
7+	25,7	1,5	228,0	34,6	12	7+	-	-	-	-	0
8+	27,9	2,2	303,5	72,8	2	8+	-	-	-	-	0
9+	27,7	1,5	289,5	48,8	2	9+	-	-	-	-	0
>10+	-	-	-	-	0	>10+	29,0	1,3	328,3	38,2	3

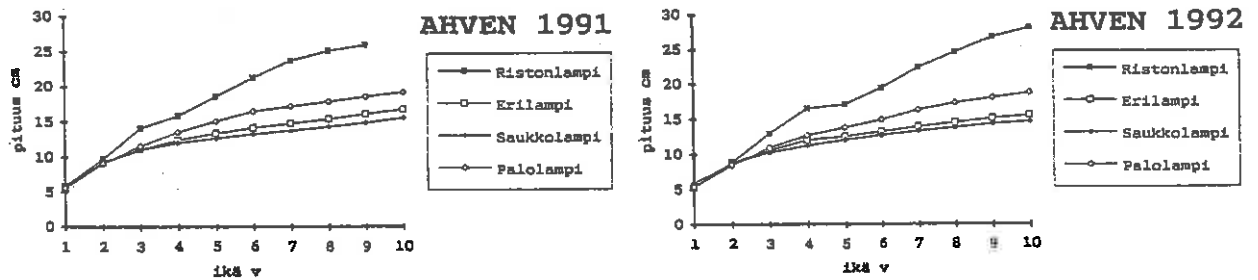
ERILAMPI						1992					
Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n	Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n
1+	9,2	0,4	7,6	1,2	8	1+	-	-	-	-	0
2+	11,9	0,4	17,4	2,0	31	2+	10,3	0,8	10,8	2,9	5
3+	14,1	0,5	30,4	3,6	5	3+	11,3	1,4	15,2	6,8	17
4+	14,7	0,3	37,0	1,4	2	4+	13,8	0,8	29,3	6,2	7
5+	15,8	0	40,0	0	1	5+	14,2	0	32,0	0	1
6+	16,2	1,1	44,3	7,5	3	6+	-	-	-	-	0
7+	17,4	0,9	55,4	12,2	5	7+	-	-	-	-	0
8+	15,9	1,0	41,3	7,4	3	8+	-	-	-	-	0
9+	17,4	0	51,0	0	1	9+	17,2	0,6	50,7	7,6	3
>10+	17,9	1,7	64,2	19,9	51	>10+	16,7	1,3	49,0	10,8	21

SAUKKOLAMPI						1992					
Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n	Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n
1+	-	-	-	-	0	1+	-	-	-	-	0
2+	10,4	0,6	10,8	1,8	25	2+	-	-	-	-	0
3+	12,0	0,6	16,7	2,7	7	3+	11,9	0,5	16,5	2,0	13
4+	13,4	0	22,0	0	1	4+	-	-	-	-	0
5+	13,6	0,5	23,3	3,6	6	5+	-	-	-	-	0
6+	14,3	0,1	26,5	3,5	2	6+	-	-	-	-	0
7+	14,3	0,6	28,4	4,8	7	7+	-	-	-	-	0
8+	14,7	1,1	30,1	7,9	7	8+	14,1	0,7	27,9	6,0	8
9+	15,1	1,2	33,7	10,4	7	9+	14,7	0,9	31,6	7,3	10
>10+	16,7	1,4	48,2	15,0	17	>10+	15,9	0,9	42,8	8,1	9

PALOLAMPI						1992					
Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n	Ikä v	Keskipituus, cm	SD	Keskipaino, g	SD	n
1+	-	-	-	-	0	1+	-	-	-	-	0
2+	12,1	0,6	19,5	2,1	2	2+	8,9	0	7,0	0	1
3+	12,8	0,9	21,7	4,1	18	3+	13,4	0	25,0	0	1
4+	14,1	1,0	28,4	6,7	17	4+	14,1	0,6	29,6	3,6	8
5+	15,4	0,9	37,9	8,3	17	5+	14,0	0,9	29,0	4,7	6
6+	17,9	0,8	58,0	2,2	4	6+	15,7	1,2	42,4	11,8	21
7+	18,4	0,6	68,5	8,2	4	7+	17,7	0	54,0	0	1
8+	18,7	0,8	69,0	15,7	3	8+	-	-	-	-	-
9+	18,9	0	67,0	0	1	9+	-	-	-	-	-
>10+	19,8	1,5	80,8	27,8	18	>10+	19,5	1,0	76,1	12,5	8

4.5.3. Ahvenen, hauen ja siian kasvu

Tutkimusjärvien 1+ -ikäryhmien ahvenet kasvoivat ensimmäisen kesän aikana suunnilleen yhtä nopeasti (kuva 10, taulukko 7). Kasvuerot eri järvien välillä syntyivät toisen tai viimeistään kolmannen kasvukauden aikana.

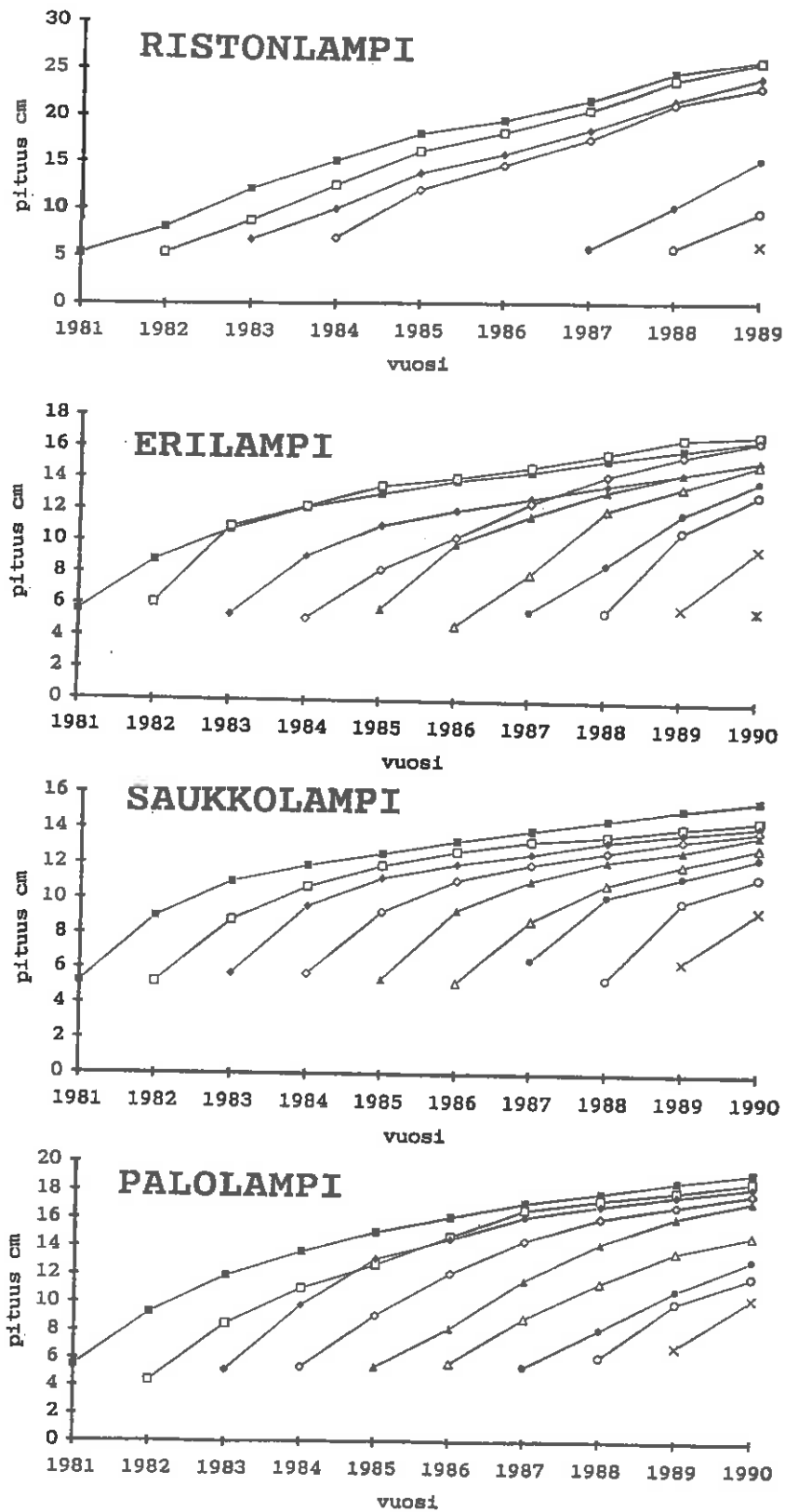


Kuva 10. Tutkimusjärvistä vuosina 1991 ja 1992 pyydettyjen ahventen takautuvasti määritetty kasvu.

Saukkolammen ahventen kasvu hidastui kahden vuoden jälkeen huomattavasti, minkä jälkeen niiden keskimääräinen vuosittainen pituuskasvu oli alle 1 cm/vuosi (taulukko 7, kuva 10). Palolammen ja Erilammen ahventen kasvu hidastuu kolmannen tai viimeistään neljännen vuoden jälkeen. Ristonlammen ahvenet ovat nopeakasvuisempia. Ne ovat 6-vuotiaina keskimäärin kookkaampia kuin muista järvistä pyydetty yli 10-vuotiaat ahvenet (kuva 10, taulukko 7).

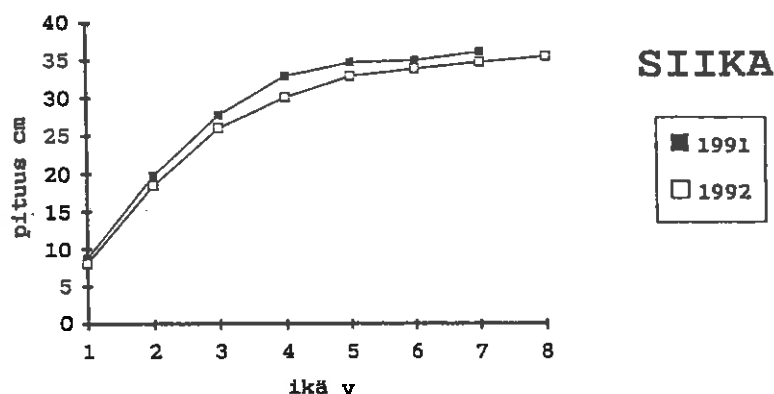
Saukkolammessa eri vuosiluokkien ahventen kasvu on vuodesta toiseen lähes samanlainen (kuva 11). Kahden nopeakasvuisen vuoden jälkeen Saukkolammen ahventen kasvu hidastui jyrkemmin kuin muissa tutkimusjärvisissä. Erilammen ja Palolammen ahventen nuoremmat vuosiluokat ottivat joissain tapauksissa edellisen vuosiluokan kasvuetumatkan kiinni, mikä näkyi selvimmin Erilammen ahvenilla. Tämä johtunee paitsi kasvun hitaudesta ja kasvunopeuksien eroista myös vähäisistä näytemääristä. Tämä havaitaan parhaiten Erilammen kohdalla. Ristonlammen ahvensaaliissa ei havaittu vuosina 1985 ja 1986 syntyneitä ahvenia, joten näiden vuosiluokkien kasvua ei voida tutkia (kuva 11).

Haukia saatiin vuonna 1992 sekä Erilammesta että Palolammesta ainoastaan yksi kummastakin järvestä. Saukkolammesta saatiin vuonna 1991 sekä verkoilla että vapakalastusvälineillä neljä ja vuonna 1992 kaksi haukea, joten Saukkolammenkaan hauen kasvua ei voitu määrittää kovin tarkasti (kuva 12). Ristonlammesta haukia saatiin runsaammin. Tosin pienten näytemäärien vuoksi joidenkin ikäryhmien vuosittaisten kasvujen keskihajonnat olivat sielläkin suuret (taulukko 8).



Kuva 11. Tutkimusjärivistä vuonna 1991 pyydettyjen ahventen takautuvasti määritetty kasvu vuosiluokkakohtaisesti esitettynä.

Palolampeen istutettu siika kasvaa ensimmäisten neljän vuoden aikana hyvin, mutta tämän jälkeen kasvu hidastuu (kuva 13, taulukko 9). Kookkaimpien siikojen havaittiin syöneen paljon eläinplanktonia, mutta planktonravinnolla ne eivät ilmeisesti enää kasva nopeasti noin 30 cm pituuden saavutettuaan. Myös suuri istutustiheys (1984 - 1988 yhteensä noin 100 yksilöä/ha) ja vähäinen kalastuspaine ovat vaikuttaneet osaltaan siikojen kasvun hidastumiseen.



Kuva 13. Palolammesta vuosina 1991 ja 1992 pyydettyjen siikojen takautuvasti määritetty kasvu.

Taulukko 9. Palolammesta vuosina 1991 ja 1992 pyydettyjen siikojen takautuvasti määritetyt keskipituudet (cm) keskihajontoineen (SD) ja näytemäärineen (n).

PALOLAMPI		1991			1992		
	Ikä v	Keskipi- tuus, cm	SD	n	Keskipi- tuus, cm	SD	n
	1+	8,8	1,8	15	8,1	1,3	9
	2+	19,8	3,2	15	18,5	2,8	9
	3+	27,7	3,1	15	26,0	2,7	9
	4+	32,9	2,0	11	30,1	2,3	9
	5+	34,7	1,7	11	32,9	1,5	7
	6+	35,3	1,1	8	33,9	1,4	7
	7+	36,1	0,8	4	34,8	1,4	6
	8+	-	-	0	35,5	0,5	2

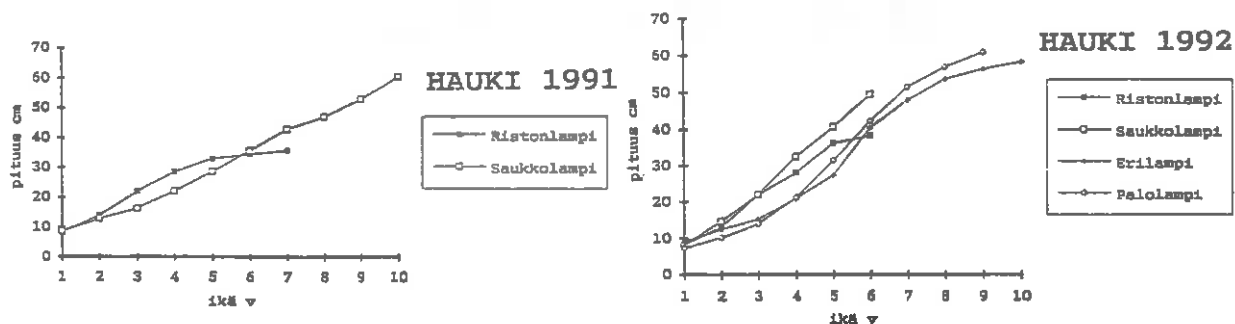
4.5.4. Ahvenen ravinto

Pienten (< 15 cm) ahventen ravinnosta noin puolet oli eläinplanktonia lukuunottamatta Ristonlampea, jossa sen osuus oli 18 % vuonna 1991 ja 23 % vuonna 1992 (kuva 14). Eniten oli syöty *Diaphanosoma brachyurum* (Erilampi), *Bosmina longispina* ja *Daphnia longispina* (Saukkolampi, Palolampi) vesikirppuja sekä hankajalkaisäyriäisiä (Palolampi). Litoraalivesikirput *Alona* sp., *Chydorus* sp. ja *Eurycercus lamellatus* olivat myös tärkeää ravintoa

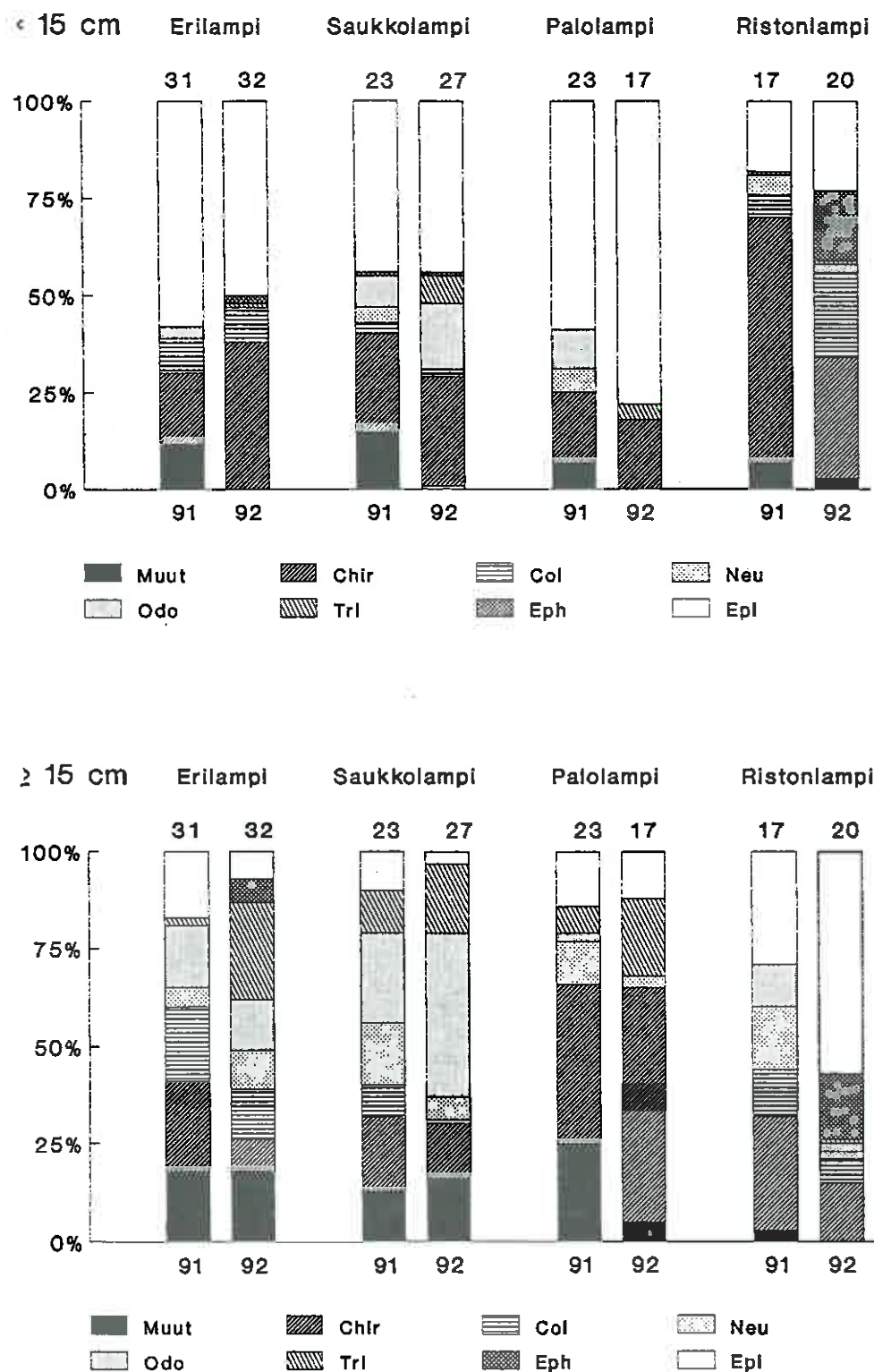
Taulukko 8. Saukkolammesta ja Ristonlammesta vuosina 1991 ja 1992 pyydettyjen haukien takautuvasti määritetyt ikäryhmäkohtaiset keskipituudet (cm) keskihajontoihin (SD) ja näytemääriin (n).

SAUKKOLAMPI				1992		
Ikä v	Keskipi- tuus, cm	SD	n	Keskipi- tuus, cm	SD	n
1+	8,7	2,0	4	8,2	0,1	2
2+	12,9	3,0	4	14,7	1,2	2
3+	16,2	3,7	3	21,9	5,3	2
4+	22,0	6,7	3	32,4	1,6	2
5+	28,6	5,4	3	40,6	4,6	2
6+	35,7	12,6	3	49,4	0	1
7+	42,9	15,3	3	-	-	0
8+	46,9	15,6	3	-	-	0
9+	52,9	12,5	3	-	-	0
>10+	57,6	11,0	3	-	-	0

RISTONLAMPI				1992		
Ikä v	Keskipi- tuus, cm	SD	n	Keskipi- tuus, cm	SD	n
1+	8,6	0,8	21	8,2	0,6	7
2+	14,0	2,5	21	13,2	1,9	7
3+	21,9	2,9	20	21,8	3,8	7
4+	28,7	3,3	18	28,0	3,6	6
5+	32,9	4,9	7	36,0	4,8	3
6+	34,4	3,9	4	38,2	1,1	2
7+	35,7	5,6	2	-	-	0



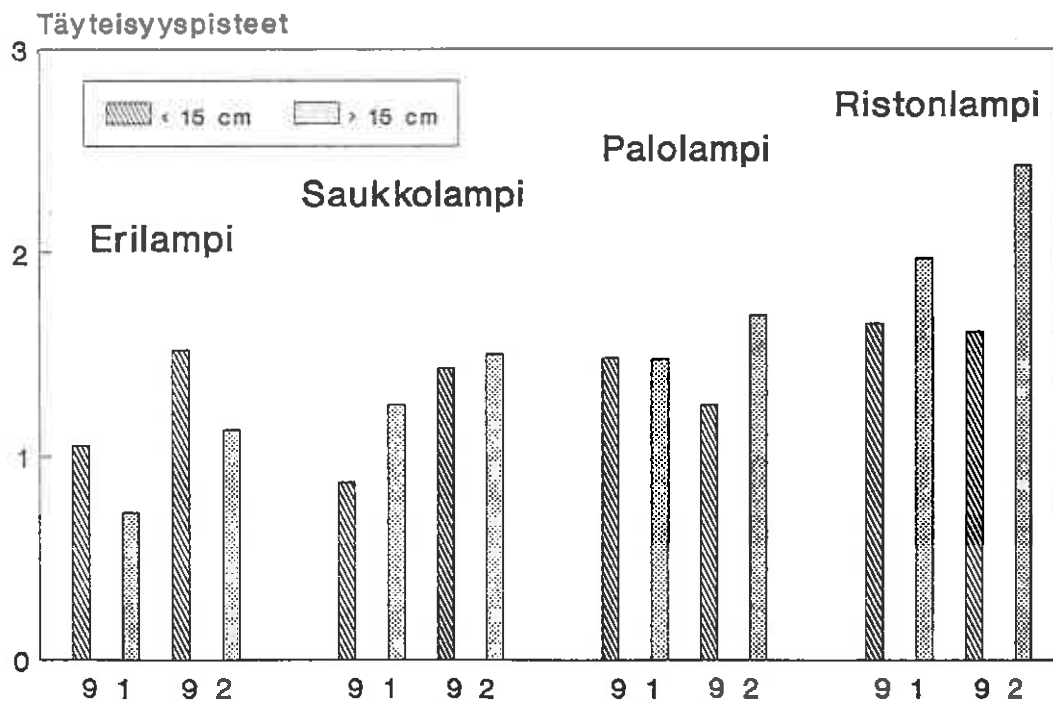
Kuva 12. Tutkimusjärivistä vuosina 1991 ja 1992 pyydettyjen haukien takautuvasti määritetty kasvu.



Kuva 14. Ahventen ravinnon koostumus tutkimusjärvissä elokuussa 1991 ja 1992. Yläkuvassa pienten (< 15 cm) ahventen ja alakuvassa isompien (≥ 15 cm) ahventen ravinto. Arvot ovat prosentteja kunkin näytteen täteisyyspisteiden summasta. Tutkittujen kalojen lukumäärä näytettä kohti on pylvaiden yläpuolella.

kaikissa järvissä. Pohjaeläimistä surviaissääskien toukkia ja koteloita oli syöty runsaasti kaikissa järvissä. Lisäksi sudenkorentojen (Odonata), kovakuoriaisten (Coleoptera) ja päivänkorentojen (Ephemeroptera) toukat olivat joissakin näytteissä yleisiä.

Isompien (yli 15 cm) ahventen ravinto Erilammessa koostui melko tasaisesti eri pohjaeläinryhmistä (kuva 14). Erilampi oli ainoa järvi, jonka näytteistä löytyi kalaravintoa (0+ -ahventa). Saukkolammessa isojen ahventen tärkein ravintoeläinryhmä olivat sudenkorenon toukat ja Palolammessa surviaissääskien toukat ja kotelot. Ristonlammessa eläinplanktonin osuus oli suurempi yli 15 cm:n mittaisilla kuin alle 15 cm:n ahvenilla. Tämä johtui *Bythotrephes longimanus* -vesikirpun runsaudesta yllättävänkin suurten ahventen mahoissa: esimerkiksi 28,5 cm:n mittaisen 312 g painavan ahvenen maha oli aivan täynnä kyseistä vesikirppua. Ristonlammen ahventen mahat olivat keskimäärin täydempiä kuin muissa järvissä (kuva 15), mikä yhdessä muita järviä nopeamman kasvun (kuva 10) kanssa viittaisi muita järviä parempiin ravintovaroihin.



Kuva 15. Ahvenen mahojen keskimääräinen täytetisyys tutkimusjärvien vuosien 1991 ja 1992 näytteissä. Pisteytys 0 - 4 p.; 4 p. = täysi maha, 2 p. = maha puoliksi täysi, 0 p. = maha tyhjä.

5. YHTEENVETO

Tässä kirjoituksessa esitellään Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen ja Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin tutkimuksia metsätalouden vaikutuksista järvien limnologiaan. Tutkimusjärvet sijaitsevat Kuhmossa ja niitä tutkittiin vuosina 1991 ja 1992 järvien tilan selvittämiseksi ennen valuma-alueiden hakuita (1992) ja maanmuokkausta (1993).

Järvet ovat pieniä (3 - 10 ha), melko happamia (pH 5,3 - 7,0) ja humuspitoisia (väriluku 60 - 160 mgPt/l) latvavesiä, joita voidaan pitää veden ravinne- ja α -klorofyllipitoisuuksien perusteella oligotrofisina ja siten heikosti kuormitusta kestävinä.

Järvien runsain kalalaji on ahven, jonka kantojen rakenne, kasvu ja ravinto olivat pienvesille melko tyypillisiä. Lisäksi järvissä on haukea ja yhteen niistä on istutettu siikaa ja järvitaimenta. Kalojen lisäksi tutkittiin eläinplankton- ja pohjaeläinyhteisöjen rakennetta runsaussuhteita sekä perifytonia. Monipuolisella limnologisella tutkimuksella koetetaan selvittää, kuinka ylös järvien tuotantoketjussa valuma-alueen metsätaloustoimista aiheutuvan ravinnekuormituksen vaikutukset voidaan havaita.

6. SAMMANDRAG

I denna publikation presenteras Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets och Kajanalands vatten- och miljödistrikts undersökningar angående skogbrukets effekter på sjöars limnologi. De undersökta sjöarna ligger i Kuhmo och tillståndet i dem utreddes åren 1991 och 1992 före hyggen i avrinningsområdet (1992) och markberedning (1993).

Sjöarna är små (3 - 10 ha), relativt sura (pH 5,3 - 7,0) och humushaltiga (färgtal 60 - 160 mgPt/l) och ligger i avrinningsområdets utkanter. På basen av vattnets halt av näring och α -klorofyll kan de betraktas som oligotrofa och därmed belastningskänsliga.

Abborren är den vanligaste fiskarten i sjöarna. Dess beståndsstruktur, tillväxt och näring är typisk för smärre vattendrag. I sjöarnafinns det också gädda och i en av dem inplanterad sik och insjööring. Förutom fisk undersöktes även djurplankton och bottendjurssamhällellens struktur, mängdförhållanden samt perifytonet. Den mångsidiga limnologiska undersökningens mål är att utreda hur långt man kan urskilja den av skogsbruksåtgärder i avrinningsområdet förorsakade näringsbelastningen.

Kiitokset

Kiitämme RKTL:n Kuhmon toimipisteen henkilökuntaa avusta tutkimuksen aikana. Kiitokset myös Pentti Härköselä, joka edesauttoi Palolammen koekalastusten onnistumista.

KIRJALLISUUS

- Ahvonen, A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P.J. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Helsinki, RKTL kalantutkimusosasto, Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 45, 69 s. ISSN 0787-8478.
- Bagenal, T.B. ja Tesch F.W. 1978. Age and growth. Teoksessa: Bagenal, T. (toim.), Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell, Oxford. s. 101-136.
- Eloranta, A. 1975. Kalojen iänmääritys. Vammala. Suomen kalastusyhdistys. 68 s. ISBN 951-95058-5-7.
- Gregory, S.V., Lamberti, G.A., Erman, D.C., Koski, K.V., Murphy, M.L. & Sedell, J.R. 1987. Influence of forest practices on aquatic Production. Teoksessa: Salo, E.O. & Cundy, T.W. (toim.) Streamside management; Forestry and fisheries interactions, s. 233-255. University of Washington, Institute of Forest Resources.
- Holopainen, A.-L. & Huttunen, P. 1992. Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. Hydrobiologia 243/244, s. 457-464.
- Lappalainen, A. & Hilden, M. 1993. Virkistyskalastajien kokemat metsä- ja suo-ojitusten vesistöhaitat. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar (tämä nide).
- Raitaniemi, J., Rask, M. & Vuorinen, P.J. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. Helsinki. Ann Zool. Fennici 25, p. 209-219.
- Raitaniemi, J., Rask, M., Järvinen, A., & Nyberg, K. 1992. Kalakantojen kehitys Etelä-Suomen pienissä happamoituneissa järvissä kalkituksen jälkeisinä vuosina. Helsinki, RKTL kalantutkimusosasto, Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 54, s. 85-102. ISSN 0787-8478.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K. 1993. Valuma-alueen avohakkuun ja kulotuksen vaikutukset pienen järven limnologiaan. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar (tämä nide).

- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S., & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen kalatalous 57, 44 s. ISSN 0085-6940
- Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B 10 1992. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki. 86 s. ISSN 0786-9606.
- Viitala, L. & Hyvärinen, P. 1986. Kiiminkijoen vesistöalueen taimen- ja harjuspurojen tilaselvitys. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 391, 63 s.
- Windell, J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. Teoksessa: Ricker, W.E. (toim.), Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP handbook 3, s. 215-226. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Metsätalouden vaikutukset kalastoon Isojoen vesistön alueella: tutkimusalue ja kalaston perusselvitys

Anssi Ahvonen¹, Eero Jutila¹ ja Jarmo Koskiniemi²

¹Luonnonvara- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

²Luonnonvara- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalanviljelyosasto, PL 202, 00151 Helsinki

¹Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

²Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalanviljelyosasto, PL 202, 00151 Helsinki

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	63
2. VESISTÖALUEEN KUVAUS	64
2.1. Sijainti ja valuma-alueen ominaisuudet	64
2.2. Meteorologiset ja hydrologiset tiedot	66
2.3. Pääuoman ja sivujokien veden laatu ja kuormitus	66
2.3.1. Isojoen pääuoma	67
2.3.2. Kärjenjoki	68
2.3.3. Karijoki	68
2.3.4. Heikkilänjoki	70
2.3.5. Vesistön kuormitus	70
2.4. Pääuoman ja sivujokien kalasto ja kalastus	71
2.4.1. Taimen	71
2.4.2. Muut jokilajit	72
2.4.3. Kalastus	73
3. PUROVESISTÖT	74
3.1. Sähkökalastettujen purojen valuma-alueet ja niiden hydrologia	74
3.2. Purojen veden laatu	75
3.3. Purojen kalasto	79
3.3.1. Kalastokartoituksen aineisto ja menetelmät	79
3.3.2. Purojen kalasto sähkökoekalastusten perusteella	80
3.3.3. Puron luonteen vaikutus sähkökoekalastuksessa saatuun taimenen yksikkö-saaliiseen	83
3.4. Taimenen kasvu puroissa	84
3.4.1. Aineisto	84
3.4.2. Kasvutarkastelun menetelmät ja tulokset	85
3.4.3. Taimenen kasvun tarkastelu	89
3.5. Taimenkannan perinnöllinen rakenne	90
3.5.1. Tausta	90
3.5.2. Näytteet ja menetelmät	91
3.5.3. Taimenkantojen perinnöllinen muuntelu	91
3.5.4. Tulosten tarkastelu	94
4. YHTEENVETO	95
5. SAMMANDRAG	97
Kiitokset	99
KIRJALLISUUS	100

1. JOHDANTO

Metsätalouden vaikutuksia virtaavien vesien kalastoon ja kalatalouteen selvittävän osahankkeen pääasialliseksi tutkimuskohteeksi valittiin Lapväärtin-Isojoen vesistö, jossa kenttätutkimukset aloitettiin v. 1991. Tutkimuskohteeksi haluttiin jokivesistö, jossa metsäojitusten vaikutuksia voidaan selvittää koko vesistöalueella, niin pääuomassa kuin latvapuroissakin. Lapväärtin-Isojoen alueella on runsaasti metsiä ja soita, ja valuma-alueella on tehty myös runsaasti metsäojituksia ja muita metsätalouteen liittyviä toimenpiteitä. Vesistössä on lukuisia puroja, ja useissa puroissa sekä itse joessa esiintyy mm. alkuperäisenä luontaisesti lisääntyvänä kantana meri- ja purotaimen. Alueella on myös luonnontilaiseksi vertailualueeksi soveltuva purovaluma-alue. Se saa alkunsa Lauhanvuoren kansallispuistosta ja on siten välttynyt välttynyt viime vuosikymmeninä metsätaloustoimenpiteiltä.

Lapväärtin-Isojoen vesistön taimen- ja harjuskannoista ja niiden tilasta on kerätty tutkimustietoa suhteellisen pitkään, joten alueelta on saatavissa vertailuaineistoa. Taimenta koskevia tuloksia ovat julkaisseet mm. Ryhänen (1957), Pettersson (1974), Nissinen (1977) ja Jutila ja Ikonen (1990). Lapväärtin-Isojoen vesistöä koskevat monet vesiensuojeluohjelmat, joten vesistöstä on olemassa suhteellisen paljon myös tietoja veden laadusta. Veden laatua koskevista tutkimuksista on julkaistu yhteenveto Lapväärtin-Isojoen vesiensuojelusuunnitelmassa (Lipkin ja Setälä 1989).

Tutkimusasetelman järjestelyssä päädyttiin eri tavoin käsiteltyjen valuma-alueiden vertailuun. Tämä sen vuoksi, että tutkimuksen kesto on viisi vuotta, ja käytännössä siihen sisältyy enintään neljä kenttätutkimuskautta, joka jaksona on liian lyhyt kalastomuutosten tarkkailun kannalta. Jaksoon ei voitu sisällyttää tarkkailuohjelmaa, jossa kalakantaa seurattaisiin ennen tiettyä metsänkäsittelyä ja sen jälkeen. Lisäksi mainitunlainen koejärjestely olisi vaatinut, että alueen metsänkäsittelyä olisi voitu ohjata puhtaasti tutkimuksellisista tarpeista, ja että tarkastellulla alueella olisi ollut tutkimukseen kaikilta muilta osin, esimerkiksi kalastoltaan, soveltuvia virtavesiä. Taimen valittiin kalastomuutosten pääasialliseksi kohdemuuttujaksi, koska se esiintyy suurella osalla Lapväärtin-Isojoen valuma-alueella ja koska se on useiden purojen latvaosissa myös ainoa esiintyvä laji.

Tähän raporttiin on koottu perustiedot Lapväärtin-Isojoen vesistöstä ja sen kalastosta. Tietoja on kerätty julkaisujen lisäksi vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisteristä sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen sähkökalastusaineistoista. Aikaisemmin julkaistuja ja kerättyjä aineistoja on täydennetty v. 1991 purojen valuma-alueita ja metsäojitusten laajuutta koskevalla karttaselvityksellä, purojen kalastokartoituksella sekä taimenen kasvua ja geneettisiä ominaisuuksia koskevalla tutkimuksella. Jarmo Koskiniemi on kirjoittanut viimeksi mainittua aihetta käsittelevän luvun 3.5. "Taimenkannan perinnöllinen rakenne". Eero Jutila ja Anssi Ahvonen vastaavat muusta tekstistä.

Lapväärtin-Isojoen vesistöä kutsutaan joen ylä- ja keskiosalla Isojoeksi ja alaosalla Lapväärtinjoeksi. Koska tutkimus keskittyi pääasiassa joen yläosalle, joen ja vesistön nimenä käytetään seuraavassa pelkästään Isojokea, vaikka mukana on myös vesistön alaosaa koskevia tietoja.

2. VESISTÖALUEEN KUVAUS

2.1. Sijainti ja valuma-alueen ominaisuudet

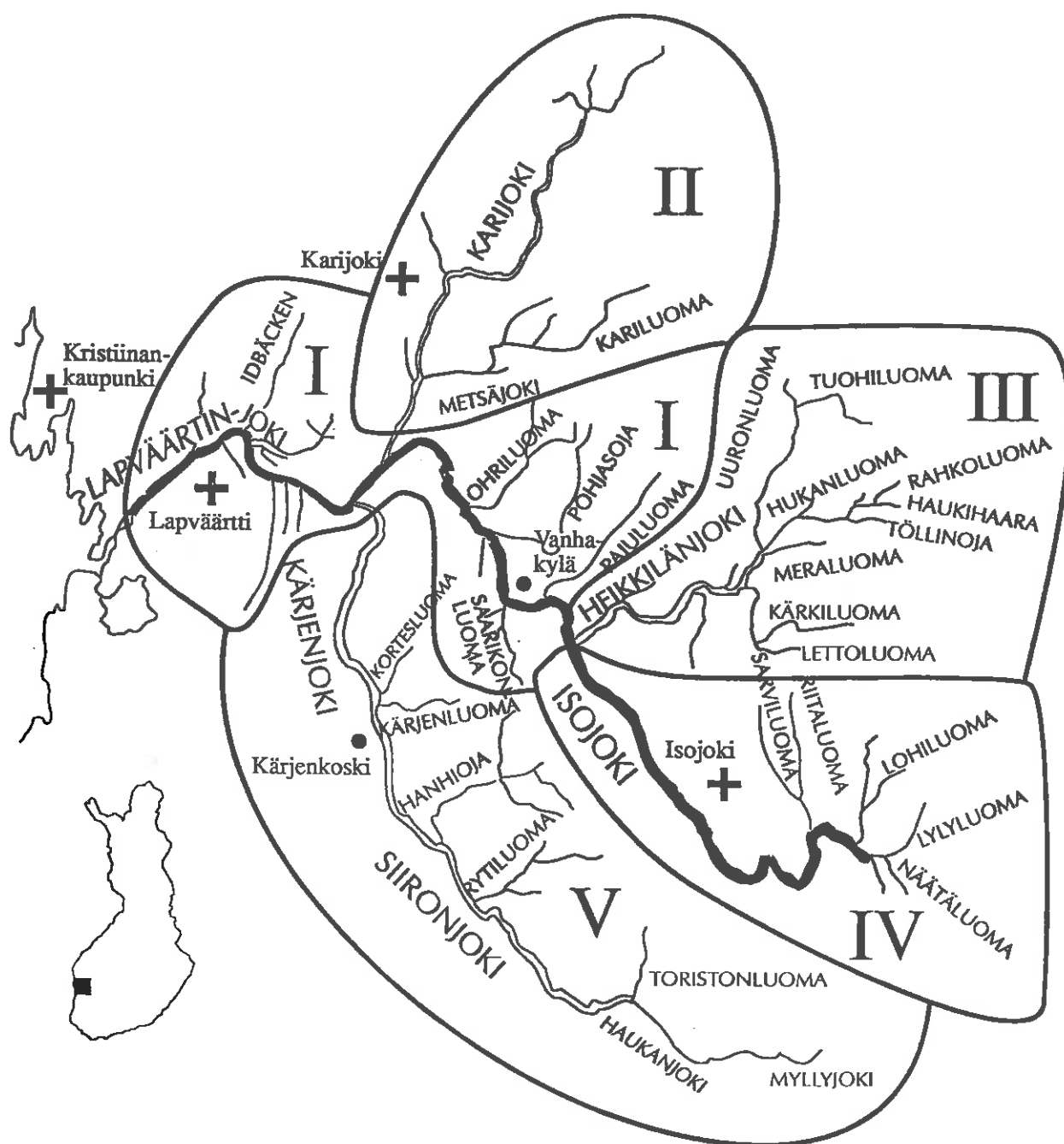
Isojoen vesistö sijaitsee Vaasan läänin eteläosassa Etelä-Pohjanmaalla (kuva 1). Vesistö saa alkunsa Lauhanvuoren alueelta, joka on Suomen länsirannikon korkein kohta ja sijaitsee 231 m merenpinnan yläpuolella. Vesistöalue sijaitsee pääosin Kristiinankaupungin, Karijoen ja Isojoen kunnissa. Joen pituus on 75 km, ja se laskee Selkämereen noin 10 km Kristiinankaupungin eteläpuolella. Vesistö rajoittuu pohjoisessa Teuvanjoen ja Kyrönjoen vesistöön sekä idässä ja etelässä Karvianjoen vesistöön. Isojoen vesistöalue on alavaa Etelä-Pohjanmaan tasankoaluetta. Kallioperä on jokisuun läheisyydessä gneissia, muualla pääosin granodioriittia ja kvartsidioriittia. Vesistön latvoilla Lauhanvuoren alueella on laajahko graniittialue, jonka keskellä on paleotsoiisen sedimenttikiven esiintymä. Alueen maaperä on jokivarressa savea ja silttiä, etäämpänä jokivarresta pohjamoreenia ja turvetta. Lauhanvuoren alueella on laajahkoja sora- ja hiekkaesiintymiä (Suomen kartasto 1990).

Vesistön alaosalla on sulfidipitoisia alunamaita, jotka maankuivatustöiden yhteydessä voivat aiheuttaa vesistössä pH-arvon pienenemistä. Varsinkin rinneilla savi- ja hiekkaperäiset alueet ovat eroosioherkkiä. Isojoen vesistössä on tehty kartoitus eroosioherkistä alueista, joilla maaperän käsittelyssä ja ojituksissa tulisi noudattaa erityistä varovaisuutta eroosiohaittojen vähentämiseksi ja estämiseksi (Lipkin ja Setälä 1989).

Vesistöalueen pinta-ala on 1 112 km². Lipkinin ja Setälän (1989) mukaan vesistöalueen kunnissa Kristiinankaupungissa, Karijoella ja Isojoella asui v. 1989 yhteensä noin 13 700 henkilöä, joista vajaat 8 000 varsinaisesti Isojoen vesistöalueella. Alueen asutus on maa- ja metsätalousvaltaista haja-asutusta. Maankäyttömuodoittain vesistöalue jakaantuu seuraavasti:

- peltoa	12,2 %
- metsää	55,0 %
- suota	27,4 %
- vettä	0,4 %
- muita alueita	5,0 %

Vesistölle ovat luonteenomaisia lukuisat sivujoet ja purot eli luomat. Joen suurin sivuhaara on Kärjenjoki, jonka keskijuoksua kutsutaan Siironjoeksi. Muita sivujokia ovat Karijoki ja Heikkilänjoki. Puroista ovat kooltaan merkittävimpiä Idbäcken, Metsäjoki, Pajuluoma, Riitaluoma, Sarviluoma ja Lohiluoma (kuva 1).



Kuva 1. Lapväärtin-Isojoen vesistöalue. Pääuoma on piirretty paksulla mustalla viivalla (——), sivujoet kaksoisviivalla (==) ja purot (luomat) yksinkertaisella viivalla (—). Purot on jaettu osa-alueisiin seuraavasti: I = Isojoen pääuomaan laskevat purot välillä meri - Heikkilänjoen liittymä, II = Karijokeen laskevat purot, III = Heikkilänjokeen laskevat purot, IV = Isojoen yläosaan laskevat purot ja V = Kärjenjokeen laskevat purot.

Isojoen vesistö kuuluu lähinnä kalataloudellisesti arvokkaan meritaimenkantansa takia UNESCO:n hyväksymiin kansainvälisiin ns. Project Aqua -vesistön suojelukohteisiin. Se on suojeltu vesirakentamiselta koskiensuojelulain nojalla. Se kuuluu niin ikään maa- ja metsätalousministeriön suojeluvesityöryhmän kohteisiin (Maa- ja metsätalousministeriön suojeluvesityöryhmä 1977) ja esitykseen erityissuojelua vaativista vesistöistä (Ympäristöministeriö 1992).

2.2. Meteorologiset ja hydrologiset tiedot

Isojoen vesistöalueen lähin sääasema on Kaskisissa, ja se sijaitsee noin 15 km vesistöalueen ulkopuolella. Kuukausittaiset ilman keskilämpötilat vuosina 1930 - 1960 olivat siellä Lipkinin ja Setälän (1989) mukaan alimmillaan helmikuussa, $-6,1^{\circ}\text{C}$, ylimmillään heinäkuussa, $+15,6^{\circ}\text{C}$, ja koko vuoden keskilämpötila oli $+4,2^{\circ}\text{C}$. Termisen kasvukauden pituus on Isojoen vesistöalueella 165 pv (Suomen kartasto 1960).

Vuotuinen sadanta Isojoen vesistöalueella oli vuosina 1961 - 1975 keskimäärin 650 - 700 mm (Leppäjärvi 1987). Lumipeitteen vesiaron vuotuinen maksimiarvo on 80 - 120 mm. Haihdunta on keskimäärin 350 - 400 mm vuodessa (Suomen kartasto 1986). Isojoen alaosassa Peruskoskella vuoden keskivalumaksi arvioidaan $9,5 \text{ l/km}^2/\text{s}$. Isojoen keskivirtaama Peruskoskessa on $9,8 \text{ m}^3/\text{s}$, keskiylivirtaama (MHQ) $108 \text{ m}^3/\text{s}$ ja keskialivirtaama (MNQ) $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (Lipkin ja Setälä 1989).

Isojoen vesistössä on runsaasti pohjavesiesiintymiä, joista suurimmat sijaitsevat joen latvoilla Lauhanvuoren alueella. Pohjavesiesiintymien määräksi arvioidaan $57\,500 \text{ m}^3/\text{vrk}$, josta on pelkästään Lauhanvuoren seudulla $12\,600 \text{ m}^3/\text{vrk}$. Suuret pohjavesiesiintymät tasoittavat huomattavasti Isojoen veden laatua ja virtaamia. Pohjavesiesiintymät ovat tärkeitä purotaimenen menestymiselle alueella (Lipkin ja Setälä 1989).

2.3. Pääuoman ja sivujokien veden laatu ja kuormitus

Isojoen veden laadusta ja kuormituksesta on tehty useita tutkimuksia, joista on kerätty tiedot Lapväärtinjoen suojelu- ja kehittämissuunnitelmaan (Lipkin ja Setälä 1989). Suunnitelman pohjalta Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri (1990) on laatinut vesistöä varten jokamiehen vesiensuojeluohjeen. Luvussa 2.3. veden laatutietoja ja kuormitusta käsitellään kyseisissä julkaisuissa esitettyjen tietojen perusteella.

Vesi- ja ympäristöhallituksen tekemän veden laadun yleisluokituksen mukaan suurin osa Isojoen pääuomasta kuuluu luokkaan 3 (tydyttävä veden laatu). Karijoen alaosa, Kärjenjoki sekä Isojoen alaosa kuuluvat luokkaan 4 (heikko veden laatu). Osa joen latvapuroista, joissa pohjavesien osuus on huomattavan suuri, kuuluu luokkaan 2 (hyvä veden laatu).

2.3.1. Isojoen pääuoma

Isojoen pääuoman veden laatu on huonontunut 1960-luvun alusta 1970-luvun lopulle (taulukko 1). Tämän jälkeen veden laatu on pysynyt suunnilleen ennallaan tai jopa hieman parantunut (taulukko 2). Erityisesti kesäaikaan veden laatu joen alaosalla on parantunut. Ravinne- (fosfori, typpi) ja kiintoainepitoisuudet, väriluku ja kemiallinen hapenkulutus ovat selvästi vähentyneet ja pH-arvo on laskenut hieman. Veden hapen kyllästysaste ja sähkönjohtavuus ovat pysyneet samalla tasolla. Veden laadun muutokset ovat olleet vähäisiä vuosina 1984 - 1987.

Taulukko 1. Veden laatu Myllykanavan ja Dagsmarkin sillan kohdalla Lapväärtinjoessa 1962 ja 1982 sekä Kortteenkylän sillan kohdalla vuosina 1971 ja 1982 (Lipkin ja Setälä 1989).

	Myllykanava		Dagsmarkin silta		Kortteenkylän silta	
	1962	1982	1962	1982	1971	1982
Hapen kyllästysaste-%	88	90	89	92	86	88
Kok.fosfori µg/l	45	92***	35	79***	50	45
Kok. typpi µg/l	780	1120**	542	1015***	856	561
pH	6,5	6,3	6,7	6,4	6,4	6,1
Kok. rauta mg/l	1,46	1,41	1,36	1,27	1,42	1,08
Kiintoainepit. mg/l (1967-82)	28	7*	11	14	5	10

* = muutos tilastollisesti melkein merkitsevä (p < 0,05)

** = muutos tilastollisesti merkitsevä (p < 0,01)

*** = muutos tilastollisesti eritt. merkitsevä (p < 0,001)

Taulukko 2. Myllykanavan näytteenottopisteen veden laatu vuosien 1984 - 1987 keskiarvoina (Lipkin ja Setälä 1989). N = havaintojen lukumäärä, KokP = kokonaisfosforin määrä, KokN = kokonaistypen määrä, Väri = väriluku, COD = kemiallinen hapenkulutus, pH min. = alin mitattu pH-arvo ja O₂ = hapen kyllästys-%.

Vuosi	N	KokP µg/l	Kok.N µg/l	Väri mgPt/l	COD mgO ₂ /l	pH min.	O ₂
1984	13	92	1230	170	24	5,8	89
1985	15	120	1140	115	17	5,3	87
1986	12	72	1000	110	18	5,4	88
1987	9	71	1270	140	21	5,9	91

Pääuomassa jokiveden ravinne-, kiintoaine- ja rautapitoisuudet suurenevät joen latvoilta jokisuulle siirryttäessä. Joen kiintoainepitoisuus vaihtelee huomattavasti, ja syynä vaihteluun pidetään osaksi hydrologisia tekijöitä ja osaksi maankuivatustöitä ja jätevesien vaikutusta. Vaihtelu on suurinta keväällä. Isojoen vesistöalueella on runsaasti suomaita, joilta huuhtoutuu humusaineita. Tämä suurentaa puolestaan jokiveden COD-, rauta- ja väriarvoja.

Joen virtaaman vaihtelut vaikuttavat huomattavasti veden laatuun. Suurien virtaamien aikana jätevedet laimenevat ja siten niiden vaikutukset vähenevät, mutta toisaalta eroosio lisääntyy. Virtaaman lisääntyessä purovesien pH-arvo pienenee ja väriluku ja kiintoainepitoisuus suurenevät. Virtaama ei kuitenkaan juuri vaikuta kokonaisfosforipitoisuuteen. Jokiveden pH-arvo on hieman pienempi joen yläjuoksulla kuin alajuoksulla. Tämän arvellaan johtuvan happamista sateista ja karusta sekä vähäkalkkisesta maaperästä. Pienimmät pH-arvot on mitattu kevät- ja syystulvien loppupuolella.

2.3.2. Kärjenjoki

Kärjenjoen vesi on huomattavasti happamampaa kuin Isojoen pääuoman vesi (taulukko 3). Joen keskimääräinen pH-arvo on lähellä kuutta, mutta lähellä viittä olevia arvoja on esiintynyt varsin usein. Myös väriluku ja rautapitoisuus ovat suurempia kuin Isojoessa. Veden typpipitoisuus ja orgaanisen aineen pitoisuus ovat suunnilleen samat, ja fosforipitoisuus pienempi kuin pääuomassa.

Kärjenjoen kuormitus tulee pääosin hajakuormituksesta. Peltojen osuus valuma-alueesta on melko pieni (7 %), minkä takia suuri osa kuormituksesta tulee metsätaloudesta. Metsäojitusten seurauksena jokeen on huuhtoutunut suuria määriä humusta. Se ilmenee mm. veden suurina rauta-, väri- ja COD-arvoina. Metsäojitukset olivat suurimmillaan 1970-luvulla, jolloin jokeen huuhtoutui huomattavia määriä humusaineita.

Veden laatutietojen perusteella humusaineiden huuhtoutuminen on vähentynyt Kärjenjoen alueella. Veden väriluku on nykyisin selvästi pienempi kuin 1970-luvulla. Vuonna 1974 se oli keskimäärin 320 ja vuonna 1987 195. Rautapitoisuus oli vastaavasti 1970-luvulla keskimäärin 16,1 mg/l; 1980-luvulla vain 2,2 mg/l. Veden ravinnepitoisuudet (typpi, fosfori) eivät ole viime vuosikymmeninä kovin paljon muuttuneet. Kokonaisfosforipitoisuus on ollut noin 60 µg/l ja kokonaistyppipitoisuus noin 1 000 µg/l.

2.3.3. Karijoki

Karijoen veden laatu on selvästi huonompi kuin Isojoen alaosassa (taulukko 4). Kokonaisfosfori- ja typpipitoisuudet ovat huomattavasti suurempia kuin pääuomassa ja Kärjenjoessa. Veden humusainepitoisuus on pienempi ja pH-arvo korkeampi kuin Kärjenjoessa. Veden laatu on selvästi huonontunut 1970- ja 1980-luvuilla. Kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat kaksinkertaistuneet 1970-luvun alusta.

Jokisuun läheisyydessä on perunanjalostusteollisuutta, jonka kuormitus lisäsi aikaisemmin erityisesti veden ravinnepitoisuutta ja happea kuluttavan orgaanisen aineen määrää. Nytemmin perunanjalostusteollisuuden jätevedet johdetaan Kristiinankaupungin keskuspuhdistamoon kokonaan Isojoen vesistön ulkopuolelle.

Taulukko 3. Kärjenjoen veden laatu vuosina 1971 - 1976 ja 1980 - 1987 Dagsmarkin sillan kohdalla vuosikeskiarvoina laskettuna (Lipkin ja Setälä 1989). N = havaintojen lukumäärä, KokP = kokonaisfosforin määrä, KokN = kokonaistypen määrä, Fe = raudan määrä ja COD = kemiallinen hapenkulutus.

Vuosi	N	KokP µg/l	KokN µg/l	Fe mg/l	pH	Väri- luku	COD mgO ₂ /l
1971	8	51	1085	9,6	6,1	208	15,9
1972	12	61	1480	23,8	5,6	297	41,2
1973	1	70	700	10,0	7,1	200	18,0
1974	4	49	1100	13,9	5,8	320	38,3
1975	2	70	1100	6,8	6,3	255	35,5
1976	1			10,1	6,5	250	
1980	2	63	810	3,1			15,5
1981	9	60	990	2,1	6,0	241	30,8
1982	10	57	1000	2,1	6,4	196	24,8
1983	12	56	1300	2,1	6,2	168	24,8
1984	3	66	1200	2,1	5,7	160	23,0
1985	4	50	1000	1,9	5,9	240	29,5
1986	16	61	1100	2,0	5,8	190	24,1
1987	14	44	920	1,7	5,7	195	24,7

Taulukko 4. Karijoen Mellanän näytteenottopisteen veden laatu vuosina 1970 - 1972, 1975 ja 1980 - 1987 laskettuna aritmeettisena vuosikeskiarvona (Lipkin ja Setälä 1989). Selitykset samat kuin taulukossa 3.

Vuosi	N	KokP µg/l	KokN µg/l	Fe mg/l	pH	Väri- luku	COD mgO ₂ /l
1970	3	40	500		6,9	120	12,4
1971	3	70	750	20,0	6,9	147	17,1
1972	4	95	725	6,0	6,9	170	17,6
1975	1	110	1500	4,0	7,3	120	15,6
1980	4	89	1020	10,0	6,5	147	20,8
1981	10	104	1180	1,5	6,3	175	23,9
1982	10	100	1285	1,4	6,5	142	20,8
1983	10	97	1090	1,4	6,8	148	19,9
1984	5	108	1520	1,4	6,5	100	22,0
1985	5	95	1075	1,9	6,3	175	23,0
1986	2	84	780	1,2	6,9	105	15,7
1987	4	82	1380	1,5	6,1	195	29,8

Vuosikeskiarvoina lasketut veden laatutiedot kuvaavat lähinnä veden laadun kehityssuuntaa. Kalojen kannalta nimenomaan veden laadultaan heikoimmat jaksot vuoden aikana ovat kriittisimpiä. Karijoen veden laatu on yleensä huonoin kesän alivirtaamakautena, jolloin jätevesien osuus on suurin, sekä tulva-aikana, jolloin huuhtoutuminen ja eroosio ovat suurimmillaan.

2.3.4. Heikkilänjoki

Heikkilänjoen veden laatu on selvästi parempi kuin muiden Isojoen sivujokien (taulukko 5). Kiintoaine- ja fosforipitoisuudet ovat lähellä Kärjenjoen arvoja ja pH-arvo on Karijoen luokkaa. Veden kokonaistyyppipitoisuus on pienempi kuin muissa sivujoissa, samoin veden väriluku. Muita sivujokia parempaa veden laatua pidetään osasyynä siihen, että Heikkilänjokeen nousee perinteisesti meritaimenta enemmän kuin esim. Kärjenjokeen (Ryhänen 1957).

Taulukko 5. Heikkilänjoen veden laatu vuosina 1982 - 1983 (Lipkin ja Setälä 1989).

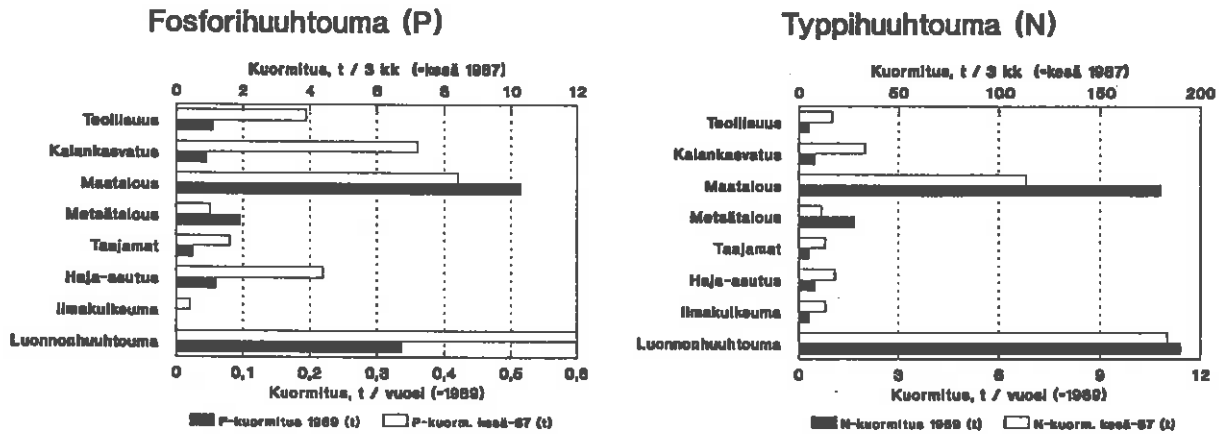
Hapen kyllästysaste, %	85
Kiintoainepit. mg/l	19
pH	6,5
Väriluku	130
Kok.tyyppipit. µg/l	780
Kok.fosforipit. µg/l	60

2.3.5. Vesistön kuormitus

Isojoen vesistön kuormitus on pääosin maa- ja metsätalouden hajakuormitusta (kuva 2). Erityisesti jokivarren rinnepelloilta huuhtoutuu vesistöön runsaasti ravinteita, ja peltoviljely ja karjatalous ovatkin suurimpia yksittäisiä kuormituslähteitä. Vuonna 1989 Isojoen kautta arvioitiin tulevan mereen noin 22 000 kg:n fosforikuormitus ja noin 413 000 kg:n typpikuormitus, josta luonnonhuuhtoutuman osuus oli fosforin osalta 30 % ja typen osalta 46 %. Ihmisen aiheuttama kuormitus oli 70 % fosforin ja 54 % typen kokonaishuuhtoutumasta.

Ravinnekuormituksesta suurin osa tulee maataloudesta. Teollisuuden osuudeksi arvioitiin v. 1989 7,3 % fosforin ja 1,5 % typen kuormituksesta. Kalankasvatustilaksista tulee 4,0 % fosfori- ja 2,1 % typpikuormituksesta. Jokivarressa sijaitsevan neljän kalanviljelylaitoksen osuus kuormituksesta on kuitenkin kesäaikaan merkittävästi suurempi. Taajamien osuus oli 1,8 % fosfori- ja 1,0 % typpikuormituksesta. Maatalous aiheutti 69,4 % fosfori- ja 80,5 % typpikuormituksesta. Metsätaloudesta Isojokeen tuli 11,4 % fosfori- ja 12,2 % typpikuormituksesta. Haja-asutuksen osuus oli 5,6 % fosfori- ja 1,7 % typpikuormituksesta. Ilman kautta Isojoen kuormituksesta laskettiin tulleen fosforikuormituksesta 0,5 % ja typpikuormituksesta 1,0 % (kuva 2).

Metsätalouden suurimmaksi ravinnekuormituksen lähteeksi on arvioitu metsäojitukset. Metsäojitusten osuudeksi koko vesistön fosforikuormituksesta arvioitiin v. 1989 7,9 % ja metsälannoitusten osuudeksi 1,8 %. Typpikuormituksesta metsäojitusten osuus oli 8,5 % ja metsälannoitusten osuus 1,4 %. Metsätalouden suhteellinen osuus kuormituksesta on suurinta sivujoissa ja puroissa.



Kuva 2. Vaasan vesi- ja ympäristöpiirin (1990) arvio Isojoen vuoden 1989 kokonaisravinnekuormituksesta ja kesän 1987 ravinnekuormituksesta.

2.4. Pääuoman ja sivujokien kalasto ja kalastus

Jokialueella esiintyvät lajit esitellään seuraavassa Lipkinin ja Setälän (1989) laatiman yhteenvedon perusteella. Isojoki on kalastoltaan Pohjanmaan eteläosan monipuolisin vesistö. Joessa ja sen suistossa esiintyy 25 kalalajia. Nämä ovat:

Taimen (meri- ja purotaimen), harjus, hauki, särki, seipi, säyne, vimpa, lahna, pasuri, salakka, suutari, kolmipiikki, kymmenpiikki, made, ahven, kiiski, kivisimppu, kivinilka, kivennuoliainen, törö, kuore, kirjolohi, vaellussiika, kampela ja ankerias. Näistä vimpaa, suutaria, kivinilkaa, kuoretta, kampelaa ja ankeriasta tavataan lähinnä vain jokisuualueelta merestä. Näiden lisäksi joessa on nahkiaista ja pikkunahkiaista sekä rapua.

2.4.1. Taimen

Isojoen vesistössä esiintyy taimenesta kaksi ekologista rotua, purotaimen ja meritaimen. Purotaimen elää koko ikänsä sisävesialueella etupäässä puroissa ja sivujoissa. Meritaimen lisääntyy joessa, mistä poikaset vaellusvalmiuden saavutettuaan siirtyvät mereen syönnösvallukselle ja palaavat aikuisina kaloina takaisin jokeen kudulle. Isojoen meritaimenkanta on eräs harvoista jäljellä olevista meritaimenen luonnonkannoista maassamme. Se on sekä luonnon-suojelun että kalatalouden kannalta erittäin arvokas, sillä se on eteläisen Suomen tärkein meritaimenen viljelykanta.

Meritaimen nousee kudulle Isojoen pääuoman koskiin sekä sivujoista Karijoen ja Heikkilänjoen koskiin. Meritaimenen ja purotaimenen esiintymisalueissa on todennäköisesti jonkin verran päällekkäisyyttä, sillä meritaimenia saattaa ainakin ajoittain nousta kudulle myös pääuomaan ja sivujokiin laskevien purojen alaosiin. Osa meritaimenen poikaista voi jäädä koskiin paikallisiksi kaloiksi ja "tammukoitua". Toisaalta purotaimenista osa saattaa vaelttaa syönnökselle mereen, vaikka pääosa kaloista pysyykin paikallisina (Ryhänen 1957).

Pettersson (1974) on arvioinut meritaimenen poikastuotantopinta-alaksi Isojoessa 20 - 25 hehtaaria. Luonnontilassa joessa on ollut 23 koskea, joiden yhteenlaskettu pituus on ollut noin 13 km. Poikastuotantokoskista lähes puolet sijaitsee Vanhakylän alueella. Jutila ja Ikonen (1990) arvioivat joen pääuoman koskien pinta-alaksi noin 27 hehtaaria Villamon padon ja jokisuun välillä. Nissisen (1975) mukaan joki on tuottanut luonnontilassa enimmillään 10 000 - 25 000 meritaimenen vaelluspoikasta vuodessa. 1970-luvulla hän arvioi tuotannon olleen noin 2 000 - 5 000 vaelluspoikasta vuodessa. Isojoen koskien sähkökoekalastuksissa taimenenpoikasten esiintymistiheydet ovat olleet eri koskialueilla useimmiten 50 - 500 poikasta hehtaarilla ja enimmillään runsaat 2 000 poikasta hehtaarilla (Jutila ja Ikonen 1990).

2.4.2. Muut jokilajit

Myös harjus on Isojoelle tyypillinen koskikutuinen laji, jota esiintyy yleisesti Isojoen pääuomassa, Karijoessa ja Heikkilänjoessa. Harjuksen viljely aloitettiin ensimmäisenä Suomessa Vanhakylän kalanviljelylaitoksessa, ja Isojoen harjus on tärkeimpiä istutuksiin käytettyjä kantoja maassamme. Harjuksen poikasia tavataan Isojoen koskista samoilta alueilta kuin taimenen poikasia. Harjuksen poikasten esiintymistiheydet sähkökoekalastuksissa ovat vaihdelleet selvästi enemmän kuin taimenen. Enimmillään harjuksia on ollut joen pääuoman koskissa runsaat 600 poikasta hehtaarilla. Suurimmat harjustiheydet on tavattu Karijoen koskista, mikä osittain johtuneen sinne tehdyistä istutuksista (Jutila ja Ikonen 1990).

Ahven on yleinen kalalaji kaikkialla vesistössä. Keväisin ahvenia nousee jokisuulle kudulle, ja suuri osa joen edustalla kalastettavista ahvenista on peräisin jokisuulla tapahtuvasta kudusta. Made ja hauki ovat yleisiä kalalajeja sekä suvannoissa että koskissa. Jokisuulla made- ja haukikannat ovat kärsineet maankuivatustöiden vaikutuksista kutualueilla. Lahna, särki, kiiski, törö ja salakka ovat yleisimpiä joen alaosalla. Kiiskeä, särkeä ja salakkaa esiintyy myös koskissa. Seipi, säyne, pasuri ja vimpa ovat olleet yleisimpiä joen alajuoksulla. Nytemmin ainakin säyne ja vimpa ovat vähentyneet. Kivisimppu ja kivenuoliainen ovat tyypillisiä koskilajeja, ja niitä tavataan kaikissa pääuoman ja sivujokien koskissa. Kolmi- ja kymmenpiikin esiintyminen painottuu joen alaosalle. Kalanviljelylaitoksilta karanneita kirjolohia tavataan lähinnä joen pääuomasta. Niitä on istutettu pyyntikokoisina myös sivujokien virkistyskalastuskoskiin.

Vaellussiika on aiemmin kuulunut joen alaosan vaelluskaloihin. Nykyisin kanta on erittäin harvalukuinen tai hävinnyt mahdollisesti kokonaan. Lohen ei tiedetä kuuluneen Isojoen alkuperäisiin vaelluskaloihin. Sitä tavataan joesta satunnaisesti muualta harhautuneina eksykkeinä.

Nahkiainen nousee Isojoessa kutemaan ainakin Dagsmarkin padolle saakka. Tulvavuosina kudulle nousevia nahkiaisia on todettu Vanhakylässä asti. Nahkiaisien toukkia tavataan koko vesistöstä, mutta tutkimuksissa ei ole eroteltu nahkiaisien ja pikkunahkiaisien toukkia toisistaan. Pikkunahkiaista esiintyy Isojoen vesistön puroissa.

Rapu on ollut aikaisemmin yleinen koko joessa. Joen rapukanta romahti vuosina 1948-1952. Kanta elpyi uudelleen 1960-luvulla, mutta ravut kuolivat vuonna 1971 Isojoen kirkonkylän ja Dagsmarkin väliltä. Rapuja esiintyy nykyisin Peruskoskessa ja Karijoessa, mutta pyyntivahvuinen kanta on enää Kärjenkoskessa.

2.4.3. Kalastus

Isojoen vesistössä ja jokisuualueella toimii yhteensä 13 kalastuskuntaa ja yksi kalastajainseura sekä Kristiinankaupungin - Isojoen kalastusalue. Pääosa kalastuksesta on virkistys- ja kotitarvekalastusta. Jokisuulla ja joen alaosalla kalastaa ainakin ykdeksän henkilöä ammattimaisesti. Vesistöalueella tapahtuvaa kalastusta varten lunastettiin 1980-luvun lopulla noin 1 000 kalastuslupaa vuodessa.

Ammattikalastajien jokisuulta ja sen edustalta merestä ilmoittamat vuosisaaliit ovat olleet vuosina 1978 - 1986 noin 6 000 - 12 000 kiloa. Kilomääräisesti suurimmat saaliit saatiin särjestä, hauesta ja ahvenesta. Taimenen jokisuusaaliit ovat vaihdelleet noin sadasta kahteen sataan kiloon vuodessa. Taloudellisesti arvokkain laji on nahkiainen, jota pyydetään jokisuulta ja joen alimmista koskista. Nahkiaisia saatiin 1970-luvulla enimmillään 300 000 vuodessa, mutta 1980-luvun alkupuolella enää 10 000 - 30 000 vuodessa.

Varsinaiselta jokialueelta on saalistietoja vain aivan joen alaosalta. V. 1987 arvioitiin ammatti- ja vapaa-ajankalastajien saaliiksi Isojoesta Kärjenjoen liittymän ja Peruskosken välillä noin 2 100 kg, Peruskosken ja valtatie 8:n väliltä noin 1 000 kg ja valtatie 8:n sillasta mereen noin 5 600 kg. Saalislajeista kilomääräisesti eniten saatiin haukea, ahventa ja särkeä. Taimenta saatiin kyseiseltä jokialueelta yhteensä runsaat 200 kg ja harjusta runsaat 100 kg. Ylempää joesta tai sivupuroista ei ole julkaistu saalisarvioita.

3. PUROVESISTÖT

3.1. Sähkökalastettujen purojen valuma-alueet ja niiden hydrologia

Isojoen valuma-alue on erittäin vähäjärvinen, ja vesistö koostuu lähes yksinomaan lukuisista puroista, kolmesta sivujoesta ja joen pääuomasta. Seuraavassa tarkastelussa vesistöalueen purot on jaettu sijaintinsa perusteella viiteen osaluokkaan: I = Isojoen pääuomaan laskevat purot välillä meri - Heikkilänjoen liittymä, II = Karijokeen laskevat purot, III = Heikkilänjokeen laskevat purot, IV = Isojoen yläosaan laskevat purot Heikkilänjoen liittymän yläpuolella sekä V = Kärjenjokeen laskevat purot (kuva 1).

Isojoen vesistössä tehtiin kesällä 1991 purojen sähkökoekalastuksia niiden kalaston selville saamiseksi (ks. luku 3.3). Koska tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää metsätalouden vaikutuksia purojen kalastoon, kohteiksi valittiin vain metsävaltaisella alueella virtaavia puroja ja puron osia. Purojen alaosat virtaavat usein peltoalueiden kautta, joten kalastukset tehtiin peltojen yläpuolisissa puron osissa ja purojen latvoilla. Sähkökalastuskohteet merkittiin peruskartalle, ja niiden yläpuolelle jäävän valuma-alueen ominaisuuksia selvitettiin myöhemmin karttatarkastelun avulla.

Kartoista selvitettiin purojen sähkökalastuskohteiden yläpuolisen valuma-alueen laajuus sekä peltojen, metsän ja suoperäisten maiden prosenttiosuudet valuma-alueesta. Isojoen vesistöalueen peruskartasto on uusittu 1980-luvulla, joten sen perusteella voitiin myös mitata nykyisten metsäojien pituus kullakin osavaluma-alueella suhteellisen tarkasti. Purojen keskivirtaamat laskettiin valuma-alueen koon perusteella käyttämällä Lipkinin ja Setälän (1989) Isojoen alueelle esittämää keskivalumaa $9,5 \text{ l/km}^2/\text{s}$.

Osalla sähkökalastetuista ojista ei ollut nimeä. On ilmeistä, että monet niistä ovat alunperinkin kaivettuja oja, eivätkä ne siten ole syntyneet purojen perkauksina. Nimettömille ojille annettiin nimi peruskartoista löytyneiden läheisten paikannimien mukaan niin, että paikannimi ja "oja" kirjoitettiin erillisinä sanoina (esimerkiksi Peruksen oja) erotuksena kartoissa esiintyvillä purojen ja ojien nimillä, jotka ovat yhdyssanoja. Alueelta löydettiin myös entisiä kuivuneita puroja, joilla ei perkausten ym. kaivujen seurauksena enää ollut ainakaan ympärivuotista vesistöluonnetta. Puroja, jotka olivat täysin menettäneet vesistöluonteensa ei tässä käsitellä, koska niissä ei tehty sähkökalastuksiakaan.

Isojoen pääuomaan Heikkilänjoen ja jokisuun välillä laskevista puroista koekalastettiin yhteensä yhdeksän puroa. Näistä suurin oli Pajuluoma (keskivirtaama 499 l/s) ja pienin Kiviluoma (keskivirtaama 57 l/s , taulukko 6). Purojen valuma-alueesta oli sähkökalastuspaikkojen yläpuolella peltoa eniten Saarikonluomassa (17 %) ja vähiten Pohjasojassa (0 %), keskimäärin pellon osuus oli 5 %. Keskimäärin noin puolet valuma-alueesta oli metsää ja 45 % oli suoperäistä maata. Alueella oli tehty runsaasti metsäojituksia. Purojen valuma-alueella oli metsäoja yhteensä 1 603 km.

Karijokeen laskevista puroista tehtiin sähkökalastuksia kolmessa, joista suurin oli Kariluoma (keskivirtaama 247 l/s) ja pienin Eineettömänluoma (keskivirtaama 62 l/s, taulukko 7). Koekalastuspaikkojen yläpuolelle jäävästä valuma-alueesta oli metsää keskimäärin 32 %, suomaita 64 % ja peltoa 3 %. Metsäojia oli purojen valuma-alueella yhteensä 570 km.

Heikkilänjoen alueella tehtiin koekalastuksia yhteensä 16 purossa. Näistä suurin oli Kärkiluoma (keskivirtaama 147 l/s) ja pienimpiä Rintalan oja ja Töllinoja (keskivirtaama 29 l/s, taulukko 8). Koekalastuspaikkojen yläpuolelle jäävä valuma-alue oli lähes kokonaan metsätalousmaata, peltojen osuus siitä oli keskimäärin alle 1 %. Suota oli paljon, keskimäärin 60 %, metsien osuus oli 39 %. Metsäojia purojen valuma-alueella oli yhteensä 1 031 km.

Isojoen yläosaan Heikkilänjoen liittymän yläpuolella laskevista puroista koekalastettiin yhteensä 11 puroa. Virtaamaltaan suurin (keskivirtaama 109 l/s) oli Riitaluoma, ja pienimpiä olivat Isoluoma ja Kotirannan oja (keskivirtaama 10 l/s, taulukko 9). Sähkökalastuspaikkojen yläpuolelle jäävästä valuma-alueesta oli peltoa keskimäärin 4 %, metsää 48 % ja soita samoin 48 %. Metsäojia purojen valuma-alueella oli yhteensä 419 km.

Kärjenjokeen laskevissa purovesissä tehtiin sähkökalastuksia yhteensä yhdeksässä, suurin niistä oli Hanhioja (keskivirtaama 299 l/s) ja pienin Dragåsenin oja (keskivirtaama 24 l/s, taulukko 10). Purojen valuma-alueet olivat suovaltaisia, suoperäisiä maita oli niistä keskimäärin 52 %, metsiä 45 % ja peltoja 2 %. Metsäojia purojen valuma-alueella oli yhteensä 920 km.

Yhteensä Isojoen vesistöstä koekalastettiin 50 puroa, ja kalastuskohteiden yläpuolelle jäävän valuma-alueen kokonaispinta-ala oli 458 km². Koko vesistön valuma-alue on 1 112 km², joten selvitys kattoi noin 40 % Isojoen vesistön valuma-alueesta. Peltojen osuus purojen valuma-alueesta oli yleensä alle 5 %, joten kalastuskohteet edustavat varsin hyvin vesistön metsävaltaisia osia. Purovesistöjen valuma-alueet ovat suovaltaisia. Noin joka toisen puron valuma-alueesta yli puolet on suota. Metsäojituksia on tehty purojen valuma-alueella erittäin paljon. Metsäojien yhteenlaskettu pituus on yli 4 600 km, joka pinta-alaan suhteutettuna on 10 km/km².

3.2. Purojen veden laatu

Isojoen vesistön puroista on kerätty veden laatutietoja vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisteristä 1980-luvun alusta alkaen niistä puroista, joissa tehtiin sähkökoekalastuksia kesällä 1991. Veden laatutietoja oli kuitenkin vain 18 kohteesta eli suhteellisen pienestä osasta tutkittuja puroja. Viidestä purosta oli vain yksi vesinäytetieto, joten ne jätettiin tässä tarkastelussa satunnaisuutensa takia huomioon ottamatta. Veden laatutietoja tarkastellaan seuraavassa yhteensä 13 puron tai ojan osalta.

Taulukko 6. Valuma-alueetietoja Isojoen pääuomaan laskevista v. 1991 koekalastetuista puroista välillä meri - Heikkilänjoen liittymä (osa-alue I).

Purot	Pinta-ala neliö-km	Peltoa %	Metsää %	Suota %	Vesistöä %	Metsäojia km	Virtaama (MQ) l/s
Idbäcken 1)	17,5	2	64	33	0	129	166
Östermyranin oja	8,5	5	77	18	0	59	81
Peruksen oja	15,0	3	68	29		126	143
Kiviluoma	6,0	3	40	58		89	57
Ohriluoma	14,5	5	27	68	0	159	138
Riihiluoma	8,5	9	52	39		69	81
Pohjasoja	11,0	0	33	66	1	136	105
Saarikonluoma	14,0	17	44	38		125	133
Pajuluoma	52,5	2	41	56	1	711	499
Yht./Keskim.	147,5	4,9	49,5	45,1	0,3	1603	1401

1) Idbäckenin valuma-alueesta 1 % soranottoaluetta

Taulukko 7. Valuma-alueetietoja Karijokeen laskevista v. 1991 koekalastetuista puroista (Osa-alue II).

Purot	Pinta-ala neliö-km	Peltoa %	Metsää %	Suota %	Vesistöä %	Metsäojia km	Virtaama (MQ) l/s
Kariluoma	26,0	4	47	49	0	276	247
Metsäjoki	15,5	4	26	68	2	192	147
Eineettömänluoma	6,5	3	22	75		102	62
Yht./Keskim.	48,0	3,6	31,7	64,2	0,6	570	456

Taulukko 8. Valuma-alueetietoja Heikkilänjokeen laskevista v. 1991 koekalastetuista puroista (osa-alue III).

Purot	Pinta-ala neliö-km	Peltoa %	Metsää %	Suota %	Vesistöä %	Metsäojia km	Virtaama (MQ) l/s
Kirppuluoma	7,0	0	31	69		87	67
Kiviluoma et.	9,5	1	57	37	5	91	90
Kiviluoma pohj.	7,0	7	22	71		109	67
Lettoluoma	2,0		53	47		26	19
Lähdesoja	0,5		62	38		4	5
Kärkiluoma	15,5	1	48	51	0	91	147
Majaluoma	6,0		41	59	0	28	57
Meraluoma	3,5		25	75		48	33
Hosioja	11,5		34	66		169	109
Haukihaara *	5,5		39	61		63	52
Rahkoluoma *	6,5		30	70		57	62
Haukiluoma *	4,5		27	73		22	43
Töllinoja *	3,0		51	49		18	29
Rintalan oja	3,0		14	86		53	29
Uuronluoma 2)	3,5	4	45	43	3	28	33
Tuohiluoma	13,0	0	43	56	0	137	124
Yht./Keskim.	101,5	0,8	38,9	59,4	0,6	1031	964

2) Uuronluoman valuma-alueesta 5 % hiekanottoaluetta. Tähdellä (*) merkityt purot=Hukanluoman alue.

Taulukko 9. Valuma-alueetietoja Isojoen yläosaan laskevista v. 1991 koekalastetuista puroista Heikkilänjoen liittymän yläpuolella (osa-alue IV).

Purot	Pinta-ala neliö-km	Peltoa %	Metsää %	Suota %	Vesistöä %	Metsäojia km	Virtaama (MQ) l/s
Vuotinluoma	2,0	0	41	59		22	19
Kylmäluoma	7,0	0	63	37	0	62	67
Kortesuoma	4,5	6	50	44		50	43
Isoluoma	1,0		69	31		5	10
Kotirannan oja	1,0	8	54	38		9	10
Herralan oja	3,0	12	45	43		24	29
Riitaluoma	11,5	3	56	41		107	109
Sarviluoma	6,5	14	54	32		64	62
Kortesnevan oja	2,5		39	61		27	24
Lohiluoma länt.	5,5		37	63	0	17	52
Lohiluoma it.	3,0		38	61	0	10	29
Koivuluoma 3)	3,0	15	13	69		38	29
Näätäluoma	11,0	4	34	62		73	105
Yht./Keskim.	61,5	4,8	45,7	49,2	0,1	507	584

3) Koivuluoman valuma-alueesta 3 % turpeenottoaluetta

Taulukko 10. Valuma-alueetietoja Kärjenjokeen laskevista v. 1991 koekalastetuista puroista (osa-alue V).

Purot	Pinta-ala neliö-km	Peltoa %	Metsää %	Suota %	Vesistöä %	Metsäojia km	Virtaama (MQ) l/s
Dragåsenin oja	2,5	1	26	73		31	24
Lillsjön oja	6,5	1	58	42		70	62
Kortesuoma	8,0	1	58	41		76	76
Kärjenluoma	9,5	2	50	48	0	82	90
Hanhioja	31,5	2	41	57	0	315	299
Rytiluoma 4)	9,5	4	49	41		96	90
Forssinoja	5,0	1	43	55	0	54	48
Toristonluoma 5)	11,0	1	38	54	0	140	105
Haukanjoki	16,5	5	41	54	0	56	157
Yht./Keskim.	100,0	1,9	44,8	51,6	0,1	920	950

4) Rytiluoman valuma-alueesta 6 % turpeenottoaluetta

5) Toristonluoman valuma-alueesta 7 % turpeenottoaluetta

Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri on kerännyt veden laatutietoja sivupuroista satunnaisesti, ja useimmiten näytteenotto liittyy jonkin vesistötyön vaikutusten seurantaan. Tällöin veden laatu on vesistössä yleensä poikkeuksellisen huono, joten analyysitulokset eivät kuvaa purojen normaalia veden laatua. Veden laatu tiedoissa (taulukko 11) ovat tämän takia tärkeitä sekä keskiarvo että minimi- ja maksimi-arvot. Näistä maksimi-arvot kuvaavat kuormitushuippuja ja veden normaaliarvot voivat olla lähempänä minimiarvoa kuin keskiarvoa.

Purovesien pH-arvot olivat lähellä kuutta useimmissa puroissa. Alle viiden pH-arvoja on esiintynyt Pajuluomassa sekä Riitaluomassa ja Sarviluoman sivupurossa (taulukko 11).

Purojen veden rautapitoisuus oli pienimmillään 0,2 mg/l Sarviluomassa ja suurimmillaan Riihiluomassa 30 mg/l. Yleisimmin purovesien rautapitoisuus oli 1 - 2 mg Fe/l. Rautapitoisuuden keskiarvo oli alle 1 mg/l Pajuluomassa, Korttesluomassa ja Riitaluoman yläosassa sekä Sarviluoman sivupurossa. Riihiluoman suuri rautapitoisuus kuvanee kaivun aikaista tilannetta, ja osoittaa, että huuhtoutuvan raudan määrä saattaa tuolloin olla erittäin suuri. Riihiluomassa rautapitoisuuden havaittu minimiarvo on lähellä Isojoen pääuoman veden normaalia rautapitoisuutta (taulukko 11).

Veden kiintoainepitoisuus vaihteli alle viidestä 4 300 mg/l:aan. Riihiluomassa kiintoainepitoisuus oli tutkituista purovesistä suurin, ja se liittyyneen puron perkauksiin, jolloin purouoman eroosion takia vedessä oli suuria kiintoainemääriä. Kiintoaineen keskimääräiset pitoisuudet olivat pienimpiä Hanhiojassa, Pajuluomassa, Korttesluomassa, Kärjenluomassa, Toristonluomassa ja Sarviluoman sivupurossa (taulukko 11).

Purot ovat pääosin hyvin ruskeavetisiä ja humuspitoisia. Veden keskimääräinen väriluku vaihteli yleensä sadasta kahteensataan mg Pt/l. Pienimmät väriluvut esiintyivät Isojoen pääuoman latvoilla Sarviluomassa ja Riitaluomassa, suurimmat Kärjenjoen sivupuroissa (taulukko 11).

Purovesien keskimääräinen sähkönjohtavuus oli noin puolessa puroista alle 5 mS/m. Keskimääräiset sähkönjohtavuudet olivat suurimpia joen alimpaan osaan laskevissa Idbäckenissä ja Peruksen ojassa (taulukko 11). Niissä, kuten muuallakin ovat kaivutyöt saattaneet vaikuttaa veden laatuun.

Purovesien ravinnepitoisuudet olivat yleensä jonkin verran Isojoen pääuomaa pienempiä. Alle puolessa puroista keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus oli alle 500 µg/l ja keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus alle 1 000 µg/l (taulukko 11). Riihiluomassa todettu poikkeuksellisen suuri kokonaisfosforipitoisuus oli ilmeisesti kaivutöiden aiheuttama kuormitushuippu. Purojen alimmat ravinnepitoisuudet olivat suhteellisen pieniä kaikkialla vesistössä, mistä päätellen vesistön ravinnekuormituksessa korostuu maaperän eroosioherkkyyden takia kaivutöiden ja virtaamavaihteluiden vaikutus.

Purovesien alkaliteetti on ollut alimmillaan nolla useissa puroissa. Tämä tarkoittaa sitä, että veden puskurointikyky on ajoittain hävinnyt kokonaan. Nolla-arvoja esiintyi Isojoen pääuoman yläosaan laskevissa puroissa ja alempana jokeen laskevassa Pajuluomassa (taulukko 11). Varsinkin Isojoen

vesistön yläosassa maaperä on karua ja vähäkalkkista, minkä takia vesistö on altis happamoitumiselle.

Taulukko 11. Veden laatutiedot Isojoen vesistöalueen puroista. 1 = Idbäcken, 2 = Peruksen oja, 3 = Riihiluoma, 4 = Pajuluoma, 5 = Korttesluoma, 6 = Kärjenluoma, 7 = Hanhioja, 8 = Toristonluoma, 9 = Kotirannan oja, 10 = Riitaluoma, 11 = Riitaluoman yläosa, Kalliomäki, 12 = Sarviluoma, 13 = Sarviluoman sivupuro, Tuohikorvenmaa.

Muut selitykset: Fe = kokonaisraudan määrä, Ka = kiintoaineiden määrä, Väri = väriluku, Jk = sähkönjohtavuus, KokP = kokonaisfosforin määrä, KokN = kokonaistypen määrä, Alk = alkaliteetti, min = pienin arvo, k.a. = keskiarvo ja max = suurin arvo.

Purot	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Määritykset													
pH, min	5,3	6,8	5,4	4,8	5,3	5,7	5,7	5,1	5,8	4,9	5,2	5,2	4,3
pH, k.a.	6,2	6,9	6,7	5,9	6,5	6,4	6,1	6,1	6,1	5,4	5,7	6,3	5,1
pH, max	7,2	7,0	7,5	7,1	7,3	7,0	6,5	7,2	6,3	5,7	6,2	7,3	6,5
Fe mg/l, min	1,0	.	0,8	0,4	0,4	1,5	1,1	0,6	1,1	0,8	0,5	0,2	0,5
Fe " , k.a.	1,9	.	8,6	0,8	0,9	1,7	1,7	2,2	2,3	1,1	0,9	1,2	0,9
Fe " , max	3,0	.	30,0	1,3	1,6	1,9	2,1	5,5	3,4	1,6	1,6	2,8	1,4
Ka mg/l, min	5	60	2	1	1	5	2	1	10	4	2	3	1
Ka " , k.a.	15	60	1082	6	6	7	5	6	15	23	14	55	9
Ka " , max	33	60	4300	25	27	9	8	38	20	40	54	320	39
Väri, min	80	.	80	100	.	160	240	80	120	120	80	35	90
Väri, k.a.	170	.	80	146	115	200	245	260	200	140	125	107	192
Väri, max	200	.	80	180	240	240	250	500	280	150	210	180	300
Jk mS/m, min	6,1	9,2	5,3	2,8	2,8	4,6	3,8	2,8	3,1	3,1	3,1	3,5	2,8
Jk " , k.a.	10,5	10,6	5,7	3,9	5,4	7,0	4,2	4,6	4,3	3,9	5,4	5,9	4,1
Jk " , max	14,0	14,0	5,8	6,1	7,2	9,3	4,6	9,2	5,4	5,1	7,2	7,2	5,3
KokP µg/l, min	32	.	53	20	27	.	.	25	74	22	55	45	13
KokP " , k.a.	70	.	502	43	50	.	.	50	86	38	26	93	26
KokP " , max	160	.	1800	130	110	.	.	88	99	64	130	200	66
KokN µg/l, min	670	.	420	130	420	.	.	670	760	600	340	550	580
KokN " , k.a.	1087	.	1323	564	822	.	.	1127	930	873	1087	1087	700
KokN " , max	2300	.	3900	1600	1700	.	.	2200	1100	1400	2200	2200	1000
Alk mmol/l, min	0,03	0,03	.	0,00	0,07	0,07	0,07	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Alk " , k.a.	0,20	0,21	.	0,07	0,23	0,23	0,12	0,14	0,13	0,03	0,06	0,25	0,03
Alk " , max	0,54	0,54	.	0,20	0,38	0,38	0,16	0,66	0,20	0,07	0,11	0,40	0,10

3.3. Purojen kalasto

3.3.1. Kalastokartoituksen aineisto ja menetelmät

Isojoen vesistön purojen kalaston kartoitus tehtiin kesä- elokuussa 1991 sähkökalastamalla. Ensisijaisena tavoitteena oli selvittää taimenen ja muiden lajien esiintymistä Isojoen vesistön eri osissa ja erityisesti vesistön latvaosien puroissa. Samalla kerättiin saaliista suomunäytteitä kalojen iän- ja kasvunmääritystä varten (luku 3.4.). Sähkökalastussaaliista saatiin näytteet myös taimenkannan perinnöllisen rakenteen tutkimiseksi (luku 3.5.).

Sähkökalastuskohteiksi valittiin purojen koski- tai virta-alueita, jos sellaisia löytyi. Koealojen pinta-alat vaihtelivat yleisimmin yhden aarin molemmin puolin, ja suurimmat alat olivat noin kolme aaria. Pienehköt pinta-alat johtuivat purojen kapeudesta, sillä kalastetun alueen pituus määräytyi käytännössä 100 metriksi sähkökalastuslaitteen anodikaapelin pituuden perusteella (= 50 m kahteen suuntaan). Koealat pyrittiin kalastamaan kolmeen kertaan peräkkäisellä poistokalastusmenetelmällä (Bohlin ym. 1989). Useissa tapauksissa kalastus päätettiin ensimmäisen tai toisen kierroksen jälkeen, mikäli kaloja ei oltu siihen mennessä saatu ja koeala vaikutti muutenkin kalattomalta. Vertailtavuuden säilyttämiseksi tässä esitellään sähkökalastustuloksia ensimmäisen kalastuskierroksen saaliin osalta. Sähkökalastustulokset on esitetty pinta-alaan suhteutettuina yksikkösaaliina (lajisaalis, yksilöä/aari).

Sähkökalastetuista koealoista kerättiin kalastusteknisten tietojen ohella tietoja mm. virtaamista, pohjan ja rannan muodoista, pohjan maa-aineksesta sekä pohja- ja rantakasvillisuudesta. Lisäksi arvioitiin koealan luonnontilaa sen mukaan oliko koealalla tehty perkauksia.

3.3.2. Purojen kalasto sähkökoekalastusten perusteella

Kun varsinaisen pääuoman, Heikkilänjoen, Karijoen ja Kärjenjoen kalastetut alueet jätetään tarkastelun ulkopuolelle, sähkökoekalastettuja sivupuroja kertyy 50. Näissä puroissa kalastettiin yhteensä 90 eri paikassa. Kaloja tavattiin 30 purosta, ja kalattomia puroja oli 20 (taulukot 12 - 16). Käytännössä kalastettuja puroja oli vielä hieman enemmän, mikäli purojen kaikki sivuhaarat laskeetaan omiksi puroikseen.

Taimenen esiintyminen ja sen puuttuminen jakoi purot ja samalla vesistöalueen selvästi kahteen ryhmään: taimenta esiintyi kaikkien muiden alueiden puroissa paitsi Kärjenjoen alueella (osa-alue I, kuva 1), mistä taimenta ei tavattu yhdestäkään sivupurosta. Niiden alueiden puroissa, joissa esiintyi taimenta, se oli yleisin saalislaji koekalastusaaliissa. Isojoen yläosaan laskevissa puroissa (osa-alue IV) taimen oli myös ainoa sähkökalastuksissa saatu kalalaji (taulukot 12 - 16).

Kivenuoliaisen levinneisyys Isojoen alueen puroissa näyttää rajoittuvan lähinnä Heikkilänjoen alapuolisiin pääuomaan laskeviin puroihin (osa-alue I), joissa se esiintyi kohtuullisen runsaana sähkökalastusaaliissa. Muilta alueilta kivenuoliaista tavattiin vain Heikkilänjoen alaosaan pohjoisen puolelta laskevasta Kiviluomasta. Kivenuoliaista tiedetään esiintyvän myös Karijoessa, joskaan osa-alueen II sivupuroista niitä ei saatu saaliiksi (taulukot 12 - 14).

Kivisimppua tavattiin Isojoen pääuomaan Heikkilänjoen liittymän alapuolella laskevasta Pajuluomasta, Karijokeen laskevasta Kariluomasta sekä Heikkilänjoen latvoilta Haukihaarasta. Näissä puroissa kivisimppua esiintyi satunnaista yleisemmin vain Pajuluoman alaosassa (taulukot 12 - 14).

Taulukko 12. Isojoen pääuomaan Heikkilänjoen liittymän alapuolella laskevien purojen (osa-alue I) sähkökoekalastusten yksikkösaalis (laji/yksilöä/aari).

Luonne : 1 = perattu. 2 = osittain perattu ja 3= luonnontilainen koeala, N = koealojen määrä purossa, min = minimiarvo, k.a. = keskiarvo ja max = maximiarvo

Puro	Luonne	N	Taimen			Kivennuol.			Kivisimppu			Muut		
			min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max
Idbäcken	2--3	3	2	14	27	0	2	5						
Östermyranin oja	2--3	2	0	10	19	0	1	1						
Peruksen oja	2	3	0	2	4	4	7	11						
Kiviluoma	2	2												
Ohriluoma	2	2												
Riihiluoma	1--2	2				0	3	7				Hauki=		
Pohjasoja	1--3	2												
Saarikonluoma	2--3	4	0	10	31	0	2	6				Kiiski=		
Pajuluoma	1--3	7	0	2	5	0	3	15	0	2	13	0	0	0

Taulukko 13. Karijokeen laskevien purojen (osa-alue II) sähkökalastusten yksikkösaalis (laji/yksilöä/aari). Selitykset samat kuin taulukossa 12.

Puro	Luonne	N	Taimen			Kivennuol.			Kivisimppu			Muut		
			min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max
Kariluoma	3	1		10						1				
Metsäjoki	2	2	0	4	7									
Eineettömänl.	2	1		3										

Taulukko 14. Heikkilänjokeen laskevien purojen (osa-alue III) sähkökoekalastusten yksikkösaalis (laji/yksilöä/aari). Selitykset samat kuin taulukossa 12.

Puro	Luonne	N	Taimen			Kivennuol.			Kivisimppu			Muut		
			min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max
Kirppuluoma	2	1												
Kiviluoma et.	2	1												
Kiviluoma pohj.	1	1		5										
Lettoluoma	3	1		1										
Lähdesoja	2	1		2										
Kärkiluoma	2--3	3	7	11	14									
Majaluoma	3	1		15										
Meraluoma	2	2	6	9	12									
Hosioja	2	1		2										
Haukihaara*	3	4	1	4	8				0	0	0	0	0	0
Rahkoluoma*	1--3	2	0	1	2									
Haukuluoma*	1	1		1										
Töllinoja*	1	1												
Rintalan oja	2	1												
Uuronluoma	1	1												
Tuohiluoma	2	1		3										

* = Hukanluoman alueeseen kuuluvat purot.

Taulukko 15. Isojoen pääuomaan Heikkilänjoen yläpuolella laskevien purojen (osa-alue IV) sähkökoekalastusten yksikkösaaliit (laji/yksilöä/aari). Selitykset samat kuin taulukossa 12.

Puro	Luonne	N	Taimen			Kivennuol.			Kivisimppu			Muut		
			min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max
Vuotinluoma	3	1												
Kylmäluoma	2	2												
Kortesuoma	1	1		13										
Isoluoma	3	1												
Kotirannan oja	3	1		30										
Herralan oja	1	1												
Riitaluoma	1--2	4	0	7	22									
Sarviluoma	1	2	0	1	1,2									
Kortesnevan oja	2	1		37										
Lohiluoma länt.	2--3	3	12	24	33									
Lohiluoma it.	3	2	0	1	1									
Koivuluoma	1	1												
Näätäluoma	1--3	3	2	3	6									

Taulukko 16. Kärjenjokeen laskevien purojen (osa-alue V) sähkökoekalastusten yksikkösaaliit (laji/yksilöä/aari). Selitykset samat kuin taulukossa 12.

Puro	Luonne	N	Made			Hauki			Ahven		
			min	k.a.	max	min	k.a.	max	min	k.a.	max
Dragåsenin oja	2	1									
Lillsjön oja	3	1									
Kortesuoma	3	1									
Kärjenluoma	3	2									
Hanhioja	2	2	0	1	3	0	1	1			
Rytiluoma	2	1									
Forssinoja	1	1									
Toristonluoma	2	2									
Haukanjoki	2--3	2	0	0	1				0	0	1

Muita puroista saaliiksi saatuja lajeja olivat hauki, made, ahven ja kiiski. Ne olivat kaikki hyvin satunnaisia saalislajeja. Kärjenjoen alueen puroissa made, hauki ja ahven olivat ainoat tavatut kalalajit. Kärjenjoen puroja luonnehti yleisemmin kalattomuus kuin edes satunnaiset saaliit (taulukot 12 - 16).

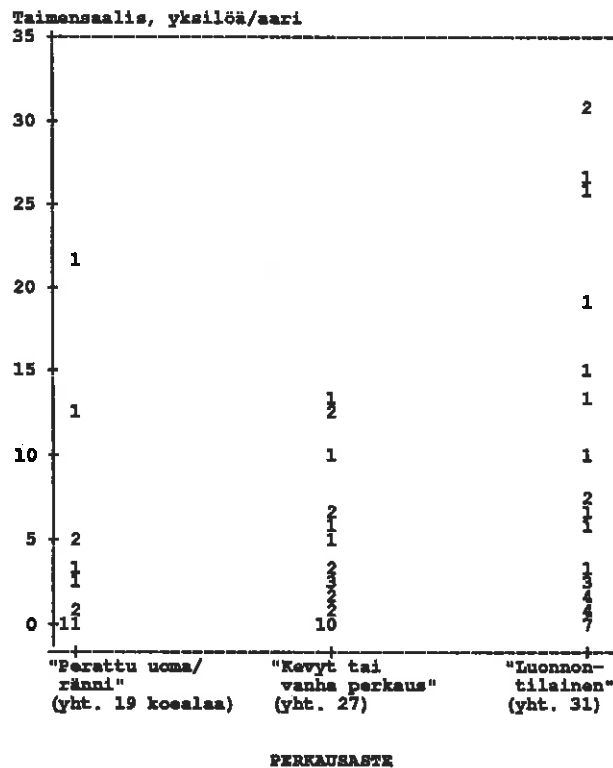
Kalojen ohella havaittiin (pikku)nahkiaisia Pajuluoman alajuoksulla. Nahkiaisen esiintymistä ei kuitenkaan kirjattu mainintaa tarkemmin saalispöytäkirjoihin. Alunperin istuttamalla vesistöön kotiutettu harjus on Isojoen pääuomassa ja Heikkilänjoessa paikoin hyvin yleinen laji. Sitä ei näissä sähkökalastuksissa tavattu sivupuroista. Harjus kuitenkin esiintyy ainakin ajoittain joidenkin pääuomaan laskevien purojen alajuoksulla, esimerkiksi Pajuluomassa (Jutila & Ikonen 1990) ja todennäköisesti myös joidenkin Heikkilänjokeen laskevien purojen alajuoksulla.

3.3.3. Puron luonteen vaikutus sähkökoekalastuksessa saatuun taimenen yksikkösaaliiseen

Isojoen alueen purot poikkeavat toisistaan varsin paljon sillä perusteella, onko niitä perattu, ja jos on, niin kuinka voimakkaasti ja kuinka kauan sitten. Sähkökoekalastusten yhteydessä koealoja luonnehdittiin perkausasteen mukaan kolmiluokkaisella asteikolla, jossa ääripäitä edustivat "perattu uoma (ränni)" ja "luonnontilainen uoma". Näiden välille sijoitettiin koealat, joilla oli tehty "kevyt perkaus" tai perkaus oli "vanha" eli selvästi palautunut luonnontilaisempaan suuntaan.

Puron luonteen vaikutusta taimenen yksikkösaaliiseen tarkastellaan tässä alustavasti. Tulosten laskennan yhteydessä ensimmäisen sähkökoekalastuskierroksen taimensaalista verrattiin puron perkausastetta kuvaavaan luokitukseen. Aineistosta jätettiin pois Kärjenjoen alue (osa-alue V), josta sähkökalastuksissa ei saatu yhtään taimenta. Sen sijaan muut sähkökalastetut koealat katsottiin tässä tarkastelussa potentiaalisiksi taimenalueiksi.

Voimakkaimmin peratuista koealoista 58 % ja kevyesti tai kauan sitten peratuista koealoista 37 % oli sellaisia, joista taimenia ei saatu ensimmäisellä kalastuskierroksella ollenkaan. Luonnontilaisiksi luonnehdituilla koealoilla vastaava luku oli noin 23 %. Taimenmäärät ensimmäisen kalastuskierroksen saaliissa olivat peratuiksi luonnehdituilla koealoilla yhtä poikkeusta lukuunottamatta alle 15 yksilöä aarilla, mutta luonnontilaisiksi luonnehdituilla alueilla useissa tapauksissa vähintään 15 yksilöä/aari (kuva 3). Tulokset vahvistivat ennako-oletusta siitä, että perkaus on vähentänyt taimenten suojapaikkoja ja esiintymistiheyttä tutkituilla koskialueilla. Tulosten merkitystä tutkimusongelman kannalta korosti se, että alueen purojen perkaukset on pääasiassa tehty metsäojituksiin kuuluvina toimenpiteinä.



Kuva 5. Sähkökoekalastuksissa ensimmäisellä kalastuskierroksella saatujen taimenen yksikkösaaliiden (yksilöä/aari) frekvenssien jakautuminen kalastetun alueen luonteen mukaan. Alueen luonnetta on arvioitu sen perkaamisasteen tai perkauksen iän ja palautumisen mukaan. Kärjenjoen alueen purojen koealat eivät ole mukana.

3.4. Taimenen kasvu puroissa

3.4.1. Aineisto

Kesällä 1991 sähkökoekalastettujen sivupurojen saaliista otettiin suomunäytteitä iänmäärittystä varten. Ikämääritettyjä ja kasvutarkasteluun kelpuutettuja taimennäytteitä saatiin yhteensä 721 kpl (taulukko 17). Harjuksen ja hauen suomunäytteiden jatkokäsittelystä luovuttiin niiden pienen lukumäärän vuoksi (3 + 8 kpl). Iät määritettiin mikrofilminlukulaitteella muoviin puristetuista suomunkuvista. Nollavuotiaista taimenista ei niiden pienen koon vuoksi otettu suomunäytteitä, vaan ne määritettiin nollavuotiaiksi pyyntiajankohtaan suhteutetun kokonsa ja ulkonäkönsä perusteella.

Purol, joista oli suomunäytteitä alle kymmenestä taimenesta jätettiin tarkastelun ulkopuolelle. Saman puron eri osista saadut näytteet yhdistettiin yhdeksi näytteeksi. Eniten suomunäytteitä saatiin Lohiluomasta (170 kpl), Idbäckenista (120 kpl) ja Pajuluomasta (108 kpl). Taulukossa 17 taimenen suomunäytteiden jakautuminen eri sivupuroihin on esitetty ikäryhmittäin. Koska pienimpiä samana keväänä kuoriutuneita taimenia ei yleensä saada sähkökalastuksissa saaliiksi, on ikäryhmä nolla aliedustettu aineistossa. Vanhimmat ikäryhmät voivat myös olla aliedustettuja, sillä suuret taimenet karkoittuvat usein koealalta sähkökalastuksen kuluessa tai sitä valmisteltaessa.

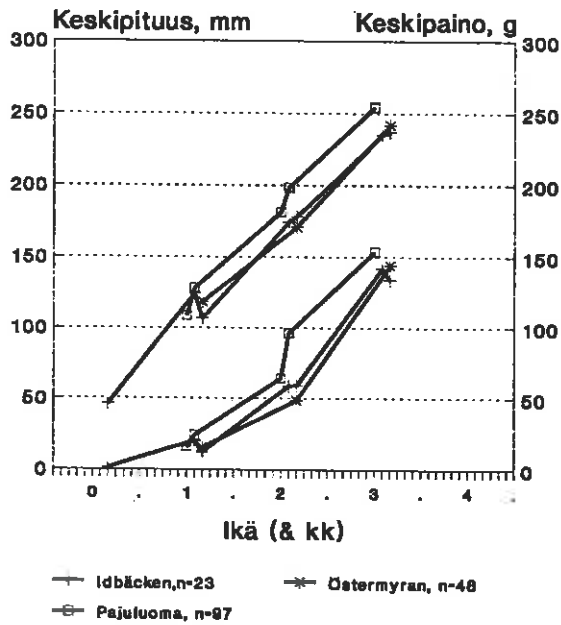
Taulukko 17. Isojoen vesistön sivupuroista kesällä 1991 kerättyjen ja kasvutarkasteluun hyväksytyjen taimenen suomenäytteiden lukumäärät ikäryhmittäin. Hukanluomaan on sisällytetty siihen laskevat sivupurot.

Isojoen pääuomaan laskevat purot Heikkilänjoen laskukohdan alapuolella:		Ikäryhmät:					Yht
		0	1	2	3	4	
(Osa- alue I)	Idbäcken	7	44	55	14		120
	Pajuluoma		68	34	6		108
	Östermyranin oja		27	14	7		48
Karijoen alueen purot:							
(Osa- alue II)	Karijoki		44	11	1		56
	Kariluoma		3	10	3		16
	Metsäjoki		16	1			17
Heikkilänjoen alueen purot:							
(Osa- al. III)	Hukanluoma		3	34	10	1	48
	Kärkiluoma		13	35	6		54
	Majaluoma		9		1		10
	Meraluoma		14	1			15
Isojoen pääuoman alueelle laskevat purot Heikkilän- joen laskukohdan yläpuolella:							
(Osa- al. IV)	Kortesluoma		12				12
	Lohiluoma	33	85	39	12	1	170
	Näätäluoma		2	9			11
	Riitaluoma		27	9			36
Yhteensä:		40	367	252	60	2	721

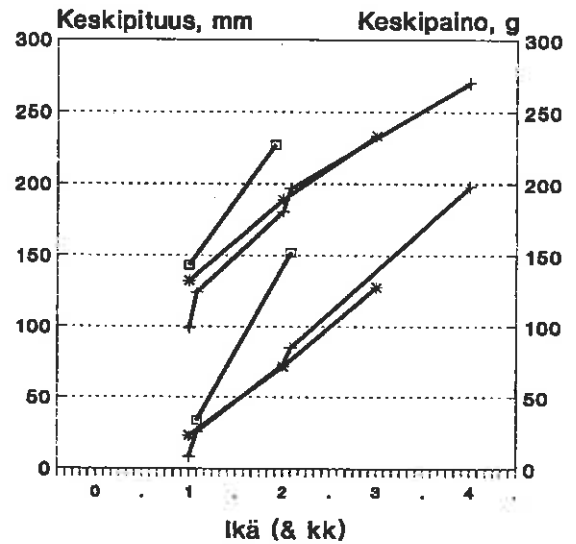
3.4.2. Kasvutarkastelun menetelmät ja tulokset

Taimenen kasvua tarkasteltiin aluksi ikäryhmittäisinä keskipituuksina ja -painoina. Kasvun graafiseen tarkasteluun liitettiin aika-akselille ikäryhmän tarkennukseksi pyyntikuukausi, koska eri purojen näytteet oli pyydetty eri aikoina kesä-elokuussa, ja koska kalan vuotuisesta kasvusta suuri tai suurin osa tapahtuu kyseisellä jaksolla. Graafisen tarkastelun perusteella taimenen kasvu näytti nopeimmalta Isojoen pääuoman alaosan (Heikkilänjoen alapuoliseen osaan laskevissa) puroissa ja samalle alueelle laskevan Karijoen alueen puroissa. Hitainta kasvu vaikutti olevan Heikkilänjoen alueen puroissa ja pääuoman yläosan (Heikkilänjoen laskukohdan yläpuolisissa) puroissa. Ikäryhmittäiset keskipainot ja -pituudet järjestyivät eri purojen kesken samalla tavalla (kuva 4).

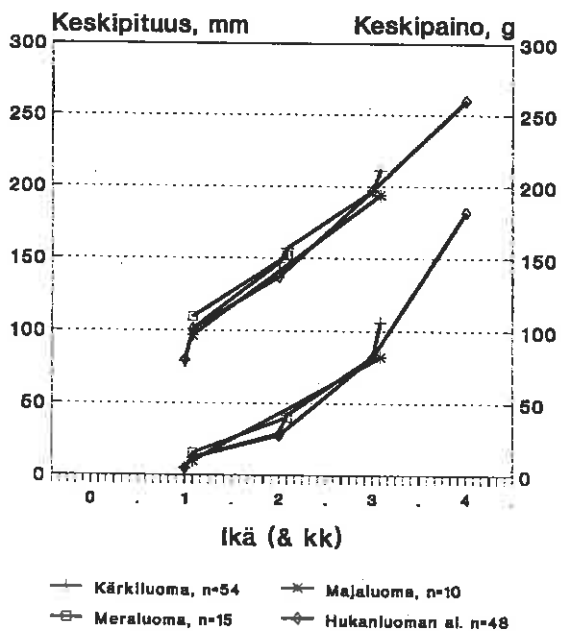
Pääuomaan Heikkilänjoen ala-
puolella laskevat purot (osa-alue I)



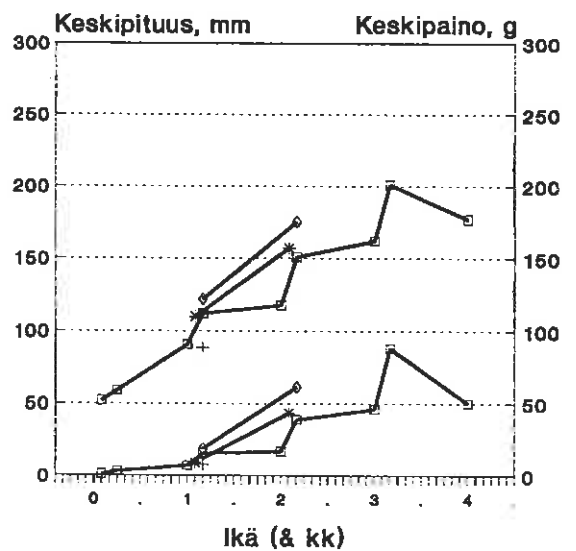
Karjokki ja siihen
laskevat purot (osa-alue II)



Heikkilänjokeen laskevat
purot (osa-alue III)



Pääuomaan Heikkilänjoen ylä-
puolella laskevat purot (osa-alue IV)

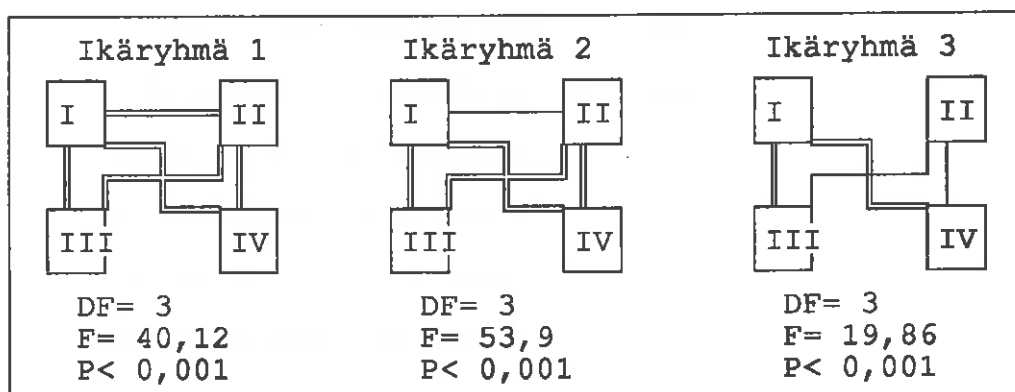


Kuva 4. Taimenen ikäryhmittäiset keskipituudet ja -painot (alemmat käyrästöt) pyyntikuukauden mukaan Isojoen vesistön eri osa-alueiden (ks. kuva 1) puroissa.

Ikäryhmittäisten keskipituuksien eroja osa-alueiden välillä testattiin ryhmänä varianssianalyysillä ja parittain Tukeyn (HSD-) testillä (SAS/STAT 1987). Nollahypoteesina oli ikäryhmittäisten keskipituuksien yhtäsuuruus. Nollahypoteesi hylättiin 0,1 prosentin riskillä kaikissa testatuissa ikäryhmissä 1 - 3 (Kuva 5).

Ikäryhmittäisessä parivertailussa todettiin Heikkilänjoen alapuolella pääuomaan laskevien purojen (osa-alue I) ja Karijoen alueen purojen (osa-alue II) taimenten keskipituuksien eroavan merkitsevästi sekä Heikkilänjoen yläpuolella pääuomaan laskevista (osa-alue IV) että Heikkilänjoen alueen puroista (osa-alue III) (kuva 5). Kahden viimeksi mainitun alueen välillä ei havaittu eroa missään ikäryhmässä. Sen sijaan ensiksi mainittujen alueiden välillä havaittiin keskipituuksien merkitsevä ero ikäryhmissä 1 ja 2 (kuva 5).

Purokohtaisia ikäryhmittäisiä keskipituuseroja ei testattu, koska eri purojen näytteet oli kerätty kasvukauden eri aikoina. Toisaalta näytemäärät olisivat jääneet hyvin pieniksi ja vertailtavat tapaukset vähäisiksi, jos tapaukset olisi jaettu osatapauksiksi luokitellun pyyntiajankohdan mukaan, esimerkiksi kuukausittain. Yksittäisten purojen kasvutietojen vertailtavuus haluttiin kuitenkin sisällyttää tarkasteluun. Sen vuoksi eri puroista kerätyille näytteille laskettiin ikäryhmäkohtaisesti vuotuinen pituuden lisäys seuraavasti: havaituista ikäryhmäkohtaisista keskipituuksista vähennettiin edellisen ikäryhmän samana ajankohtana pyydettyjen näytteiden keskipituus puroittain. Ikäryhmittäiset havainnot pituuden lisäyksestä hyväksyttiin mukaan, jos ikäryhmästä ja sitä edeltävästä ikäryhmästä oli kummastakin vähintään kaksi havaintoa (vrt. taulukko 17).

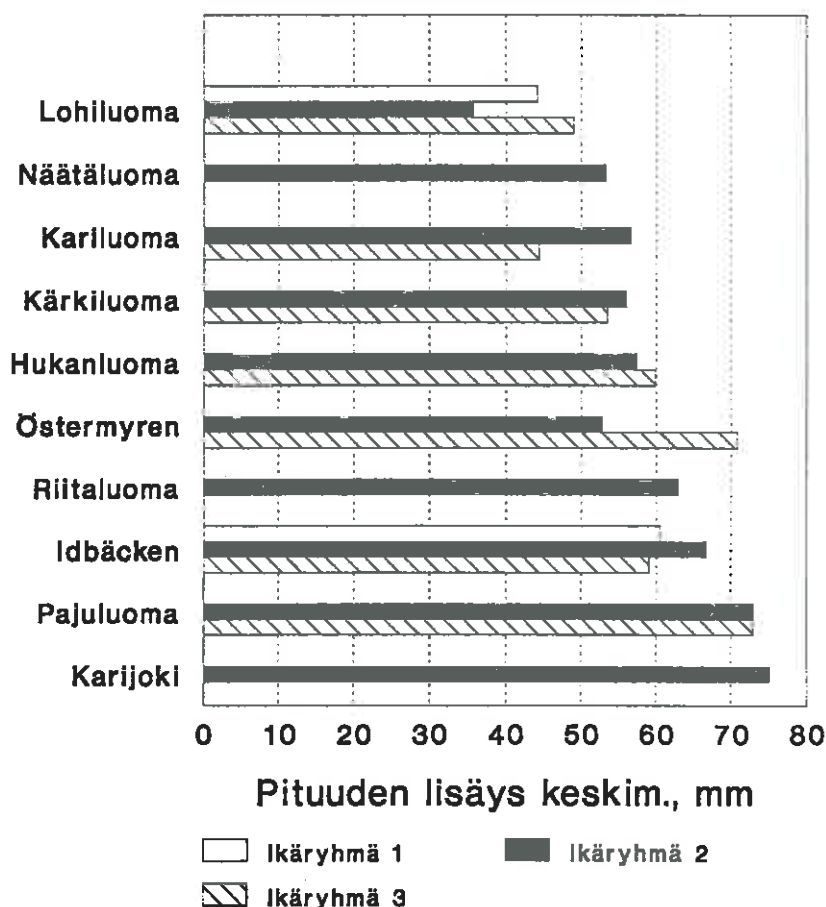


Kuva 5. Taimenen ikäryhmittäisten keskipituuksien erojen testaus Isojoen sivupurojen muodostamien osa-alueiden välillä varianssianalyysillä. Parittaiset alueiden väliset erojen merkitsevyydet Tukeyn testin mukaan on piirretty kuvaan alueita yhdistävillä viivoilla seuraavasti: — = merkitsevyys väh. 95%, === = merkits. väh. 99%. Varianssianalyysissä DF = vapausasteet, F = F-arvo ja P = riskitaso. Osa-alueet on merkitty kaavakuviin samassa järjestyksessä kuin ne ovat kuvassa 4: I = Pääuomaan Heikkilänjoen alapuolella laskevat purot, II = Karijoki ja siihen laskevat purot, III = Heikkilänjoen alueen purot ja IV = Pääuomaan Heikkilänjoen yläpuolella laskevat purot.

Pituuden lisäyksen graafisessa tarkastelussa havaittiin selvähköjä eroja purojen välillä. Ääripäitä edustivat Lohiluoma, jossa vuotuinen pituuden lisäys oli ikäryhmästä riippuen 36 - 49 mm sekä Pajuluoma ja Kariluoma, joissa pituuden lisäys oli keskimäärin 73 - 75 mm (kuva 6). Huomionarvoista on, että pituuden lisäyksiä tarkasteltaessa esimerkiksi Näätäluoman ja Riitaluoman keskinäinen järjestys "kasvun" suhteen muuttaa järjestystä verrattuna kuvaan 4, jossa keskipituudet on piirretty ikäryhmittäin ja pyyntikuukausittain.

Pituuden lisäyksen yhtäsuuruutta eri purojen välillä testattiin varianssianalyysillä (SAS/STAT 1987). Ikäryhmän vaikutus pituuden lisäykseen oli epäselvä (ks. kuva 6), joten sekä ikäryhmän erilliset että yhdysvaikutus puoroittaisen vaikutuksen kanssa liitettiin testausasetelmaan. Analyysin mukaan pituuden lisäykset purojen välillä erosivat merkitsevästi ($p < 0,001$). Sen sijaan ikäryhmien väliselle erolle tai purojen ja ikäryhmien yhdysvaikutukselle ei saatu merkitsevyyttä (taulukko 18). Ikäryhmien 1 ja 2 välinen sekä 2 ja 3 välinen pituuden lisäys yhdistettiin havaintomäärän kasvattamiseksi puoroittaisessa parivertailussa. Ikäryhmien 0 ja 1 välisestä pituuden lisäyksestä oli havaintoja vain kahdesta purosta, ja ne jätettiin tässä tapauksessa pois vertailuaineistosta.

Puoroittaisessa parivertailussa Tukeyn testillä (SAS/STAT 1987) erottautui selvimmin Lohiluoma, jossa pituuden lisäys poikkesi muista puroista paitsi Kariluomasta ja Näätäluomasta. Muita merkitseviä eroja ($p < 0,05$) saatiin vain Pajuluoman ja Hukanluoman sekä Pajuluoman ja Kärkiluoman välille (taulukko 19).



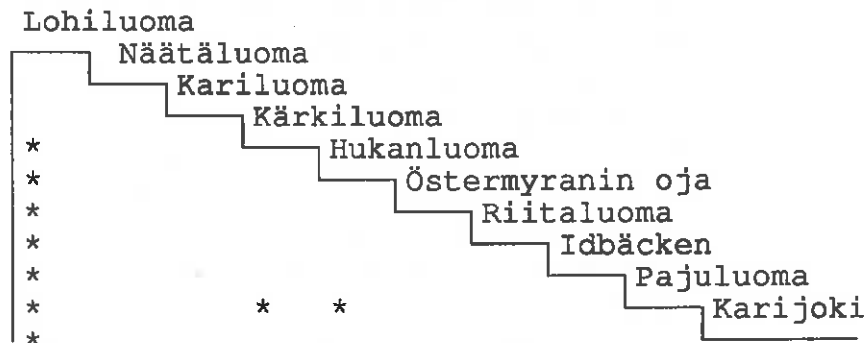
Kuva 6. Taimenen pituuden lisäys ikäryhmittäin verrattuna edellisen samana pyyntiajankohtana pyydetyn ikäryhmän keskipituuteen Isojoen puroissa.

Taulukko 18. Pituuden lisäyksen testaus varianssianalyysillä eri purojen välillä sekä ikäryhmien että eri purojen välillä (erillis- ja yhdysvaikutus). DF= vapausasteet, SS= neliösumma, MS= keskineliö, F= F-arvo ja P= riskitaso.

Vaihtelun lähde	DF	SS	MS	F	P
Purojen välinen	16	39069,00	2441,81	6,63	0,0001
Purojen sisäinen	292	107509,77	368,18		
Kokonaisvaihtelu	308	146578,78			

Vaihtelun lähde	DF	SS	MS	F	P
Puro	9	34806,59	3867,40	10,50	0,0001
Ikäryhmä	1	198,26	198,26	0,54	0,4637
Puro*ikäryhmä	6	4064,16	677,36	1,84	0,0912

Taulukko 19. Pituuden lisäyksen erojen testaus parittain purojen kesken Tukeyn (HSD-) testillä. Vähintään 95 % merkitsevyydellä ($p < 0,05$) havaitut erot (DF = 292, MSE = 368,18, jakauman kriittinen arvo = 4,588 (kun $\alpha = 0,05$)) on merkitty puoparien välille tähdellä (*).



3.4.3. Taimenen kasvun tarkastelu

Taimenen kasvussa oli selväköjä ja tilastollisesti merkitseviä eroja alueiden välillä. Purojen suhteen erottelu jäi heikohkoksi johtuen osittain pienistä purokohtaisista havaintomääristä. Luonnontilaisen Lohiluoman taimen erottui lähes kaikista muista puroista hitaan kasvunsa vuoksi. Taimenen suuri tiheys Lohiluomassa voi olla kasvuun vaikuttava tekijä, koska Lohiluoman yksilömääräiset yksikkösaaliit sähkökalastuksissa olivat suuria verrattuna moniin puroihin, joissa taimen kasvoi selvästi nopeammin.

Käytetty kasvuntarkastelun menetelmä, jossa pituuden lisäyksiä edelliseen ikäryhmään nähden verrattiin keskenään, osoittautui lupaavaksi. Menetelmän etuna oli, että eri aikoina pitkin kasvukautta pyydettyjä näytteitä voitiin käsitellä rinnakkain. Lisäksi tarkasteltavien havaintojen määrää voitiin kasvat-

taa yhdistämällä eri ikäryhmien kasvunlisäykset. Ehtona yhdistämiselle on, että perinteinen kasvukäyrä on kutakuinkin suora tarkasteltavalla välillä.

3.5. Taimenkannan perinnöllinen rakenne

3.5.1. Tausta

Metsätalouden toimenpiteet saattavat heikentää taimenen elinmahdollisuuksia purovesissä. Eri puroissa elävät kalat voivat muodostaa useampia perinnöllisesti erilaistuneita kantoja. Perinnöllisesti erilaistuneen taimenkannan tuhoutuminen esimerkiksi metsätalouden toimenpiteiden seurauksena on erityisen vahingollista, koska tällöin häviää ainutlaatuista perinnöllistä ainesta. Isojoen vesistöalueen puroissa esiintyvien taimenten perinnöllistä rakennetta haluttiin siksi selvittää tämän tutkimuksen yhteydessä.

Yleinen käsitys taimenkantojen perinnöllisestä rakenteesta on, että pienissäkin, ersitäytyneissä kannoissa voi olla runsaasti perinnöllistä muuntelua. Purotaimenkantojen perinnöllistä muuntelua ovat tutkineet esimerkiksi Koljonen ym. (1992), Koljonen & Sarjamo (1987), Skaala (1992), Skaala & Naevdal (1989), Hindar ym. (1991) ja Cross ym. (1992). Selviä, tilastollisesti merkitseviä eroja geenimuotojen runsaussuhteissa havaittiin näissä tutkimuksissa läheistenkin, vain muutaman kilometrin päässä toisistaan olevien purojen kantojen välillä. Toisaalta joissakin tapauksissa saman joen eri purojen kannat eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi. Jos tietyn kannan ja muiden kantojen välillä oli vaellusesteitä, kuten patoja tai putouksia, havaittiin perinnöllisiä eroja aina. Erojen puuttuminen selittyi joissakin tapauksissa sillä, että kalojen vaellukselle purosta toiseen ei ollut esteitä. Joissakin tapauksissa eri purojen taimenkantojen ja joen meritaimenkannan välillä tapahtui sekoittumista, jolloin ei havaittu eroja purotaimenkantojen ja meritaimenkannan välillä, eikä silloin myöskään purotaimenkantojen välillä. Jos puroihin oli istutettu samaa kantaa, perinnöllisten erojen puuttuminen saattoi johtua istukkaiden vaikutuksesta.

Edellä kuvatut tulokset ovat teoreettisten mallien antamien odotusten mukaisia (esim. Ryman & Utter 1987). Eristyneiden kantojen välille syntyy jo muutaman sukupolven kuluessa selviä perinnöllisiä eroja, vaikka kannat alussa olisivat täysin samanlaisia. Eroja syntyy sitä nopeammin, mitä pienempiä kannat ovat. Ennen pitkää eristyneet kannat erilaistuvat niin, että osa alkuperäisistä perinnöllisistä ominaisuuksista häviää kokonaan joistakin kannoista. Osa alkuperäisestä, alueelle joskus levinneen kannan perinnöllisestä muuntelusta voi hävitä ennen pitkää kaikista kannoista, mutta suuri osa alkuperäisestä perinnöllisistä ominaisuuksista säilyy todennäköisesti ainakin jossakin tai muutamassa kannassa. Sekoittumisesteiden puuttuessa voi tapahtua geenivirtaa kannasta toiseen, jolloin kannat eivät erilaistu, ja on todennäköistä, että missään kannassa ei ole muista kannoista kokonaan puuttuvaa perinnöllistä ainesta. Ei voida sanoa yleisesti, miten runsasta geenivirran pitäisi olla, jotta kantojen erilaistuminen estyisi. Mikäli luonnonvalinta ei vaikuta perinnöllisiin ominaisuuksiin ja geenivirta on yhtä todennäköistä kaukaisten kuin lähekkäisten kantojen välillä, pienikin geenivirta (noin yksi kala sukupolvessa kannasta

toiseen) riittäisi estämään kantojen perinnöllisen erilaistumisen (Allendorf ym. 1981).

Isojoen purotaimenkantojen perinnölliseen rakenteeseen vaikuttavia tekijöitä, kuten kantojen kokoja ja geenivirran määrää kantojen välillä, ei tunneta tarkasti. Meritaimenkannan ja paikallisten purotaimenkantojen sekoittuminen on mahdollista ainakin joissakin puroissa (Ryhänen 1957). Isojen meritaimenkannasta perustetuista viljelykannoista tehdyillä istutuksilla on mahdollisesti vaikutettu kannan perinnölliseen rakenteeseen. Lisäksi ainakin läheisimpien purojen kantojen sekoittuminen on mahdollista.

Taimenkannan perinnöllisen rakenne selvitettiin tutkimalla muutaman puron taimenkanta sekä Isojoen meritaimenen tärkeimmät viljelykannat. Tutkimuksessa mitattiin kantojen perinnöllisen muuntelun määrä eri kannoissa sekä perinnöllisen erilaistumisen määrä luonnonkantojen välillä ja viljelylaitosten kantojen ja luonnonkantojen välillä.

3.5.2. Näytteet ja menetelmät

Näytekelat otettiin sähkökalastamalla. Näytteenottopaikat ja kultakin paikalta geneettistä tutkimusta varten saatujen kalojen määrät ovat kuvassa 1 sekä taulukossa 20. Näytekoot olivat vaihtelevan suuruisia. Kaikista saaduista näytteistä pienimpiä (1-2 kalan näytteet) ei otettu tilastollisiin analyyseihin mukaan lainkaan. Meraluoman, Östermyranin ojan ja Idbäckenin eri osista kootut näytekalat yhdistettiin. Myös Karijoen alueen puroista ja itse Karijoen koskista saadut pienet näytteet yhdistettiin (vrt. luku 4.3.1.). Näyte koko oli tämän jälkeen 16-50 kalaa. Isojoen meritaimenen viljelykantanäytteet saatiin Laukaan keskuskalanviljelylaitoksen ja Vanhankylän kalanviljelylaitoksen kannoista. Näytteistä tutkittiin entsyymigeenien muuntelu elektroforeesimenetelmällä. Elektroforeesitekniikka oli pääosin Allendorfin ym. (1977) mukaista.

Entsyymigeenien alleeli- eli geenimuotofrekvenssierojen tilastolliset analyysit tehtiin homogeenisuustesteillä Workman & Niswander'in (1970) mukaan. Testit tehtiin lokuksittain ja yksittäisten lokusten testitulokset laskettiin yhteen (ns. summa- X^2). Geneettiset etäisyydet laskettiin Nei (1978) mukaan. Geneettisten etäisyyksien perusteella tehtiin kantojen ryhmittely UPGMA-menetelmällä (katso esim. Nei 1984). Perinnöllisen muuntelun määrä, heterotsygotiaaste laskettiin Nei (1978) mukaan.

3.5.3. Taimenkantojen perinnöllinen muuntelu

Geenilokuksia tutkittiin yhteensä 24, joista informatiivisia eli muuntelevia oli 7 kpl (taulukko 20.). Muuntelevat lokukset ja niissä havaitut geenimuodot olivat samoja, kuin mitä on havaittu muissakin suomalaisissa taimenkannoissa (katso esim. Koljonen ym. 1992). Kussakin muuntelevassa lokuksessa oli kaksi geenimuotoa. Muuntelevien lokusten yleisemmän geenimuodon frekvenssi on esitetty taulukossa 20.

Östermyranin ojan ja Idbäckenin näytteet ovat läheisistä puroista, samoin Hukanluoman ja Meraluoman (Heikkilänjokeen laskevia puroja) näytteet sekä Riitaluoman ja Lohiluoman (Isojoen yläosaan laskevia puroja) näytteet (kuva 1.). Geenimuotofrekvenssierot (taulukko 20) ovat näiden näyteparien välillä hyvin pieniä. Frekvenssierojen vertailu summa- X^2 -testillä ei antanut tilastollisesti merkitsevää eroa näille näytepareille. Östermyranin ojan ja Idbäckenin välinen testitulos oli $X^2=10,2$ (d.f.=5, $P>0,05$). Ero näiden näytteiden välillä oli tilastollisesti merkitsevä yhdessä lokuksessa (Agp-2, $X^2=4,7$ d.f.=1, $P<0,05$). Hukanluoman ja Meraluoman välinen testitulos oli $X^2=9,5$ (d.f.=6, $P>0,1$). Ero näiden näytteiden välillä oli tilastollisesti merkitsevä yhdessä lokuksessa (Sdh-1, $X^2=5,5$ d.f.=1, $P<0,05$). Riitaluoman ja Lohiluoman välinen testitulos oli $X^2=11,5$ (d.f.=6, $P>0,05$). Ero näiden näytteiden välillä oli tilastollisesti merkitsevä yhdessä lokuksessa (Aat-1, $X^2=4,4$ d.f.=1, $P<0,05$). Koska summa- X^2 -testien tulokset eivät olleet merkitseviä, nämä näyteparit yhdistettiin, jolloin tarkasteltavien kantojen määrä pieneni kolmella.

Taulukko 20. Muuntelevien lokusten yleisemmän alleelin frekvenssit sekä tutkittujen kalojen määrä kussakin tapauksessa (N), sekä heterotsygotia-aste ja sen standardipoikkeama ($H\pm SD$).

Kanta	Lokus ja otoskoko			
	Mdh-2	Mdh-3	Agp-2	Aat-3
Idbäcken	0,769 (39)	0,908 (38)	0,756 (39)	0,550 (20)
Österm. oja	0,750 (50)	0,840 (50)	0,880 (50)	0,388 (49)
Idbäcken ja Österm. yhd.	0,758 (89)	0,869 (88)	0,826 (89)	0,435 (69)
Karijoki	0,929 (21)	0,810 (21)	0,714 (21)	0,762 (21)
Pajuluoma	0,698 (43)	0,817 (41)	0,475 (40)	0,587 (40)
Hukanluoma	0,931 (29)	0,690 (29)	0,672 (29)	0,554 (28)
Meraluoma	0,882 (17)	0,618 (17)	0,618 (17)	0,719 (16)
Hukanl. ja Meral. yhd.	0,913 (46)	0,663 (46)	0,652 (46)	0,614 (44)
Riitaluoma	0,528 (36)	0,778 (36)	0,653 (36)	0,576 (33)
Lohiluoma	0,648 (27)	0,643 (28)	0,732 (28)	0,478 (23)
Riital. ja Lohil. yhd.	0,579 (63)	0,719 (64)	0,688 (64)	0,536 (56)
Laukaan kkvl	0,821 (120)	0,633 (120)	0,738 (120)	0,758 (120)
Vanhank. kvl	0,850 (60)	0,925 (60)	0,800 (60)	0,717 (60)

Kanta	Lokus ja otoskoko			$H\pm SD$
	Aat-1 (N)	Sdh-1 (N)	Pgi-3 (N)	
Idbäcken	1,000 (39)	0,773 (22)	1,000 (39)	
Österm. oja	1,000 (50)	0,830 (50)	0,990 (50)	
Idb. ja Öster. yhd.	1,000 (89)	0,813 (72)	0,994 (89)	0,07 $\pm$ 0,03
Karijoki	1,000 (21)	0,571 (21)	1,000 (21)	0,07 $\pm$ 0,03
Pajuluoma	0,953 (43)	0,942 (43)	0,977 (43)	0,08 $\pm$ 0,03
Hukanluoma	0,966 (29)	0,966 (29)	0,914 (29)	
Meraluoma	1,000 (17)	0,824 (17)	0,941 (17)	
Hukanl. ja Meral. yhd.	0,978 (46)	0,913 (46)	0,924 (46)	0,08 $\pm$ 0,03
Riitaluoma	0,944 (36)	0,736 (36)	1,000 (36)	
Lohiluoma	1,000 (38)	0,795 (22)	1,000 (28)	
Riital. ja Lohil. yhd.	0,973 (74)	0,759 (58)	1,000 (64)	0,09 $\pm$ 0,04
Laukaan kkvl	1,000 (120)	1,000 (120)	1,000 (120)	0,06 $\pm$ 0,03
Vanhank. kvl	1,000 (60)	0,967 (60)	0,914 (29)	0,06 $\pm$ 0,02

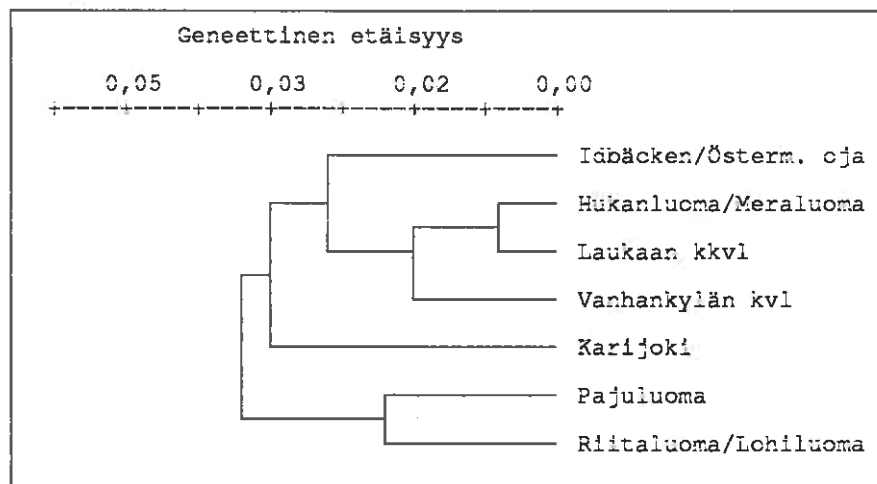
Näytteiden yhdistelyn jälkeen laskettiin geenimuotofrekvenssien perusteella näytteiden väliset geneettiset etäisyydet ja X^2 -neliö testit (taulukko 21). Geneettisten etäisyyksien perusteella tehty kantojen ryhmittelyanalyysi on kuvassa 7. Kaikki yhdistelyn jälkeen jäljelle jääneiden kantojen väliset homogeenisuustestit antoivat tilastollisesti merkitsevän eron (taulukko 21). Suurimmat erot (geneettiset etäisyydet, taulukko 21) havaittiin Karijoen sekä muiden alueiden välillä.

Kantojen perinnöllisen muuntelun määrää kuvaavissa heterotsygotia-asteissa havaittiin pieniä eroja (taulukko 20), mutta erot eivät todennäköisesti ole tilastollisesti merkitseviä. Suurin heterotsygotia-aste havaittiin Riitaluoman/Lohiluoman kannassa. Kummankin viljelykannan heterotsygotia-aste on jonkin verran pienempi kuin luonnonnäytteissä havaittu heterotsygotia-aste.

Kaikki tutkitut luonnonkannat poikkesivat tutkituista Isojoen meritaimenen viljelykannoista tilastollisesti erittäin merkitsevästi. Geneettiset etäisyydet erityisesti Laukaan keskuskalanviljelylaitoksen Isojoen meritaimenkannan ja luonnonkantojen välillä olivat suuria (taulukko 21). Poikkeuksena on Hukanluoman/Meraluoman kanta, jonka ero kumpaankin viljelykantaan oli tilastollisesti merkitsevä, mutta etäisyydet olivat selvästi pienempiä kuin muiden luonnonkantojen ja viljelykantojen väliset etäisyydet (taulukko 21, kuva 7).

Taulukko 21. Taulukon yläosassa luonnonnäytteiden väliset X^2 -testit (alakolmiomatriisi, testisuureen arvo, vapausasteet suluissa sekä riskitaso P) sekä geneettiset etäisyydet (yläkolmiomatriisi, suluissa standardipoikkeama). Taulukon alaosassa luonnonnäytteiden ja viljelynäytteiden väliset etäisyydet D, etäisyyksien standardipoikkeamat (SD) ja X^2 -testit.

	1	2	3	4	5
1. Idbäcken/ Österm. oja		0,008 (0,005)	0,007 (0,006)	0,006 (0,003)	0,003 (0,002)
2. Karijoki	33,4 (5) P<0,001		0,011 (0,007)	0,006 (0,005)	0,009 (0,006)
3. Pajuluoma	56,7 (6) P<0,001	46,9 (6) P<0,001		0,004 (0,002)	0,004 (0,002)
4. Hukanluoma/ Meraluoma	56,9 (6) P<0,001	31,3 (6) P<0,001	28,2 (7) P<0,001		0,006 (0,005)
5. Riitaluoma/ Lohiluoma	38,7 (6) P<0,001	30,4 (5) P<0,001	28,3 (6) P<0,001	50,4 (7) P<0,001	
Laukaan kkvl:					
D	0,009	0,009	0,006	0,002	0,007
(SD)	(0,004)	(0,008)	(0,003)	(0,001)	(0,004)
X^2	123,7 (5) P<0,001	118,0 (6) P<0,001	68,1 (6) P<0,001	53,7 (6) P<0,001	115,7 (6) P<0,001
Vanhank. kvl:					
D	0,005	0,007	0,006	0,004	0,009
(SD)	(0,004)	(0,007)	(0,005)	(0,003)	(0,004)
X^2	55,4 (6) P<0,001	53,7 (6) P<0,001	48,3 (7) P<0,001	36,5 (6) P<0,001	88,8 (7) P<0,001



Kuva 7. Näytteiden ryhmittely geneettisten etäisyyksien (taulukko 21) perusteella UPGMA-menetelmällä.

3.5.4. Tulosten tarkastelu

Saman sivujoen purojen sekä lähellä toisiaan olevien pääuomaan laskevien purojen välillä on vain hyvin pieniä perinnöllisiä eroja tutkitussa kolmessa tapauksessa (Hukanluoma ja Meraluoma, Idbäcken ja Östermyranin osa sekä Lohiluoma ja Riitaluoma). Nämä kannat sekoittuvat todennäköisesti niin runsaasti, ettei ole perusteltua pitää niitä omina kantoinaan.

Erot eri sivujokien ja läheisten purojen muodostamien osa-alueiden välillä ovat sen sijaan tilastollisesti merkitseviä. Tulosten perusteella purotaimen jakaantuu Isojoen vesistössä ainakin viiteen perinnöllisesti erilaistuneeseen kantaan. Joen alaosaan laskevat purot (Idbäcken ja Östermyranin oja), joen keskiosaan laskeva puro (Pajuluoma) sekä yläosaan laskevat purot (Riitaluoma ja Lohiluoma) muodostavat kolme selvästi erilaistunutta kantaa. Samoin sivujoet (Karijoki ja Heikkilänjoki, johon laskevista puroista tutkittiin Hukanluoma ja Meraluoma) muodostavat omat kantansa. Taimenpuroista ei tutkittu läheskään kaikkia, joten varmuudella ei voida sanoa, ettei näiden kantojen lisäksi olisi muitakin erilaistuneita kantoja. Todennäköinen erilaistuneiden kantojen määrä on ainakin jonkin verran viittä suurempi. Joka tapauksessa tuloksella on tärkeä kantojen hoitoon ja suojeluun liittyvä merkitys. Samaakin alkuperää olevissa erilaistuneissa kannoissa on aina jonkin verran sellaista perinnöllistä ainesta, joka puuttuu muista kannoista ja toisaalta missään yksittäisessä kannassa ei ole kalaston kaikkea perinnöllistä ainesta.

Hukanluoman/Meraluoman kannan perinnölliset erot meritaimenkantaa edustaviin viljelykantoihin olivat selvästi pienempiä kuin muiden kantojen. Tulos voi tarkoittaa, että meritaimenkanta ja paikallinen purotaimenkanta sekoittuvat Heikkilänjoessa tai että samanlaisuus on mahdollisten istutusten vaikutusta. Sekoittuminen ei kuitenkaan voi olla kovin runsasta, koska perinnölliset erot tässäkin tapauksessa olivat tilastollisesti merkitseviä.

Perinnöllisen muuntelun määrää kuvaavassa heterotsygotia-asteessa ei tutkittujen luonnonkantojen välillä havaittu kovin selviä eroja. Entsyymigeenimuuntelun perusteella arvioitu heterotsygotia-aste riippuu ennenkaikkea kannan koosta. Pienissä, pitkään eristyksissä olleissa kannoissa heterotsygotia-aste on usein hyvin pieni ja suuremmissa, runsaskalaisissa ja elinvoimaisissa kannoissa isompi. Havaitut heterotsygotia-asteet olivat samaa suuruusluokkaa, mitä on havaittu taimenkannoilla yleensä (esim. Koljonen ym. 1992). Kantojen koot eivät tämän perusteella voi olla aivan pieniä.

Kannan perinnöllinen rakenne pitäisi periaatteessa selvittää tutkimalla kutevia tai ainakin kutuikäisiä kaloja. Osa tämän tutkimuksen kaloista oli nuoria poikasia, jotka saattavat jossain tapauksissa olla peräisin pienestä kuteneiden kalojen määrästä. Näytekokoina on kaikissa näytteissä käytetty suoraan tutkittujen kalojen lukumäärää, mikä edellä mainitusta johtuen voi joissakin tapauksissa yliarvioida näytteen edustavuutta. Havaitut erot kantojen välillä olivat kuitenkin niin selviä, etteivät tilastolliset merkitsevyydet kantojen väliltä häviä, vaikka näytekokoja hieman pienennettäisiinkin.

Edellä esitetty kuva kantarakenteesta on tulos vuodelta 1991, jolloin näytteet kerättiin. Vuosittaisia muutoksia kantarakenteessa voi tapahtua. Muutokset ovat sitä todennäköisempiä ja suurempia, mitä pienempiä kannat ovat. Heterotsygotia-asteen perusteella näyttää kuitenkin siltä, etteivät kannat ole kovin pieniä, joten vuosittaiset muutoksetkaan eivät todennäköisesti ole kovin suuria.

Erilaistuneiden purotaimenkantojen esiintyminen ja niiden suojelun tarve pitäisi ottaa huomioon hankkeissa, joiden vaikutukset kohdistuvat purovesiin. Metsätaloudessa tällaisia hankkeita ovat mm. metsäojitukset ja avohakkuut.

4. YHTEENVETO

Tutkimuksen puitteet

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos aloitti (Lapväärtin-) Isojoen vesistöalueella vuonna 1991 tutkimuksen metsätalouden vaikutuksista virtaavien vesien kalastoon ja kalatalouteen. Tutkimus on osa vuonna vuosina 1990-94 toteutettavaa yhteistutkimushanketta "Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta" (METVE).

Tutkimusalueen valinta

Tutkimusasetelmassa päädyttiin eri tavoin käsiteltyjen valuma-alueiden vertailuun. Asetelma, jossa olisi tarkasteltu luonnontilaisen valuma-alueen metsänkäsittelyn vaikutuksia ennen ja jälkeen, olisi ollut pelkästään metsänkäsittelyt ja maanomistusolot huomioon ottaen liian mittava. Se ei myöskään olisi ajallisesti mahtunut tutkimusjaksoon. Vertailututkimuksen lähtökohtana oli siten löytää vesistöalue, jossa on useita vertailuun soveltuvia sivupuroja. Vertailtavuuden ehtona tässä tapauksessa oli, että purojen valuma-alueilla on tehty metsätaloustoimenpiteitä ja että toisaalta löytyy myös käsittelemättömiä valuma-alueita. Isojoen valuma-alue täytti tämän ehdon. Taimen esiintyy alueella kymmenissä puroissa, useimmiten valtalajina, minkä vuoksi se valit-

tiin kalastovaikutusten pääasialliseksi kohdelajiksi. Luonnontilaisen purovaluma-alueen löytyminen tutkimusalueelta on tutkimuksen kuluessa osoittautunut erittäin poikkeukselliseksi suomalaisia vesistöalueita yleisesti ajatellen. Koska luonnontilainen vertailualue on edellytys tämänkaltaiselle tutkimukselle, on Isojoen valitseminen tutkimuksen kohdealueeksi ollut tältä osin erittäin perusteltua.

Vesistöalueen yleispiirteet

Vesistöalueen pinta-ala on noin 1 100 km². Valuma-alueesta yli 80 % on metsätalousmaata. Peltoa on noin 12 %, vesialuetta 0,4 % ja muita alueita 5 %. Isojoen pääuoman veden laatu on yleisluokituksen mukaan suurimmaksi osaksi tyydyttävä. Joen alajuoksulla, suurimmassa sivujoessa Kärjenjoessa sekä Karijoen alajuoksulla veden laatu on heikko. Monissa pohjavesipitoisissa latvapuroissa veden laatu on hyvä. Vesistön kuormitus on pääosin maa- ja metsätalouden hajakuormitusta.

Joen kalasto

Isojoen kalasto on Pohjanmaan eteläosan joista monipuolisin. Joessa ja sen suistossa esiintyy 25 kalalajia. Isojoen meritaimenkanta on eräs harvoista jäljellä olevista meritaimenen luonnonkannoista maassamme. Se on myös eteläisen Suomen tärkein meritaimenen viljelykanta. Purotaimen on yleinen vesistön latvaosissa. Joen kalansaaliista on tietoja vain pääuoman alajuoksulta. Kärjenjoen liittymän alapuolinen saalis arvioitiin vuonna 1987 noin 9 000 kiloksi. Tämän jokiosuuden pituus on noin 15 km.

Purojen valuma-alueet

Purojen valuma-alueita ja niiden maankäyttöä tarkasteltiin peruskarttojen avulla. Valuma-alueilta mitattiin myös metsäojien määrät. Tarkasteluun otettiin ne purovaluma-alueet, joissa oli tehty kalastokartoitus kesällä 1991. Valitut purot tai niiden osat sijaitsivat yleensä vesistön latvaosissa, ja sen vuoksi valuma-alueet olivat pääasiassa metsätalousmaata. Peltojen osuus valuma-alueista oli yleensä alle 5 %. Metsäojia oli keskimäärin 10 km/km². Valuma-aluekartoitukset kattoi noin 40 % Isojoen koko vesistöalueesta.

Purojen veden laatu

Tarkastelussa olleiden purojen veden laatutiedot poimittiin vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisteristä. Käyttökelpoisia tietoja löytyi vain 13 tapauksesta. Purot olivat pääosin hyvin ruskeavetisiä ja humuspitoisia. Purojen veden laatu oli yleensä pääuomaa jonkin verran parempi. Vesistön latvaosat ovat heikon puskurointikyvyn vuoksi happamoitumiselle alttiita.

Purojen kalasto

Isojoen vesistön purojen kalaston kartoitus tehtiin kesällä 1991 sähkökalastamalla. Yhteensä kalastettiin 90 eri paikassa 50 puron alueella. Kaloja saatiin 30 purosta. Taimen esiintyi Kärjenjokea lukuunottamatta koko vesistöalueella. Taimen oli myös sähkökoekalastusten yleisin saalislaji. Muita saaliiksi saatuja lajeja olivat kivenuoliainen, kivisimppu sekä satunnaisina lajeina hauki, ahven, made ja kiiski. Harjasta ei saatu saaliiksi, vaikka sen tiedetään esiintyvän joidenkin purojen alajuoksulla.

Sähkökalastusten yhteydessä kerättiin tietoja koealojen luonnontilasta. Useita Isojoen alueen puroja on perattu metsäojitusten yhteydessä. Puron perkauksen havaittiin ennako-oletuksen mukaisesti heikentävän sähkökalastamalla saatua taimenen yksikkösaaliista.

Taimenen kasvussa havaittiin sekä alueellisia että joissakin tapauksissa myös purokohtaisia eroja. Alueittain tarkastellen taimen kasvoi parhaiten Isojoen pääuoman ala- ja keskijuoksulle laskevissa puroissa ja heikoimmin pääuoman yläosan ja Heikkilänjoen puroissa.

Taimenkannan perinnöllinen rakenne

Sivupurojen taimennäytteistä tutkittiin entsyymigeenien muuntelu elektrofooresimenetelmällä. Kaikki tutkitut näytteet poikkesivat verratuista Isojoen meritaimenen viljelykannoista tilastollisesti merkitsevästi. Isojoen purotaimen jakaantuu ainakin viiteen perinnöllisesti erilaistuneeseen kantaan. Joen alaosaan laskevat purot, joen keskiosaan laskeva Pajuluoma sekä yläosaan laskevat purot muodostavat kolme selvästi erilaistunutta kantaa. Samoin sivujoet Karijoki ja Heikkilänjoki muodostavat omat kantansa. Taimenpuroista ei tutkittu läheskään kaikkia, joten todennäköinen erilaistuneiden kantojen määrä on ainakin jonkin verran viittä suurempi. Joka tapauksessa tuloksella on tärkeä kantojen hoitoon ja suojeluun liittyvä merkitys. Samaakin alkuperää olevissa erilaistuneissa kannoissa on aina jonkin verran sellaista perinnöllistä ainesta, joka puuttuu muista kannoista ja toisaalta missään yksittäisessä kannassa ei voi olla alueen kalaston kaikkea perinnöllistä ainesta. Erilaistuneiden purotaimenkantojen esiintyminen ja niiden suojelun tarve pitäisi ottaa huomioon hankkeissa, joiden vaikutukset kohdistuvat purovesiin. Metsätaloudessa tällaisia hankkeita ovat mm. metsäojitukset ja avohakkuut.

5. SAMMANDRAG: Skogsbrukets effekter på fiskbeståndet i Isojoki-Lappfjärds ås vattensystem: undersökningsområde och basutredning av fiskbeståndet

Undersökningens ramar

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet inledde år 1991 i Isojoki-Lappfjärds ås vattensystem en undersökning över skogsbrukets effekter på fiskbestånd och fiskeri i rinnande vatten. Undersökningen är en del av projektet "Skogsbrukets vattendragseffekter och bekämpningen av dem" (METVE) som skall genomföras åren 1990 - 1994.

Val av undersökningsområde

Vid uppläggningsen av undersökningen beslöt man att jämföra avrinningsområden behandlade på olika sätt. En uppläggning varvid man jämfört situationen i ett avrinningsområde i naturtillstånd före och efter skogsbruksåtgärder hade redan med tanke på åtgärder och markägoförhållandena blivit alltför omfattande. En sådan undersökning skulle inte heller tidsmässigt ha rymts in i undersökningsperioden. Utgångspunkten blev därför att finna ett vattendrag med flera sidobäckar lämpade för jämförelser. I en del bäckars avrinningsområden skulle det ha utförts skogsbruksåtgärder, medan andra avrinningsområ-

den skulle vara opåverkade. Isojoki-Lappfjärds ås vattenområde uppfyllde dessa krav. Öringen förekommer här i tiotals bäckar, ofta som dominerande art, och man beslöt därför att i huvudsak rikta in undersökningarna av fiskbeståndseffekter på den. Bäckar vars avrinningsområden förblivit i naturtillstånd har under undersökningens gång visat sig vara en stor sällsynthet i Finland. Eftersom ett jämförelseområde i naturtillstånd är en förutsättning för detta slag av undersökning är valet av Isojoki-Lappfjärds å mycket välgrundat.

Områdets allmänna drag

Vattenområdets yta är ca 1 100 km². Över 80 % av avrinningsområdet består av skogsmark. Andelen åker är 12 %, vatten 0,4 % och övriga områden 5 %. I huvudfåran är vattenkvaliteten i den allmänna klassificeringen till största delen definierad som tillfredsställande. I åns nedre lopp, i det största biflödet Kärjenjoki samt i Kärjenjokis nedre lopp är vattenkvaliteten dålig. I många grundvattenhaltiga bäckar i åns övre lopp är kvaliteten däremot god. Belastningen på vattendraget består i huvudsak av diffus belastning från jord- och skogsbruk.

Fiskbestånd

Åns fiskbestånd är det mest mångsidiga bland Sydösterbottens älvar. Antalet fiskarter i ån och i mynningsområdet är 25. Åns havsöringsbestånd är ett av de få överlevande naturliga havsöringsbestånden i vårt land. Det är också det viktigaste odlingsbeståndet för havsöring i södra Finland. Bäcköringen är allmän i vattendragets övre lopp. Uppgifter om fiskfångsterna existerar bara beträffande huvudfårans nedre lopp. Fångsten i det ca 15 km långa åavsnittet nedanför Kärjenjoki uppskattades år 1987 till ca 9 000 kg.

Bäckarnas avrinningsområden

Bäckarnas avrinningsområden och markanvändningen i dem granskades med hjälp av grundkartor. Man mätte också mängden skogsdiken i avrinningsområdena. De avrinningsområden i vilka en utredning av fiskbeståndet utförts sommaren 1991 togs upp till granskning. De utvalda bäckarna och delarna av dem låg i allmänhet i vattendragets övre lopp och avrinningsområdena består därför till största delen av skogsbruksmark. Åkerandelen i avrinningsområdena var i allmänhet under 5 %. Skogsdikena uppgick i medeltal till 10 km / km². Kartläggningen täckte ca 40 % av åns hela vattendragsområde.

Vattenkvalitet i bäckarna

Vattenkvalitetsuppgifterna för de granskade bäckarna hämtades ur vatten- och miljöstyrelsens vattenkvalitetsregister. Endast i 13 fall fann man användbara uppgifter. Bäckvattnen var i huvudsak mycket bruna och humushaltiga. Bäckvattnets kvalitet var i allmänhet något bättre än kvaliteten i huvudfåran. På grund av sin svaga buffertkapacitet är de dock känsliga för försurning.

Bäckarnas fiskbestånd

En kartläggning av fiskbeståndet i bäckarna i Isojoki-lappfjärds ås vattendragsystem gjordes sommaren 1991 med hjälp av elfiske. Då fiskade man på sammanlagt 90 olika platser i 50 bäckar. I 30 bäckar fick man fisk. Förutom i Kärjenjoki förekom öring i hela vattendraget. Öringen var också den vanligaste fångsten vid elfisket. Andra arter var grönling, stensimpa samt sporadiskt

också gädda, abborre, lake och gers. Harr saknades i fångsten trots att man vet att den förekommer i nedre loppet av vissa bäckar.

I samband med elfisket insamlades uppgifter om försöksytornas grad av naturtillstånd. Flera bäckar har rensats i samband med skogsdikning. Rensningen konstaterades, i enlighet med förhandsförväntningarna, minska enhetsfångsterna av öring vid elfiske.

Öringens tillväxt varierade både områdesvis och vissa fall också mellan olika bäckar. Områdesvis betraktat växte öringen bäst i de bäckar som rinner ut i huvudfårans nedre och mellersta lopp, och sämst i bäckar med utlopp i huvudfårans övre lopp och i Heikkilänjoki.

Öringsbeståndets genetiska struktur

Enzymgenernas variation i öringsprov från bäckarna undersöktes med hjälp av elektrofores. Alla undersökta prov avvek statistiskt signifikant från de odlade bestånden av isojoekiöring. Bäcköringen i ån är fördelad på åtminstone fem genetiskt differentierade bestånd. Bäckarna som rinner ut i åns nedre lopp, Pajuluoma som rinner ut i åns mellersta del samt de bäckar som rinner ut i åns övre lopp bildar tre klart differentierade bestånd. Biflödena Karijoki och Heikkilänjoki har också egna bestånd. Av de bäckar där öringen förekommer kunde inte ens tillnärmelsevis alla undersökas och det finns därför antagligen åtminstone ännu några differentierade bestånd. Resultatet är i varje fall viktigt för vården och skyddet av bestånden. I differentierade bestånd finns alltid, åtminstone i någon mån, genetiskt material som saknas i andra bestånd, också då bestånden har en gemensam härstamning. Ett enskilt bestånd kan heller aldrig innehålla ett visst områdes hela genetiska material. Förekomsten av differentierade bäcköringsbestånd och deras skyddsbehov borde beaktas i samband med projekt som påverkar bäckarnas vatten. Dylika projekt inom skogsbruket är t.ex. skogsdikning och kalhyggen.

Kiitokset

Kiitämme Vanhakylän kalastuskuntaa ja muita Isojoen kalastuskuntia sekä Vanhakylän kalanviljelylaitosta saamastamme avusta tutkimuksen eri vaiheissa. Erityinen kiitos kuuluu Vanhakylän kalanviljelylaitoksen vastaavalle hoitajalle Kimmo Kankaalle. Kenttätöskentelyssä Isojoella kesällä 1991 ovat olleet mukana Ilona Joensuu, Pertti Karppinen, Mika Kiuru ja Mika Laamanen. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiristä sekä vesi- ja ympäristöhallituksesta on saatu veden laatutietoja. Vaasan kalastuspiiri on avustanut tutkimuksen maaastotöissä. Etelä-Pohjanmaan metsälautakunnan Kauhajoen aluetoimistosta on saatu ojituksia koskevia tietoja. RKTL:n Perämeren tutkimusasema teki purovesien valuma-alueita koskevat selvitykset. Kaikille mainituille suuret kiitokset.

KIRJALLISUUS

Allendorf, F.W., Mitchell, N., Ryman, N. & Ståhl, G. 1977. Isozyme loci in brown trout (*Salmo trutta* L.): detection and interpretation from population data. *Hereditas* 86:179-190.

Allendorf, F.W. and Phelps, S.R. 1981. Use of Allelic Frequencies to Describe Population Structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:1507-1514.

Bohlin, T., Hamrin, S. Heggbergett, T.G. & Rasmussen, G. 1989. Electro-fishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.

Cross, T.F., Mills, C.P.R. and Williams, Courcy Williams, A. de 1992. An intensive study of allozyme variation in freshwater resident and anadromous trout, *Salmo trutta* L., in western Ireland. *J. Fish. Biol.* 40:25-32.

Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N. & Ståhl, G. 1991. Genetic relationships among landlocked resident, and anadromous Brown Trout, *Salmo trutta* L.. *Heredity* 66:83-91.

Jutila, E. & Ikonen, E. 1990. Lapväärtin-Isojoki ja sen taimenkanta uhattuina. *Suomen kalastuslehti* 97:49-54.

Koljonen, M.-L. ja Sarjamo, H. 1987. Paatsjoen vesistön taimenkantojen geneettinen tutkimus. *Suomen kalastuslehti* 94(8):428-431.

Koljonen, M.-L., Marttinen, M. ja Koskiniemi, J. 1992. Karjaanjoen vesistössä on perinnöllisesti arvokkaita purotaimenkantoja. *Suomen kalastuslehti* 99(3):4-7.

Leppäjärvi, R. (toim.) 1987. Hydrologinen vuosikirja 1981-1983. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 66. 238 s.

Lipkin, T. & Setälä, J. 1989. Lapväärtinjoen suojele- ja kehittämissuunnitelma. Vaasa, Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 267. 187 s.

Maa- ja metsätalousministeriön suojelevesityöryhmä 1977. Erityistä suojelua vaativat vedet. - Komiteanmietintö 1977:49.

Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89:583-590.

Nei, M. 1987. Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press. New York. 512 p.

Nissinen, T. 1977. Isojoen meritaimen ja vaelluspoikastuotanto. *Suomen kalastuslehti* 84(2):32-37.

Pettersson, M. 1974. Förutsättningar för att utveckla fritidsfisket i Lappfjärds å. Helsingin yliopiston limnologian laitos. Pro gradu-työ. 98 s.

Ryhänen, R. 1957. Havaintoja Isojoen taimenista. Suomen kalastuslehti 64: 7-12, 42-44 ja 84-87.

Ryman, N. ja Utter, F. (Toim.) 1987. Population Genetics and Fishery Management. University of Washington Press. Seattle ja Lontoo. 420 p.

SAS/STAT 1987. Guide for Personal computers, Vers. 6 ed. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA. ISBN 1-55544-064-9. 1028 p.

Skaala, Oe 1992. Genetic population structure of Norwegian brown trout. J. Fish. Biol. 41:631-646.

Skaala, Oe and Naevdal, G. 1989. Genetic differentiation between freshwater resident and anadromous brown trout, *Salmo trutta*, within watercourses. J. Fish. Biol. 34:597-605.

Suomen kartasto 1960. 39 karttavihkoa. Otava. Helsinki.

Suomen kartasto 1986. Vihko 132. Vedet. 31 s. + 2 liitettä.

Suomen kartasto 1990. Vihkot 123-126. Geologia. 58 s. + 3 liitettä.

Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri 1990. Jokamiehen vesiensuojeluohje Lapväärtin-Isojoelle. 19 s. Vaasa.

Workman, P.L. & Niswander, J.D. 1970. Population studies on Southwestern Indian tribes. II. Local genetic differentiation in the Papago. Am.J.Hum.Genet. 22:24-49.

Ympäristöministeriö 1992. Erityissuojelua vaativat vesistöt. Veseistöjen erityissuojelutyöryhmän mietintö. Työryhmän mietintö 63 1992.

Virkistyskalastajien kokemat metsä- ja suo-ojitusten vesistöhaitat

Antti Lappalainen¹ ja Mikael Hildén²

¹Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

²Vesi- ja ympäristöhallitus, PL 250, 00101 Helsinki

SISÄLLYS:

1. JOHDANTO	105
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	105
2.1. Kysely, otanta ja vastausaineisto	105
2.2. Kyselylomake	106
2.3. Tulosten analysointi	107
3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	107
3.1. Kalastus ja käsitykset kalastusvesistön laadusta eri vesistötyypeissä	107
3.2. Havainnot metsä- ja suo-ojituksista kalastusvesistön "huomattavana" pilaaajana	109
3.2.1. Havaintojen yleisyys	109
3.2.2. Havaintojen esiintyminen eri vesistötyypeissä ja alueilla	110
3.3. Metsä- ja suo-ojitukset kalastusvesistön ainoana "huomattavana" pilaaajana	112
3.3.1. Tapausten esiintyminen	112
3.3.2. Kalastajien luonnehdintaa	113
3.3.3. Havainnot kalastukselle aiheutuneista haitoista	115
4. YHTEENVETO	119
5. SAMMANDRAG	120
6. KIRJALLISUUS	121

1. JOHDANTO

Metsä- ja suo-ojitusten vesistöille aiheuttama kuormitus on tyypillisesti haja-kuormitusta. Vaikka kuormitus on arvioiden mukaan selvästi alle 10 % ihmisen aiheuttamasta vesistöjen typpi- ja fosforikuormituksesta, vaikutukset voivat olla paikoin tuntuja, sillä Suomessa on paljon kuormitukselle suhteellisen herkkiä pienehköjä sisävesiä, joiden valuma-alueilla metsätalous on vallitseva maan-käyttömuoto.

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan metsätalouden toimenpiteiden aiheuttamia haittavaikutuksia vesistöissä tärkeän käyttäjäryhmän - virkistyskalastajien - kannalta. Virkistyskalastajilla tarkoitetaan samaa kuin vapaa-ajan kalastajilla, eli kaikkia ei-ammattimaisesti kalastavia. Tarkastelu perustuu virkistyskalastajien omiin subjektiivisiin käsityksiin, ei luonnontieteellisiin havaintoihin vesistöjen laadusta ja sen vaikutuksesta kalastukseen. Vertailemalla erilaisten kalastukselle aiheutuvien haittojen yleisyyttä "puhtaisiin vesiin" pyrittiin selvittämään, mikä on metsätalouden aiheuttama lisähaitta suomalaiselle virkistyskalastukselle. Koska tutkimus edustaa poikkileikkausta tietyltä hetkeltä, esim. mahdolliset kalastajien siirtymiset vesistöistä toiseen ympäristömuutosten takia jäävät tarkastelun ulkopuolelle.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Kysely, otanta ja vastausaineisto

Aineisto kerättiin postikyselyllä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen valtakunnallisen virkistyskalastuskyselyn yhteydessä. Kysely toteutettiin vuoden 1991 alussa, ja kyselyssä käytettiin neljää kontaktikertaa.

Tutkimusalueena oli koko Suomi. Otos, kooltaan 20 000 henkilöä (asuntokuntaa), poimittiin Väestörekisterikeskuksen keskusrekisteristä. Otanta kohdistettiin 18 - 80 -vuotiaisiin henkilöihin, eli tulokset ovat periaatteessa yleistettävissä koskemaan vain aikuisväestöä. Osittamalla otos (Cochran 1977) lääneittäin saatiin myös harvempaan asutuista lääneistä edustavat otokset eri väestöryhmistä. Läänien sisällä poiminnassa käytettiin satunnaisotantaa, samaan asuntokuntaan kuuluvista henkilöistä kuitenkin enintään yksi kelpuutettiin otokseen.

Lähetetyistä lomakkeista palautettiin kaikkiaan 15 513 kappaletta, joten vastausprosentti oli 78 %. Kun hylätyt ja kalastamattomat vähennettiin aineistosta, varsinainen aineisto muodostui 3 822 lomakkeesta.

2.2. Kyselylomake

Kyselylomake oli poikkeuksellisen laaja, 12 sivua. Niiltä vastaajilta, jotka olivat kalastaneet vuoden 1990 aikana, kysyttiin saalistietojen lisäksi mm. tietoja käytetyistä pyydyksistä ja käsityksiä oman kalastusharrastuksen tärkeydestä. Kalastajien ilmoittamien tietojen perusteella heidät luokiteltiin kolmeen toiminnalliseen ryhmään; satunnaiset kalastajat, aktiiviset vapakalastajat ja aktiiviset, myös seisovia pyydyksiä (verkot, rysät, katiskat, siimat jne.) käyttäneet. Vastaajilta kysyttiin myös pääasiallisen kalastusvesistön etäisyyttä kotoa ja mahdolliselta vapaa-ajan asunnolta. Etäisyyksien perusteella kalastajat luokiteltiin kolmeen ryhmään. "Lähikalastajiksi" luokiteltiin ne, joiden pääasiallinen kalastusvesistö sijaitsi lähempänä kotia kuin mahdollista vapaa-ajan asuntoa, ja etäisyys kotoa oli enintään 10 km. "Mökkikalastajiksi" luokiteltiin ne, joiden pääasiallinen kalastusvesistö sijaitsi lähempänä vapaa-ajan asuntoa kuin kotia, ja etäisyys vapaa-ajan asunnolta oli enintään 1 km. Loput kalastajista luokiteltiin "etäkalastajiksi".

Huomattava osa tässä tutkimuksessa hyödynnetyistä kysymyksistä koski vastaajan pääasiallista kalastusvesistöä. Pääasiallisen kalastusvesistön sijainti selvitettiin läänin tarkkuudella, vesistötyyppi selvitettiin 14-kohtaisen luokittelun avulla. Kalastajilta kysyttiin myös tietoja 80-luvun aikana tehdyistä havainnoista, jotka koskevat saaliskalojen haju- tai makuhaittoja, seisovien pyydysten nopeaa likaantumista tai veden värin poikkeuksellista tummumista tai sammenemista pääasiallisessa kalastusvesistössä.

Kalastajilta kysyttiin myös omia subjektiivisia näkemyksiä heidän pääasiallisen kalastusvesistönsä laadusta ja laatuun mahdollisesti vaikuttaneista tekijöistä. Kalastusvesistön laatua selvitettiin monivalintakysymyksellä, jossa käytettiin vesi- ja ympärisöhallituksen (VYH) laatimasta vesistöjen laatuluokituksesta sovellettua jaottelua ja vaihtoehtojen kuvailua. Varsinaisia vaihtoehtoja oli viisi; "erinomainen", "hyvä", "tydyttävä", "välttävä" ja "huono". Niiltä vastaajilta, jotka katsoivat pääasiallisen kalastusvesistönsä veden laadun olevan jotain muuta kuin "erinomainen", kysyttiin tietoja veden laatuun mahdollisesti vaikuttaneista tekijöistä. Vastaajille esitettiin 17-kohtainen luettelo mahdollisista tekijöistä, yhtenä kohtana joukossa myös metsä- ja suo-ojitukset. Kunkin tekijän kohdalla vastaajaa pyydettiin arvioimaan tekijän vaikutus asteikolla "ei haittaa", "vähäinen haitta", "kohtalainen haitta", "huomattava haitta" tai "en osaa arvioida" (liite 1). Niistä vastaajista, jotka katsoivat ojitukset "huomattavaksi" haitaksi, eroteltiin vielä ne, joilla ojitukset olivat ainoaa "huomattava" haitta. Tähän ryhmään sisällytettiin myös ne tapaukset, jotka ojitusten lisäksi katsoivat enintään happamoitumisen tai radioaktiivisen laskeuman "huomattavaksi" haitaksi.

2.3. Tulosten analysointi

Tulokset laajennettiin koskemaan koko perusjoukkoa. Perusoletuksena oli, että kyselyyn vastanneet ja vuoden 1990 aikana kalastaneet olivat edustava otos kyselyn ulkopuolelle jääneistä kalastaneista samoin kuin kyselyyn vastaamatta jättäneistä kalastaneista. Osituksesta johtuen harvaan asutuissa lääneissä asuvien ihmisten todennäköisyys tulla poimituksi otokseen oli suurempi kuin tiheämmin asutuissa lääneissä. Tästä syystä kutakin havaintoa painotettiin luvulla, joka on kääntäen verrannollinen kyseisen läänin asukkaan todennäköisyydelle tulla valituksi otokseen.

Tulosten analysointi ja esittäminen tapahtui pääasiassa erilaisten taulukointien ja ristiintaulukointien avulla. Prosenttiosuuksille laskettiin 95 %:n luottamusvälit ja variaatiokertoimet (Cochran 1977).

Ristiintaulukoinneissa käytettiin eräissä tapauksissa muuttujien välisen riippuvuuden tarkasteluun X^2 -testiä.

Ojituksiin liittyvien haittahavaintojen alueellista yleisyyttä verrattiin ojitustilastojen arvoihin (Metsätilastollinen vuosikirja ... 1992). Ojitustilastot on tilastoitu metsälautakunta-alueittain, mutta tiedot ovat karkeasti muutettavissa myös läänikohtaisiksi. Läänit jaettiin kolmeen ryhmään, sen perusteella, kuinka suuri osuus maapinta-alasta oli vuoteen 1990 mennessä ojitettu.

3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

3.1. Kalastus ja käsitykset kalastusvesistön laadusta eri vesistötyypeissä

Vuoden 1990 aikana vähintään kerran kalastaneiden suomalaisten kokonaismääräksi arvioitiin 1,35 miljoonaa, ja aikuisten, 18-vuotta täyttäneiden määräksi 1,1 miljoonaa. Noin kaksi kolmasosaa aikuisista kalastaneista katsoo kalastuksen olevan enemmän kuin pelkkä satunnainen harrastus.

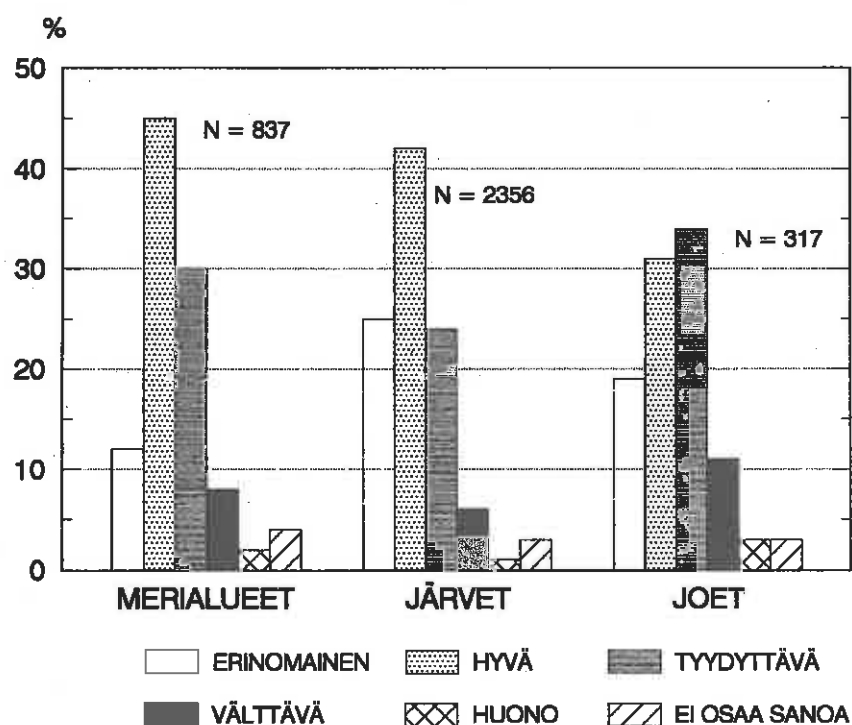
Valtaosa 18-vuotta täyttäneistä 1990 aikana kalastaneista aikuisista ilmoitti pääasialliseksi kalastusvesistökseen järvet (taulukko 1). Yhteensä noin 3/4 ilmoitti pääasialliseksi kalastusvesistökseen sisävedet, ja vain 1/4 merialueet. Noin 21 % kaikista virkistyskalastajista ilmoitti pääasialliseksi kalastusvesistökseen enintään 10 km²:n metsäjärvet. Näitä vesistöjä voidaan yhdessä virtaavien vesien kanssa pitää metsätalouden vesistövaikutuksille herkkinä vesistötyypinä, jotka ovat yhteenlaskettuna pääasiallinen kalastusvesistö lähes kolmannekselle virkistyskalastajista. Merialueilla ja suurissa sisävesissä veden laatuun vaikuttavat yleensä samanaikaisesti useat ympäristömuutokset, joten

mahdollisten metsätalouden vesistövaikutusten erottaminen on kalastajille vaikeampaa kuin pienissä sisävesissä.

Taulukko 1. Vuoden 1990 aikana kalastaneiden pääasialliset kalavedet karkeasti jaoteltuna (n = 3563).

Merialueet	24 %
Järvet, (ja tekoaltaat)	67 %
Virtaavat vedet	9 %
Yhteensä	100 %

Noin 21 % koko maan aikuisista virkistyskalastajista arvioi kyselyssä käytetyn luokittelun perusteella pääasiallisen kalastusvesistönsä veden laadun "erinomaiseksi". Merialueilla ja järvissä kalastaneet arvioivat kalastusvesistönsä laadun yleisimmin "hyväksi" (kuva 1). Tulos on yhdenmukainen VYH:n laatiman, 1980-luvun puolivälin tilannetta kuvaavan vesien käyttökelpoisuusluokittelun tulosten kanssa, jossa yleisin laatuluokka kaikissa vesistötyypeissä oli myös "hyvä" (Ympäristön tila ... 1992).



Kuva 1. Virkistyskalastajien käsitykset oman pääasiallisen kalastusvesistön veden laadusta vesistötyypeittäin. (EOS = ei osaa sanoa).

Järvissä pääasiallisesti kalastaneet katsoivat kalavesiensä laadun olevan useammin joko erinomainen tai hyvä kuin merialueilla tai joissa pääasiallisesti kalastaneet. Joissa pääasiallisesti kalastaneilla yleisin luokka oli tyydyttävä. Myös VYH:n luokittelutietojen perusteella jokivesistöjen tila oli huonoin; vain 45 % luokitelluista jokivesistä sijoittui luokkiin erinomainen tai hyvä, järvistä ja rannikkovesistä vastaavasti jopa noin 80 % sijoittui kyseisiin luokkiin. Järvi- ja jokivesistöissä pääasiallisesti kalastaneista aikuisista noin 65 000 pitää kalastusvesistönsä laatua välttävänä tai huonona.

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella kalastajat pitävät rannikolla tai järviolueilla sijaitsevien kalastusvesistöjen tilaa huonompana kuin mitä VYH:n luokittelutulosten perusteella voisi odottaa. Tämä voi johtua siitä, että vesialueiden tila on usein selvemmin heikentynyt suurten asutuskeskusten läheisyydessä, missä huomattava osa väestöstä myös kalastaa. Siten näiden alueiden merkitys näkyy painottuneena kalastusvesistöjen luokittelussa. Toinen mahdollisuus on, että kalastajat ottavat omissa arvioissaan huomioon myös sellaisia muutoksia, jotka eivät näy VYH:n laatuluokituksen perustana olevissa mittauksissa.

3.2. Havainnot metsä- ja suo-ojituksista kalastusvesistön "huomattavana" pilaajana

3.2.1. Havaintojen yleisyys

Kaikkia vesistötyyppejä yhdistettynä tarkasteltaessa (taulukko 2) noin 8 % kaikista virkistyskalastajista piti ojituksia huomattavasti kalastusvesistöään pilanneena tekijänä. Tämä osuus vastaa noin 90 000 aikuista kalastanutta. Samaan suuruusluokkaan nousi myös säännöstely ja jokirakentaminen sekä teollinen toiminta (taulukko 2). Ainoastaan maatalouden aiheuttama kuormitus koettiin selvästi yleisemmäksi haitaksi.

Useissa tapauksissa vastaaja ilmoitti samanaikaisesti useamman tekijän huomattavaksi pilaajaksi pääasiallisessa kalastusvesistössään, joten taulukon 2 prosenttiluvut eivät ole summautuvia. Selvästi yleisin yhdessä ojitusten kanssa esiintyneistä huomattavista luonteeltaan kuormittavista tai mekaanisista haitta-tekijöistä oli pelloilta tulevat valumavedet.

Vesi- ja ympäristöhallituksen arvioissa maatalous on todettu piste- ja haja-kuormittajista selvästi suurimmaksi yksittäiseksi fosfori- ja typpikuormittajaksi (Vesiensuojelu ... 1991, Rekolainen ym. 1992), toiselle tilalle sijoittuivat yhdyskuntien jätevedet, ja seuraavina lähes yhtä suurina kuormittajina olivat puunjalostusteollisuus, haja-asutus ja metsätalous. Kyselytutkimuksen (taulukko 2) tuloksia ei kuitenkaan suoraan voida verrata kuormitusarvioihin. Kalastajat eivät ole tasaisesti jakautuneet eri vesistöihin, ja kalastajien käsityksiin vesistöjen pilaajista vaikuttavat eri ympäristömuutosten erilainen havaittavuus, sekä henkilökohtaiset asenteet.

Taulukko 2. Tavallisimpien vesistöjä muuttavien tekijöiden yleisyys kalastus-vesistöä "huomat tavasti" pilanneena tekijänä eri vesistötyypeissä. Luvut perustuvat virkistyskalastajien omiin havaintoihin ja käsityksiin. Oikeanpuoleisimmassa sarakkeessa kaikki vesistötyypit ja kalastajat yhdistettynä. Yhdistettyjen osuuksien 95 %:n luottamusvälit olivat 0.3 - 1.3 prosenttiyksikköä. (n = 3605).

	Meri- alueet	Järvet	Virtaavat vedet	Yht.
Metsäteollisuus	9%	6%	6%	7%
Muu teollisuus	13	5	6	7
Asutuskeskukset	10	4	7	6
Maatalous	10	14	21	14
Turkistarhaus	2	0	0	1
Kalankasvatus	7	2	2	3
Happamoituminen	6	5	4	5
Turvetuotanto	1	3	4	2
Metsä- ja suo-ojitukset	4	9	16	8
Säännöstely/jokirakentaminen ..	5%	8%	20%	9%
Jokien perkaukset	3	2	7	3
Radioakt. laskeuma	2	3	3	3
Vesiliikenne/uitto	4	2	5	2
Muu syy	3	1	1	1

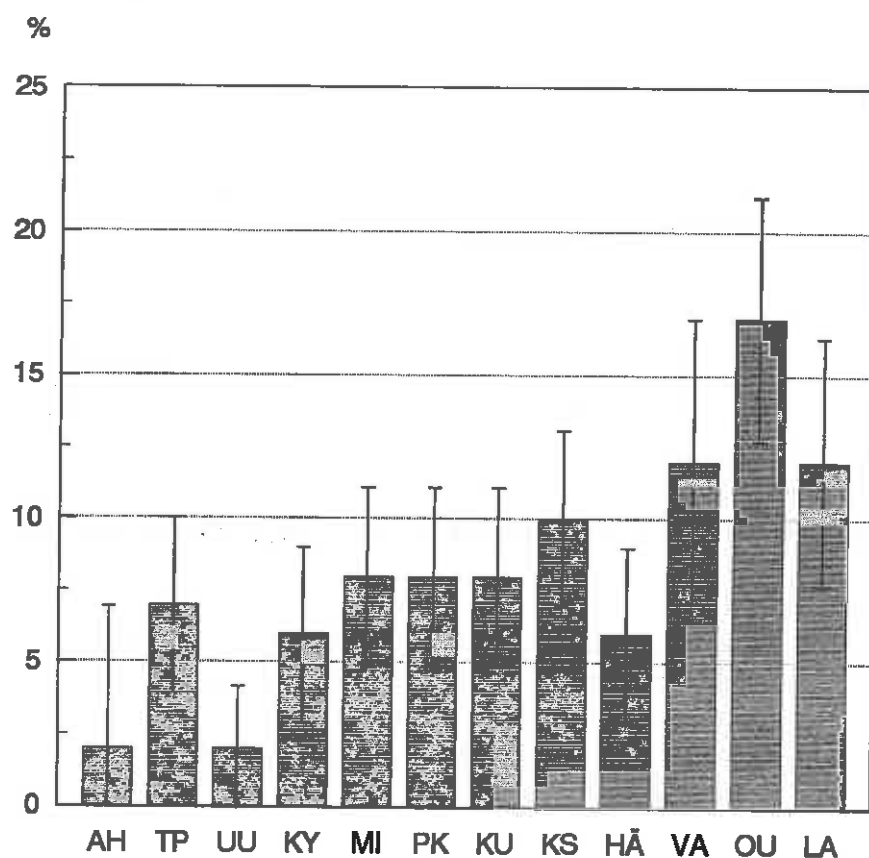
3.2.2. Havaintojen esiintyminen eri vesistötyypeissä ja alueilla

Vesistötyypeittäin tarkasteltuna ojitusten aiheuttamia haittoja koettiin suhteellisesti yleisimmin virtaavissa vesissä (taulukko 2). Järvalueilla ojitusten koettiin aiheuttavan haittoja yhtä yleisesti kuin vesistöissä keskimäärin, ja merialueilla ojitukset katosivat muiden häiritsevien tekijöiden joukkoon. Merialueilla jopa happamoituminen katsottiin yleisemmin huomattavaksi pilaajaksi kuin metsä- tai suo-ojitukset. Alueita lukuun ottamatta happamoituminen ei todellisuudessa ole ongelma merialueilla.

Pääasiallisesti virtaavissa vesissä kalastaneita on virkistyskalastajienkin kokonaismäärästä kuitenkin vain pieni osa (ks. taulukko 1). Tästä johtuen tapaukset, joissa ojitukset katsottiin huomattavaksi pilaajaksi, löytyvät tyypillisimmin järvalueilta; 72 % tapauksista. Vain 18% tapauksista löytyi virtaavista vesistä ja 10 % merialueilta.

Alueellisesti tarkasteltuna ojitukset koettiin huomattavaksi pilaajaksi sekä absoluuttisesti että myös kalastajien lukumäärään suhteutettuna yleisimmin Oulun läänin alueella ja harvimminkin Ahvenanmaan ja Uudenmaan lääneissä (kuva 2). Kyselyaineiston koosta johtuen luottamusvälit olivat kohtalaisen väljiä, joten yksityiskohtainen eri läänien vertailu ei ole mielekästä. Ojitettujen pinta-alojen

suhde maapinta-alaan on kuitenkin suurimmillaan likimain Oulun läänin kattamalla Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan metsälautakunta-alueilla (Metsätaloustollinen vuosikirja ... 1992).



Kuva 2. Niiden virkistyskalastajien osuudet kaikista läänissä pääasiallisesti kalastaneista, jotka ilmoittivat metsä- ja suo-ojitukset "huomattavaksi" kalavetensä pilaajaksi. Kuvassa myös 95 %:n luottamusvälit. AH Ahvenenmaan lääni, TP Turun ja Porin lääni, UU Uudenmaan lääni, KY Kymen lääni, MI Mikkelin lääni, PK Pohjois-Karjalan lääni, KU Kuopion lääni, KS Keski-Suomen lääni, HÄ Hämen lääni, VA Vaasan lääni, OU Oulun lääni, LA Lapin lääni. (n = 3389).

Taulukossa 3 on yhdistetty ojitusten yleisyys huomattavana pilaajana ja ojitusten osuus maapinta-alasta. Läänit on jaettu kolmeen ryhmään ojitusosuuksien perusteella. Ojitetun maapinta-alan osuuden kasvaessa myös käsitykset ojituksista kalastusvesistöjen pilaajana yleistyvät, ero oli X^2 -testin perusteella tilastollisesti erittäin merkitsevä ($p < 0,001$). Tässä suhteessa käsitykset ojitusten haitoista eroavat käsityksistä happamoitumishaitoista, joiden yleisyydellä

ei näyttänyt olevan yhteyttä kalastamiseen happamoitumisherkällä alueilla (Lappalainen ym. 1993).

Taulukko 3. Niiden virkistyskalastajien osuus kaikista virkistyskalastajista, jotka ilmoittivat ojitukset "huomattavaksi" kalavesistönsä pilaajaksi. Ryhmittelyn perusteena ojitusten osuus maapinta-alasta (Metsätilastollinen vuosikirja... 1992).

Läänit, joiden maapinta-alasta ojitettu:	Ojitukset "huomattava haitta"	n
enint. 10 %	5 %	499
10 - 20 %	7 %	1 350
yli 20 %	11 %	1 540
Yhteensä		3 389

3.3. Metsä- ja suo-ojitukset kalastusvesistön ainoana "huomattavana" pilaajana

Aihepiirin kannalta mielenkiintoisimman kalastajajoukon muodostavat ne virkistyskalastajat, jotka ilmoittivat ainoaksi kalavesistöään huomattavasti muuttaneeksi tekijäksi metsä- tai suo-ojitukset. Näitä tapauksia löytyi koko aineistosta ainoastaan 98 kappaletta, mikä vastaa karkeasti 2 % kaikista virkistyskalastajista.

3.3.1. Tapausten esiintyminen

Valtaosa (yhteensä 80 %) virkistyskalastajista, jotka katsoivat nimenomaan ojitusten "pilanneen" kalastusvesistönsä kalasti järviolueilla (taulukko 4). Osuus on runsaat 10 %-yksikköä suurempi kuin järvissä kalastaneiden osuus kaikista kalastaneista (taulukko 1), joten tapausten voidaan katsoa olevan myös suhteellisesti yleisempiä järvissä kuin merialueilla tai virtaavissa vesissä. Tapaukset olivat yleisimpiä nimenomaan pienissä järvissä. Tulos on luonnollinen, sillä pienissä järvissä vesistöä muuttavia tekijöitä on yleensä lukumääräisesti vähemmän ja yksittäisen tekijän vaikutukset ovat selvemmin ja helpommin myös maallikon havaittavissa. Suuremmissa vesistöissä ojitusvedet ovat tyypillisesti hajakuormitusta ja mahdolliset haittavaikutukset ovat usein vaikeasti erotettavissa muun kuormituksen vaikutuksista.

Taulukko 4. Niiden virkistyskalastajien osuus vesistötyypeittäin, jotka pitivät ojituksia ainoana "huomattavana" kalastusvesistöään pilanneena haittana. (n = 94).

Merialueet	7 %
Järvet (enintään 10 km ²)	66 %
Järvet, (yli 10 km ²)	14 %
Virtaavat vedet	13 %
Yhteensä	100 %

3.3.2. Kalastajien luonnehdintaa

Koska valtaosa virkistyskalastajista, jotka katsoivat nimenomaan ojitusten "pilanneen" kalavetensä, kalasti sisävesialueilla, heidän kalastusharrastuksen ominaisuuksia tarkasteltaessa vertailuryhmäksi otettiin muut sisävesissä pääasiallisesti kalastaneet. Kalastajat jaettiin aluksi "toiminnallisiin ryhmiin" käytettyjen pyydysten ja kalastusharrastuksen tärkeyttä kuvaavan muuttujan perusteella. Toiseksi tarkasteltavaksi muuttujaksi otettiin pääasiallisen kalastusvesistön etäisyys kotoa ja mahdolliselta vapaa-ajan asunnolta.

Satunnaisia kalastajia oli selvästi vähemmän kuin vertailuryhmässä, eli yleensä sisävesissä kalastaneissa (taulukko 5). Myös "etäkalastajia" oli huomattavasti vähemmän ja nimenomaan lähikalastajia oli enemmän kuin vertailuryhmässä (taulukko 6). Ero ei johtunut eri vesistötyyppien erilaisesta painottumisesta. Sama vertailu tehtiin myös siten, että koko tarkasteluun otettiin mukaan vain enintään 10 km² järvet, joista valtaosa mielenkiinnon kohteena olevista tapauksista löytyi. Myös tässä tarkastelussa ero säilyi ennallaan, kummassakin ryhmässä "etäkalastajien" osuudet laskivat taulukon 6 luvuista yhden prosenttiyksikön.

Taulukko 5. Pyydyksiin ja kalastusharrastuksen tärkeyteen perustuva kalastajien yksinkertainen ryhmittely ja vertailu. (muut = myös muita kuin vapapyydyksiä käyttäneet kalastajat).

	Ojitukset ainoa pilaaja	Muut sisävedet
Aktiiviset vapakalastajat	23 %	21 %
Aktiiviset muut	55 %	41 %
Satunnaiset kalastajat	23 %	38 %
	100 % (n = 93)	100 % (n = 2694)

Taulukko 6. Pääasiallisen kalastusvesistön sijaintiin perustuva kalastajien ryhmittely ja vertailu.

	Ojitukset ainoa pilaaja	Muut sisävedet
Lähikalastus	41 %	29 %
Mökkikalastus	40 %	40 %
Etäkalastus	19 %	31 %
	100 % (n = 98)	100 % (n = 2754)

Yksi selitys "etäkalastajien" pienempään osuuteen ryhmässä, jossa ojituksia pidettiin kalastusvesistön ainoana huomattavana pilaajana, voi olla se, että ympäristömuutoksen - tässä tapauksessa ojitusten - muuttamat vedet eivät erityisesti houkuttele kalastajia kauempaa. Tällöin pääasiallisesti kyseisessä vesistössä kalastavat olisivat lähinnä niitä, joiden kesämökki tai asunto on vesistön läheisyydessä, ja kyseisistä vesistöistä puuttuisivat aktiiviset "etäkalastajat".

Satunnaisten kalastajien pienempi osuus voi kuitenkin myös selittyä sillä, että satunnaiset kalastajat lienevät keskimääräistä vähemmän kiinnostuneita vesistön tilasta ja liikkuvat keskimääräistä vähemmän kyseisellä vesistöllä. Tällöin heidän on myös vaikeampi ottaa kantaa kalastusvesistönsä tilaan ja sitä muuttaviin tekijöihin. Erityisen ymmärrettävää tämä olisi silloin, kun kysymyksessä olisi samanaikaisesti "etäkalastus". Asuinpaikan lähialueiden paikallistuntemus luonnollisesti auttaa vesistön pilaajan yksiselitteisessä määrittelyssä.

Taulukon 7 nelikenttävertailun perusteella ryhmästä, jossa ojitukset on katsottu ainoaksi huomattavaksi pilaajaksi, lyötyy erittäin vähän satunnaisia "etäkalastajia", kun taas aktiivisia lähi/mökkikalastajia on keskimääräistä enemmän. Erot jakaumissa tukevat selvästi selitystä, jonka mukaan satunnaisten "etäkalastajat" eivät juurikaan koe metsäojituksia vakavina ongelmina. Koska metsä- ja suo- ojitusten vesistökuormitus on tyypillisesti hajakuormitusta, ojitusten toteaminen tai tiedostaminen pääasialliseksi vesistön pilaajaksi näyttäisi edellyttävän kohtalaista paikallistuntemusta. Havainto tukee alueellisen tarkastelun antamaa kuvaa, jonka mukaan kalastajien havainnot ojitusten aiheuttamista haitoista yleensä liittyvät todelliseen ojitustoimintaan eikä esimerkiksi tiedotusvälineiden luomaan mielikuvaan haitoista.

Taulukko 7. Kalastajien jakautuminen harrastuksen tärkeyden ja pääasiallisen kalastusvesistön sijainnin perusteella muodostettuihin nelikenttiin. (Akt=aktiiviset kalastajat, Sat=satunnaiset kalastajat).

	Ojitukset ainoa huomattava haitta		Vertailuryhmä	
	Akt	Sat	Akt	Sat
Etäkalastus	17 %	2 %	19 %	12 %
Lähi/mökkikalastus ..	61 %	20 %	45 %	24 %
	(n = 98)		(n = 2747)	

3.3.3. Havainnot kalastukselle aiheutuneista haitoista

Vertailuryhmäksi otettiin "puhtaat sisävedet", eli sisävedet, joissa mikään esitetty tekijä ei ollut kohtalainen eikä huomattava haitta, ja veden laatu ilmoitettiin tyydyttäväksi, hyväksi tai erinomaiseksi. Ajatuksena oli tarkastella, mikä olisi tilanne, jos ojitusten aiheuttamaa huomattavaa haittaa ei olisi. Kuten edellisessä luvussa todettiin, mielenkiinnon kohteena olevassa ryhmässä satunnaiset kalastajat olivat aliedustettuja. Todennäköisesti satunnaiset kalastajat ovat myös harvemmin havainneet kysytyjä haittoja pitkän (10 v.) ajanjakson aikana, kuin aktiivisemmat kalastajat. Tästä aiheutuvan virheen välttämiseksi satunnaiset kalastajat jätettiin haittahavaintoja koskevan tarkastelun ulkopuolelle.

Havaintoja saaliskalojen maku- tai hajuhaitoista oli tehnyt pelkästään ojitusten "pilaamissa" vesistöissä aktiivisesti kalastaneista noin 16 %, eli huomattavasti suurempi osa kuin "puhtaissa vesissä" kalastaneista (taulukko 8). Osuudet ovat kuitenkin vielä pieniä verrattuna eräistä muista tutkimuksista saatuihin tuloksiin, jotka koskevat voimakkaasti likaantuneita vesialueita. Esimerkiksi eräillä Kokemäenjoen osilla kalastaneista yli puolet oli havainnut kalojen maku- tai hajuhaittoja ja piti niitä kalastusta haittaavina tekijöinä (Honkasalo ja Mankki 1988). Tämän tutkimuksen aineiston perusteella on mahdotonta tehdä suoria johtopäätöksiä mahdollisista syy-seuraussuhteista erilaisten haittahavaintojen ja yksinomaan ojitusten vesistövaikutusten välillä. Samantyyppistä kuormitusta aiheuttavan turvetuotannon yhteydessä on tehty eräissä tapauksissa selkeitä havaintoja alapuolisista vesistöistä saatujen saaliskalojen haju- ja makuhaitoista (Ylitalo 1987). Havainnot voivat liittyä esimerkiksi vesien rehevöitymiseen ja mahdollisiin kesäaikaisiin levien massaesiintymiin (Persson 1985).

Taulukko 8. Havainnot kalojen haju- tai makuvirheistä 1980-luvun aikana. Satunnaiset kalastajat on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Suluissa 95 %:n luottamusvälit.

	Ojitukset ainoa huomattava haitta	"Puhtaat" sisävedet
Havaittu	16 % ($\pm 8\%$)	4 % ($\pm 2\%$)
Ei havaintoa	72 %	90 %
Ei osaa sanoa	13 %	6 %
	100 % (n=72)	100 % (n=628)

Kalastajien havainnot seisovien pyydysten nopeasta likaantumisesta olivat keskimäärin yli kaksi kertaa yleisempiä kuin havainnot saaliskalojen haju- tai makuhaitoista. Havainnot olivat selvästi yleisempiä vesistöissä, joissa ojitusten katsottiin olevan ainoa vesistöä huomattavasti pilaava tekijä (taulukko 9). Näissä vesistöissä havainnot olivat jopa likimain yhtä yleisiä kuin esim. voimakkaasti likaantuneilla Kokemäenjoen yläosan järviolueilla, joissa kalastaneista noin 60 % katsoi pyydysten likaantumisen haittaavan kalastusta (Honkasalo ja Mankki 1988). Seisovien pyydysten likaantuminen näyttäisi siis tulosten perusteella olevan tyypillinen myös metsäojitusten vesistövaikutuksiin liittyvä oire. Tarkastelussa oli mukana myös vuoden 1990 aikana pelkästään vapapyydyksiä käyttäneet kalastajat.

Taulukko 9. Havainnot seisovien pyydysten nopeasta likaantumisesta 1980-luvun aikana. Satunnaiset kalastajat on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Suluissa 95 %:n luottamusvälit.

	Ojitukset ainoa huomattava haitta	"Puhtaat" sisävedet
Havaittu	66 % ($\pm 10\%$)	29 % ($\pm 4\%$)
Ei havaintoa	23 %	59 %
Ei osaa sanoa	11 %	12 %
	100 % (n=69)	100 % (n=616)

Odotetusti havainnot veden värin poikkeuksellisesta tummumisesta tai samentumisesta liittyivät selvästi kalavesiin, joissa ojitusten katsottiin olevan ainoa vesistöä huomattavasti pilaava tekijä (taulukko 10). Viimeksimainittuja lukuja tarkasteltaessa on huomattava, että kysymys oli rajattu koskemaan 1980-lukua, mutta metsäojituksista huomattava osa on tehty jo aikaisemmin.

Taulukko 10. Havainnot kalastajien pääasiallisten kalavesistöjen veden värin poikkeuksellisesta tummumisesta tai samentumisesta 1980-luvun aikana. Satunnaiset kalastajat on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Suluissa 95 %:n luottamusväli.

	Ojitukset ainoa huomattava haitta	"Puhtaat" sisävedet
Havaittu	47 % ($\pm 10\%$)	7 % ($\pm 2\%$)
Ei havaintoa	33 %	74 %
Ei osaa sanoa	21 %	18 %
	100 % (n=73)	100 % (n=717)

Myös laajemmassa tarkastelussa (taulukko 11) näkyy, että laadultaan heikentyneiksi katsotuissa vesistöissä saaliskalojen haju- ja makuhaittojen esiintyminen ei liity nimenomaan havaintoihin metsä- ja suo-ojituksista vesistön pilaajana. Havainnot seisovien pyydysten nopeasta likaantumisesta samoin kuin havainnot veden värin tummumisesta tai samentumisesta olivat yleisempiä silloin, kun metsä- ja suo-ojitukset katsottiin ainakin yhdeksi vesistöä pilanneeksi tekijäksi.

Taulukko 11. Eri häitähavaintojen yleisyys tapauksissa, joissa ojituksia pidettiin (ainakin yhtenä) huomattavana pilaajana, sekä tapauksissa, joissa katsottiin olevan muita huomattavia pilaajia, mutta ei ojitukset.

	Metsä- tai suo-ojitukset huomattavana häitana (n = 232)	Muu(t) tekijät huomattavana häitana (n = 602)
Haju- tai makuhaitat	20	22 %
Seisovien pyydysten nopea likaantuminen	67 %	54 %
Veden värin poikkeuksellinen tummuminen	57 %	39 %

Havainnot happamoitumisesta kalavesien pilaajana merialueilla (ks. taulukko 1), myös aluna-alueen ulkopuolella, osoittavat selvästi sen, että kaikissa tapauksissa vastaajien havainnot ja käsitykset kalavesien pilaajista eivät ole yhdistettävissä todellisiin tilanteisiin. Suomessa happamoitumista voidaan oireiden havaittavuuden vaikeuden takia pitää eräänlaisena ääritapauksena. Ojitusten vaikutukset ovat kuitenkin konkreettisemmin havaittavissa sekä vesistössä että myös

valuma-alueilla, joten on syytä olettaa, että ojituksia koskevat havainnot olisivat myös maallikoiden kannalta helpommin todennettavissa kuin happamoitumista koskevat havainnot. Tässä tutkimuksessa esitettyjen virkistyskalastajien tekemien havaintojen ja käsitysten todenperäisyyttä tukee se, että noin 85 %:ssa tapauksista, joissa ojitusten katsottiin olevan huomattava kalavettä pilaava haitta, vastaaja ilmoitti havainneensa käsitystä tukevia oireita; veden värin voimakasta tummumista tai seisovien pyydysten voimakasta likaantumista (taulukko 12).

Kaikkien käsiteltyjen haittahavaintojen yhtäaikainen esiintyminen ei ollut erityisen yleistä (taulukko 12). Havainnot yksinomaan hajua- tai makuhaittoista ovat hyvin harvinaisia. Havainnot veden värin tummenemisesta ja havainnot seisovien pyydysten likaantumisesta olivat taulukon 12 yhdistetyn aineiston perusteella vain heikosti toisistaan riippuvaisia (ei tilastollista riippuvuutta). Havainnot hajua/makuhaittoista olivat harvinaisempina ja niiden esiintyminen liittyi yleensä pyydysten likaantumista koskeviin havaintoihin (X^2 -testi, $p < 0,001$). Näiden kahden välinen riippuvuus säilyi edelleen tilastollisesti merkitsevä, vaikka veden värin tummenemista kuvaavan muuttujan vaikutus vakioitiin. Myös tämä tulos tukee kalastajien havaintojen todenperäisyyttä; hajua- ja makuhaittoja esiintyy ensisijaisesti voimakkaasti muuttuneissa vesistöissä, joissa myös pyydykset likaantuvat nopeasti.

Taulukko 12. Eri haittahavaintojen yhtäaikainen esiintyminen kalastusvesistöissä, joissa ojitukset ovat ainoa huomattava haitta (vasemmalla), sekä sisävesissä, joissa ojitusten lisäksi oli havaittu myös muita huomattavia haittoja (oikealla). Satunnaiset kalastajat on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. (+ = haittoja havaittu, - = haittoja ei ole havaittu).

Veden värin tummuminen	Seisovien pyydysten likaant.	Haju/maku- haitat	OSUUDET (%)	
			Ojitukset ainoa	Myös muita haittanaih.
+	+	+	7 ($\pm 6\%$)	14
+	+	-	30	30
+	-	+	0	1
-	+	+	7	8
+	-	-	12 ($\pm 8\%$)	17
-	+	-	23 ($\pm 10\%$)	17
-	-	+	3	0
			18	14
			100% (n=67)	100% (n=135)

4. YHTEENVETO

Tutkimuksen aineisto kerättiin postikyselyllä RKTL:n valtakunnallisen virkistyskalastuskyselyn yhteydessä. Kyselylomake postitettiin vuoden 1991 alussa 20 000 ruokakunnalle. Tulokset yleistettiin koskemaan kaikkia 18-vuotta täyttäneitä virkistyskalastajia, joiden kokonaismääräksi arvioitiin 1,1 miljoonaa.

Noin 8 % kaikista 18-vuotta täyttäneistä virkistyskalastajista piti metsä- tai suo-ojituksia huomattavana pääasiallista kalastusvesistöään pilanneena tekijänä. Ojituksia pidettiin virkistyskalastajien keskuudessa yhtä yleisenä vesistöhaitan aiheuttajana kuin vesien säännöstelyä ja rakentamista tai teollisuuden aiheuttamaa kuormitusta. Vain maatalos katsottiin yleisemmäksi haitan aiheuttajaksi. Noin 2 % virkistyskalastajista katsoi, että ojitukset olivat ainoa kalastusvesistöään huomattavasti pilannut tekijä. Nämä olivat ensisijaisesti asuntonsa tai vapaa-ajan asuntonsa lähellä aktiivisesti kalastavia henkilöitä.

Virkistyskalastajien haittakäsitysten ja -havaintojen todenperäisyyttä tukee se, että suurin osa niistä, jotka pitivät ojituksia huomattavana haitanaiheuttajana, ilmoittivat havainneensa ilmiöitä, jotka yleensä liittyvät ojitusten aiheuttamiin vesistömuutoksiin. Saaliskalojen haju- ja makuhaitat, seisovien pyydysten nopea likaantuminen tai havainnot veden värin tummumisesta eivät tosin ole pelkästään ojitustoiminnalle tyypillisiä ilmiöitä. Kaksi jälkimmäistä ilmiötä olivat kuitenkin selvästi keskimääräistä yleisempiä nimenomaan vesistöissä, joiden katsottiin olevan ojitusten muuttamia tai pilaamia. Havainnot ojitustoiminnan haitoista olivat myös yleisimpiä niissä osissa maata, joissa ojitustoiminta on ollut laajinta.

Tutkimuksen tulokset osoittavat, että metsä- ja suo-ojitusten aiheuttamiin vesistöhaittoihin reagoidaan. Haittojen estäminen tai poistaminen havaittaisiin myös virkistyskalastajien keskuudessa vesistöjen tilan paranemisena.

5. SAMMANDRAG

Undersökningsmaterialet insamlades via en förfrågan utsänd per post i samband med VFFI:s riksomfattande förfrågan angående yrkesfisket. Frågeblanketten postades i början av år 1991 till 20 000 matlag. Resultaten generaliserades till att gälla alla 18 år fyllda fritidsfiskare, vilkas antal uppskattades till 1,1 miljon.

Omkring 8 % av de 18 år fyllda fritidsfiskarna ansåg skogs- och myrdikningarna vara en betydande orsak till förstörelse av sitt huvudsakliga fiskevatten. Fritidsfiskarna ansåg dikningarna vara en lika vanlig orsak till skador på vattendrag som reglering och utbyggnad och industriell belastning. Endast jordbruket ansågs förorsaka mera skador. Ca 2 % av fiskarna ansåg dikningar vara den enda märkbara orsaken till skador på sitt fiskevatten. Dessa personer var främst sådana som fiskar aktivt i närheten av sin bostad eller fritidsbostad.

Fiskarnas uppfattningar stöds av det faktum att de flesta som uppgav dikning som en viktig orsak till skador också observerat fenomen som i allmänhet sammanhänger med dikningsskador på vattendrag. Lukt- och smakfel i fångad fisk, snabb nedsmutsning av permanenta redskap och mörkare vatten uppträder visserligen inte enbart i samband med dikning. De två senare förändringarna är dock klart vanligare just i vattendrag som definieras som förändrade eller förstörda på grund av dikning. Observationer av dikningsskador var också vanligare i de delar av landet där dikningen varit mest omfattande.

Resultaten visar att vattendragsskador förorsakade av skogs- och myrdikning väcker reaktioner. Förhindrande eller avlägsnande av skadorna skulle också av fritidsfiskarna upplevas som en förbättring av vattendragens tillstånd.

6. KIRJALLISUUS

Cochran, W. G. 1977. Sampling techniques. Third edition. John Wiley & Sons. New York 428 s.

Honkasalo, L. & Mankki, J. 1988. Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella. Helsinki, RKTL kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 78. 123 s.

Lappalainen, A., Hildén, M. & Leinonen, K. 1993. Acidification and recreational fisheries in Finland - A mail survey of potential impacts. (käsikirjoitus 25 s.).

Metsätilastollinen vuosikirja 1990-1991. 1992. Toim. M. Aarne. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. 281 s.

Persson, P.-E. 1985. Off-flavours in fish from the Gulf of Finland. Finnish Fisheries Research 6:112-117.

Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. Luonnonvarajulkaisuja 15. Luonnonvarainneuvosto, maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 61 s.

Vesiensuojelu Suomessa. 1991. Esite 32. Toim. H. Ahola & K. Tyystjärvi. Ympäristöministeriö. 25 s.

Ympäristön tila Suomessa. 1992. Toim. E. Wahlström, T. Reinikainen & E.-L. Hallanaro. Ympäristötietokeskus, Helsinki. 364 s.

Ylitalo, A. 1987. Turvetuotanto ja kalatalous. Suomen kalastuslehti 94 (4). s.172-175.

Liite 1. Kyselylomakkeen sivu, jossa on vastaajan pääasiallisen kalastusvesistön veden laatua ja laatuun vaikuttavia tekijöitä koskevat kysymykset.

-9-

24. Mikä on käsityksesi **pääasiallisen kalavetesi** veden laadusta? Arvioinnin helpottamiseksi ohessa on lyhyesti kuvailtu eri ryhmille tyypillisiä piirteitä. Ympyröi mielestäsi sopivimman vaihtoehdon numero.

- | | |
|----------------------|--|
| 1. Erinomainen. | Vesialue on luonnontilainen. Vesistö on yleensä kirkasvetinen tai lievästi ruskeavetinen. |
| 2. Hyvä. | Vesialue on lähes luonnontilainen tai lievästi rehevöitynyt. |
| 3. Tyydyttävä. | Vesialue on jätevesien, hajakuormituksen tai muun muuttavan toiminnan lievästi likaama tai laadullisesti muuttama, tai luonnostaan huomattavan rehevä. |
| 4. Välttävä. | Vesialue on jätevesien, hajakuormituksen tai muun vastaavan toiminnan voimakkaasti likaama tai laadullisesti muuttama. |
| 5. Huono. | Vesialue on jätevesien, hajakuormituksen tai muun muuttavan toiminnan täysin pilaama. |
| 6. En osaa arvioida. | |

25. Mikäli **pääasiallisen kalavetesi** veden laatu on mielestäsi kärsinyt ihmistoiminnan aiheuttamista muutoksista, yritä arvioida, mistä muutos on johtunut. Seuraavassa on esitetty mahdollisia haittojen aiheuttajia. Ympyröi jokaisen vaihtoehdon kohdalla, kuinka suuri merkitys sillä mielestäsi on ollut alueen **veden laatuun ja kalastoon**.

	Ei haittaa	Vähäinen haitta	Kohtalainen haitta	Huomattava haitta	En osaa arvioida
	1	2	3	4	5
1. Metsäteollisuuden jätevedet	1	2	3	4	5
2. Muun teollisuuden jätevedet	1	2	3	4	5
3. Asutuskeskusten jätevedet	1	2	3	4	5
4. Pelloilta tulevat valumavedet	1	2	3	4	5
5. Karjataloudesta (navetat, sikalat, kanalat ym.) aiheutuvat jätevedet	1	2	3	4	5
6. Turkistarhaus	1	2	3	4	5
7. Kalankasvatus	1	2	3	4	5
8. Säännöstely	1	2	3	4	5
9. Happamoituminen (sateet, laskeuma)	1	2	3	4	5
10. Happamista rikkimaista johtuva happamoituminen	1	2	3	4	5
11. Turvetuotanto	1	2	3	4	5
12. Metsä- ja suo-ojitukset	1	2	3	4	5
13. Jokirakentaminen (voimalat, padot)	1	2	3	4	5
14. Jokien perkaukset ja muut vesistöjärjestelyt (ruoppaukset, pengerrykset)	1	2	3	4	5
15. Radioaktiivinen laskeuma	1	2	3	4	5
16. Vesiliikenne tai uitto	1	2	3	4	5
17. Muu syy	1	2	3	4	5

Hajakuormituksen vaikutukset sisävesialueiden kalan- ja ravun- viljelylaitosten käyttöveden laatuun

Jouni Tammi ja Antti Lappalainen

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	125
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	125
2.1. Postikysely	125
2.2. Puhelinhaastattelu	126
3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	127
3.1. Käyttöveden laadussa ilmenneiden ongelmien esiintyminen	127
3.2. Ongelmat ja niiden aiheuttajat	128
3.3. Vaikutukset kalan- ja ravunviljelyyn	129
3.4. Käyttöveden laadun vaihtelusta aiheutuvat kustannukset	131
3.5. Haitat tulevaisuudessa	132
4. YHTEENVETO	133
5. SAMMANDRAG	134
6. KIRJALLISUUS	135

LIITE

1. JOHDANTO

Kalanviljelyn kehittyminen erikoistuneeksi elinkeinotoiminnaksi alkoi Suomessa vasta 1960-luvulla (Komiteamietintö 1991). Kalanviljelylaitokset ovat siten melko uusia ja veden laatuun liittyvät ongelmat on huomioitu laitosten perustamisvaiheessa, sillä laitokset on pyritty sijoittamaan melko luonnontilaisille vesialueille (Järvi 1989). Luonnontilaisten vesialueiden määrä on kuitenkin pienentynyt hajakuormituksen seurauksena. Lisäksi luonnontilaisina pidetyt karut vesistöt ovat usein herkkiä happamoitumiselle. Kuitenkaan veden laadun heikkenemisen mahdollisia kalanviljelylle aiheuttamia haittoja ei ole pidetty yleisinä (Ahvonen ym. 1992) ja niistä on olemassa vain vähän tietoa.

Vesien tilassa tapahtuvat muutokset voivat vaikuttaa kalanviljelyn biologisiin tuotantoedellytyksiin. Sisävesialueilla vesistöjen happamoituminen voi heikentää viljelyedellytyksiä ainakin happamoitumiselle herkimmillä vesialueilla, luonnostaan happamissa ja heikosti puskuroiduissa latvavesissä (Komiteamietintö 1991). Merkittävimmät vesistöjen hajakuormituslähteet ovat maa- ja metsätalous, viemäröimätön asutus ja turvetuotanto. Hajakuormituksen osuus vesistöjen yhteenlasketusta fosforikuormituksesta on noin 52 % ja typpikuormituksesta noin 32 % (Ahola ja Tyystjärvi 1991). Hajakuormituksen vaikutukset ilmenevät vesiluonnossa useimmiten hitaasti. Nopeimmin ja voimakkaimmin sen vaikutukset ilmenevät kuitenkin pienvesissä, joista suuri osa kalan- ja ravunviljelylaitoksista ottaa käyttövetensä. Paikallisesti myös muu vesistöjen kuormitus voi heikentää kalan- ja ravunviljelyn edellytyksiä.

Tämän tutkimuksen tarkoitus oli selvittää kuinka yleisesti metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset, vesistöjen happamoituminen tai muut vesien tilaa heikentävät tekijät haittaavat sisävesialueiden kalanviljelyä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Postikysely

Alustava aineisto tutkimukseen kerättiin postikyselyllä, joka lähetettiin RKTL:n valtakunnallisen kalanviljelytilastointikyselyn mukana kaikille tiedossa olleille sisävesialueiden kalanviljelylaitoksille ja -yrityksille tammikuussa 1992. Lomakkeen kysymysten (liite 1) perusteella pyrittiin etsimään ne laitokset, joilla on esiintynyt ongelmia tuloveden laadussa. Osoite- ja tuotantosuuntatiedot saatiin Laukaan keskuskalanviljelylaitoksen (LKKVL) laitosrekisteristä. Kyselylomake lähetettiin kaikkiaan 617:lle kalan- ja ravunviljelijälle, joista 399 (eli noin 65 %) vastasi kyselyyn (taulukko 1). Kaikista kyselyyn vastanneista 193 (noin 48 %) oli laitosviljelijöitä, joilla kasvatus tapahtuu viljelyaltaissa, -lammi-

koissa tai verkkokasseissa keinoruokinnalla. Luonnonravintolammikkoviljelyä harjoittavia vastaajista oli 236 kpl (noin 59 %) ja molempia viljelymuotoja harjoitti 30 laitosta.

Taulukko 1. Lähetettyjen ja palautettujen kyselyiden lukumäärät laitosviljelijöistä ja luonnonravintolammikkoviljelijöistä sekä käyttöveden laadussa ongelmia havainneiden lukumäärät laitosviljelijöistä. Suluissa lähetettyjen ja palautettujen kyselyiden kokonaismäärät.

Viljelymuoto	Lähetetty (617)	Palautettu (399)	Ongelmatapaukset
Laitosviljelijät	354	193	45
Poikastuotanto	189	120	35
Ruokakalatuotanto	191	109	11
Luonnonravinto- lammikkoviljelijät	290	236	

Kalanviljelylaitosten kokoluokittelu tehtiin Kalatalouden keskusliiton Kalanviljelylaitokset 1988 -luettelon perusteella (Kilpinen ja Honkanen 1989). Uudemmaa tietoa ei ollut saatavilla, sillä LKKVL:n laitosrekisteri ei sisältänyt kokoluokittelua. Laitokset on luokiteltu tuotannon mukaan pieniin (ruokakalatuotanto alle 25 tn/v, istukastuotanto alle 100 000 smolttia/v), keskisuuriin (ruokakalatuotanto 25 - 75 tn/v, istukastuotanto 100 000 - 300 000 smolttia/v) ja suuriin (ruokakalatuotanto yli 75 tn/v, istukastuotanto yli 300 000 smolttia/v). Puhelinhaastattelussa mukana olleilta laitoksilta tarkistettiin laitoksen nykyinen tuotantosuunta ja koko. Vesistötyypit, joista laitokset ottavat käyttövetensä, luokiteltiin liitteen 1. mukaisesti.

Vertailussa ongelmien yleisyydestä eri kokoisissa laitoksissa ja eri vesistötyypeissä (taulukot 2 ja 3) käytettiin tilastollisena menetelmänä χ^2 -testiä.

2.2 Puhelinhaastattelu

Puhelinhaastattelu tehtiin kaikille 45:lle käyttöveden laadussa ongelmia havainneelle laitosviljelijälle joulukuussa 1992. Puhelinkeskustelua varten laadittiin lomake, jonka mukaan esitettiin seuraavat kysymykset: 1) Miten vedenlaatuongelmat ovat ilmenneet sekä miten kauan ja usein niitä on esiintynyt? 2) Mihin viljelyvaiheeseen ongelmat ovat liittyneet? 3) Mikä on ongelman aiheuttaja? 4) Onko ongelmaa yritetty ratkaista ja jos on, niin miten? 5) Kustannusarvio kerta- tai vuosikustannuksista ongelman ratkaisussa.

3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

3.1. Käyttöveden laadussa ilmenneiden ongelmien esiintyminen

Postikyselyyn vastanneista laitosviljelijöistä 45:llä eli n. 23 %:lla oli ollut lähiaikoina ongelmia käyttöveden laadun suhteen. Vaikka kysely kattoi kaikki sisävesialueiden kalan- ja ravunviljelylaitokset, tuloksia ongelmien yleisyydestä ei voida sellaisenaan laajentaa kuvaamaan kaikkia laitoksia. Palautuksia saatiin todennäköisesti eniten sellaisilta laitoksilta, joilla on ollut ongelmia veden laadun suhteen, jolloin myös niiden osuus kyselyyn vastanneista voi olla korostunut. Ongelmia oli kuitenkin vähintään n. 13 %:lla kaikista laitosviljelijöistä, jos ongelmatapauksien määrää verrataan laitosviljelijöiden kokonaismäärään.

Palautettujen kyselyiden ja ongelmatapausten lukumäärät eri vesistötyypeissä erosivat siten, että pienvesissä (purot, joet ja pienemmät järvet) ongelmat olivat yleisempiä kuin suurista järvistä käyttövetensä ottavilla laitoksilla (χ^2 -testi, $P < 0.01$) (taulukko 2). Suurissa laitoksissa ongelmien esiintyminen oli yleisempää kuin pienissä ja keskisuurissa laitoksissa, mutta erot eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä (χ^2 -testi) (taulukko 3). Suurissa laitoksissa saatetaan veden laatua seurata tehokkaammin ja reagoida herkemmin laadun heikkenemiseen kuin pienissä laitoksissa.

Taulukko 2. Postikyselyyn vastanneet ja ongelmatapaukset käyttövedenotto-vesistön koon mukaan. Suluissa ongelmatapausten prosenttiosuudet kyselyyn vastanneista kussakin vesistötyypissä.

Vesistötyyppi	Kyselyyn vastanneet	Ongelmatapaukset
Purot	47	12 (25.5 %)
Joet	62	20 (32.3 %)
Pienemmät järvet	41	11 (26.8 %)
Suuremmat järvet	43	2 (4.7 %)
Yhteensä	193	45 (23.3 %)

Taulukko 3. Postikyselyyn vastanneet ja ongelmatapaukset laitospkoon mukaan. Suluissa ongelmatapausten prosenttiosuudet kyselyyn vastanneista kussakin laitospkoko luokassa.

Laitospkoko	Kyselyyn vastanneet	Ongelmatapaukset
Pieni	110	21 (19.1 %)
Keskisuuri	38	9 (23.7 %)
Suuri	45	15 (33.3 %)
Yhteensä	193	45 (23.2 %)

3.2. Ongelmat ja niiden aiheuttajat

Yleisin ongelma laitoksilla oli veden korkea humus- ja kiintoainepitoisuus (taulukko 4). Tässä humus ja kiintoaine on yhdistetty yhdeksi vedenlaatutekijäksi, sillä molempia termejä käytettiin yleisesti tarkoittaen veden tummaa väriä ja korkeaa kiintoainepitoisuutta.

Metsäojituksia pidettiin merkittävimpana vesistön humus- ja kiintoainepitoisuuden kohottajana, mutta myös turvetuotannon ja vesien säännöstelyn katsottiin aiheuttavan humus- ja kiintoaineongelmia (taulukko 4). Ongelmat esiintyivät pahimmillaan pääasiassa kevättulvien aikaan, mutta myös runsaiden kesä- ja syyssateiden aiheuttaessa valunnan voimakasta lisääntymistä. Useimmiten vesistön kiintoainepitoisuuden merkittävän nousun todettiin tapahtuneen valuma-alueella suoritettujen uudis- tai kunnostusojitusten jälkeen ja toisaalta toimenpiteitä seuraavina vuosina ojitusten aiheuttamat ongelmat lievenivät. Metsäojituksista johtuva kiintoaineen huuhtouman kasvu on todettu useissa tutkimuksissa (ks. Ahvonen ym. 1992).

Taulukko 4. Kalanviljelylaitosten merkittävimmät ongelmat käyttöveden laadussa ja ongelmien arvioidut aiheuttajat. Vedenlaatuongelman katsottiin monilla laitoksilla aiheutuvan useista samanaikaisista tekijöistä.

Ongelman aiheuttaja	Ongelma käyttöveden laadussa					
	Humus/ kiintoaines	Alhainen pH	Rehevöi- tyminen	Vesimäärä/ lämpötila	Alumiini/ rauta	Muu
Metsäojitukset	20	11	3	4	1	—
Hapan laskeuma	—	10	—	—	—	—
Maatalous	—	—	8	—	—	—
Turvetuotanto	5	3	—	1	—	—
Vesien säännöstely	3	—	1	—	—	—
Alunamaat	—	2	—	—	2	—
Haja-asutus	—	—	2	—	—	—
Muu	—	—	1	1	—	4
Laitosten kokonaismäärä	25	19	9	6	3	4

Toiseksi yleisin ongelma oli käyttöveden alhainen pH (taulukko 4). Joillakin laitoksilla oli havaittu vedenottovesistön pitempiaikaista happamoitumista ja alkaliteetin pienenemistä. Useimmiten pH:n haitallista alenemista havaittiin lumen sulamisen aikaan ja runsaiden sateiden yhteydessä. Mittaustuloksista ainoastaan veden pH-arvoa oli useimmilla laitoksilla seurattu. Käyttöveden alin mitattu pH-arvo oli veden happamuudesta kärsivillä laitoksilla välillä 4.5 - 5.9 (mittaustuloksia pH-minimistä 14 laitoksella, keskiarvo 5.4).

Happaman laskeuman katsottiin olevan metsäojitusten lisäksi tärkein pH:n alenemiseen vaikuttava tekijä (taulukko 4) ja viidessä tapauksessa hapanta laskeumaa pidettiin ainoana veden happamuuden aiheuttajana. Ojitusten

vesistöjä happamoittavasta vaikutuksesta on vain vähän tutkimustietoa. On kuitenkin olemassa havaintoja sekä pH-arvojen noususta, että laskusta (esim. Simonsson 1987). Maaperän laatu ojitetulla alueella määrää, minkä suuntaisia pH-muutokset ovat. Turvetuotannon ja alunamaiden arveltiin myös lisäävän happamuusongelmaa (taulukko 4). Erityisesti Pohjanlahden rannikolla on runsaasti alunamaita, joiden ojitusten on havaittu alentavan pH:n minimiarvoja kevättulvien aikaan.

Rehevöityminen (runsasravinteisuus ja samennus) on erotettu omaksi vedenlaadun muutosta kuvaavaksi tekijäksi, sillä vastauksissa se eroteltiin esim. metsäojitusten aiheuttamasta kiintoaineen lisääntymisestä ja veden tummumisesta. Rehevöitymisen pääasiallisena aiheuttajana pidettiin maataloutta (taulukko 4). Rekolaisen ym. (1992) mukaan maatalouden fosfori- ja typpikuormitus on selvästi suurempi kuin teollisuuden ja yhdyskuntien yhteenlaskettu kuormitus. Kalanviljelyn kannalta erityisen vahingollisena toimenpiteenä pidettiin lannoitteiden talvilevitystä (lietelanta ym.), jolloin keväiset valumavedet pelloilta heikentävät veden laatua. Varomattomien maataloustoimenpiteiden, kuten esim. lietelannan pääsystä vesistöön ja sen aiheuttamista kalakuolemista kalanviljelylaitoksilla on aikaisempia havaintoja (mm. Järvi 1989). Kahdella laitoksella maatalouden lannoitteiden ja peltojen valumavesien arveltiin tuovan pusku-roivia aineita muuten happamiin sulamisvesiin, mikä saattaisi paikoin helpottaa happamoitumisongelmaa.

Käyttöveden niukkuus ja siitä johtuva veden lämpötilan liiallinen kohoaminen viljelyaltaissa oli joillakin käyttöveden puroista ottavilla laitoksilla ongelmana (taulukko 1). Käyttöveden huomattavan vähenemisen syyksi katsottiin metsä- ja suo-ojitusten aiheuttama maaperän heikentynyt veden pidätyskyky valuma-alueella ja siitä johtuva normaalia voimakkaampi virtaamien pieneminen kuivina kausina. Ojitusten seurauksena valunta nopeutuu ja kesäsateiden aiheuttamat valuntahuiput terävöityvät (Seuna 1989), jolloin kuivina kausina veden virtaama saattaa pienentyä verrattuna tilanteeseen ennen ojituksia.

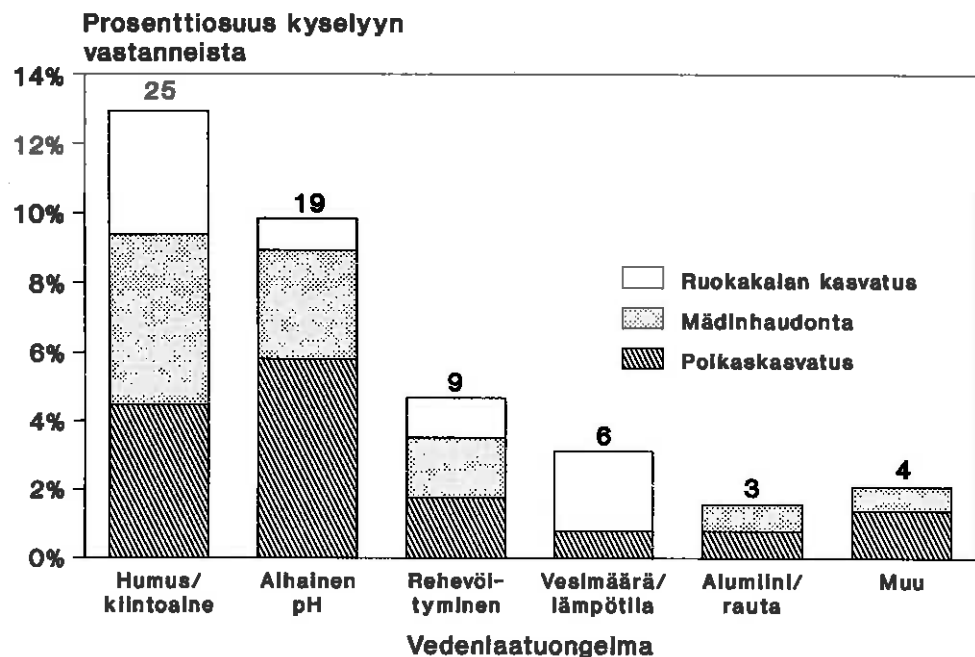
Muita ongelmia laitoksilla olivat veden kohonneet alumiini- ja rautapitoisuudet sekä kahdella laitoksella typen ylikyllästymisen tulvavesissä keväällä ja yhdessä tapauksessa läheisen tehdaslaitoksen myrkkypäästöt, jotka aiheuttivat kalakuolemia.

3.3. Vaikutukset kalan- ja ravunviljelyyn

Vedenlaatuongelmat liittyivät n. 3/4:lla laitoksista mädinhaudontaan tai poikas-kasvatukseen ja lopuilla ruokakalan kasvatukseen (taulukko 1, kuva 1). Kirjolohen, lohen, taimenen, nieriän, siian ja harjuksen mädinhaudonnassa ja poikas-kasvatuksessa oli esiintynyt ongelmia, kuitenkin niin, että kirjolohen poikasten todettiin olevan herkempiä happamuudelle kuin lohen ja taimenen poikasten. Granden ym. (1978) mukaan eräiden lohensukuisten kalojen herkkyyjärjestys happamoitumiselle on kirjolohi > lohi > taimen > puronieriä. Ravun- tai täpläravunviljelijöitä ongelmatapauksissa oli viisi, joista neljällä oli haittana humus ja kiintoaine sekä kahdella veden happamuus. Merkittäviä kala- tai

rapukuolemia veden heikon laadun vuoksi oli tapahtunut 15 laitoksella.

Suuren humus- ja kiintoainepitoisuuden aiheuttamia haittoja mädinhaudonnassa olivat mätikuolleisuuden ja mädin puhdistustyön lisääntyminen. Kerääntyessään mätimunien pinnalle kiintoaine häiritsee mädin hautoutumista (ks. Lehtonen ym. 1992). Veden suuren kiintoainepitoisuuden vuoksi oli kahdella laitoksella jouduttu siirtymään saavihaudonnasta asettihaudontaan (saavihaudonnalla saatiin huonoja tuloksia) ja kolmella laitoksella oli kokonaan luovuttu mädinhaudonnasta. Haudonnassa käytettyä vettä jouduttiin useissa tapauksissa suodattamaan kiintoaineen poistamiseksi. Monilla laitoksilla mädinhaudonnassa käytettiin kokonaan eri vesitysjärjestelmää (esim. pohjavettä) kuin muussa viljelyssä.



Kuva 1. Eri vedenlaatuongelmien esiintymisen prosenttiosuudet kalan- ja ravunviljelylaitoksilla ja kunkin ongelmatyyppin jakautuminen eri viljelymuotojen suhteen. Pylväiden yläpuolella tapausten kokonaismäärät.

Mädinhaudonnan lisäksi korkeat humus- ja kiintoainepitoisuudet olivat haittana poikaskasvatuksessa ja useilla laitoksilla myös ruokakalankasvatuksessa (kuva 1). Kiintoaine voi mekaanisesti ärsyttää kiduksia ja tarttua niihin, jolloin kalan (tai ravun) hengitys vaikeutuu (ks. Ahvonen ym. 1992, Lehtonen ym. 1992). Veden suuri kiintoainepitoisuus voi heikentää kalojen vastustuskykyä infektiota vastaan ja helpottaa mikrobien tunkeutumista kalaan raapiutuneen epiteelin kautta (Redding ja Schreck 1987). Kolmella ruokakalaa tuottavalla laitoksella havaittiin myös kirjolohien syöntiaktiivisuuden väheneminen veden kiintoainepitoisuuden ollessa suuri. Vastaavia havaintoja on tehty useissa kiinto-

ainealtistusta koskevissa tutkimuksissa (ks. Ahvonen ym. 1992, Redding ja Schreck 1987). Lisäksi neljällä ruokakalanviljelijällä oli ajoittaisena ongelmana mudan maku kaloissa, minkä arveltiin johtuvan humuksesta ja kiintoaineesta. Rehevöitymisen myötä joidenkin kasviplanktoniin kuuluvien sinilevien massa-esiintymisten on todettu aiheuttavan makuhaittoja kaloissa (Persson 1981).

Alhaisen pH:n aiheuttamat haitat liittyivät pääasiassa poikaskasvatukseen ja mädinhaudontaan (kuva 1). Veden happamuuden todettiin lisäävän mätä- ja poikaskuolleisuutta. Juuri alkioit ja ruskuaispussipoikaset ovat monilla kalalajeilla herkkiä happamuudelle (esim. Tuunainen ym. 1991). Myös veden happamuuden vuoksi oli mädinhaudonnassa jouduttu muuttamaan vesitysjärjestelmiä ja eri kalkitusmenetelmiä käytettiin yleisesti veden alhaisen pH:n kohottamiseksi.

Vesistön rehevöityminen ja äkilliset maatalouden ravinne- ja kiintoainekuormitukset tulva-aikana aiheuttivat levänkasvua ja samennusta viljelyaltaissa sekä pahimmillaan kalakuolemia. Peltoviljelystä aiheutuva kuormitus noudattelee varsin tarkasti virtaaman vaihteluja, eli suurin osa vuotuisesta kuormituksesta ja liukoisista ravinteista tulee vesistöihin joko ennen kasvukautta tai sen jälkeen (Rekolainen ym. 1992). Käyttöveden määrän väheneminen kuivana kautena ja siitä johtuva veden lämpötilan liiallinen nousu aiheuttivat happitilanteen huononemista viljelyaltaissa. Aluminiin ja raudan kohonneista pitoisuuksista oli havaintoja kolmella laitoksella. Metallien myrkyllisyyteen kaloille (ja ravuille) vaikuttaa pitoisuuden lisäksi muun muassa veden pH, kovuus ja kompleksinmuodostajien määrä (McDonald ym. 1989). Happamuuden kasvaessa metalleja mobilisoituu maa- ja kallioperästä sekä sedimenteistä veteen (McDonald ym. 1989).

3.4. Käyttöveden laadun vaihtelusta aiheutuvat kustannukset

Yleisimmät menetelmät viljelylaitosten käyttöveden laadun parantamiseksi olivat veden suodatus ja kalkitseminen. Suodatusta kiintoaineen poistamiseksi käytettiin 18 laitoksella ja erilaisia kalkitusmenetelmiä veden happamuuden neutraloimiseksi 17 laitoksella. Vettä jouduttiin myös ilmastamaan kuudella laitoksella kesäheiteillä lämmenneen tai muuten vähähappisen veden happipitoisuuden lisäämiseksi sekä tulvavesien typen ylikyllästyneisyyden poistamiseksi.

Eniten kustannuksia laitoksille koitui kalkituksesta. Pienillä laitoksilla vuosikustannukset vaihtelivat sadoista markoista n. 3 000 mk:aan, keskisuurilla ja suurilla sadoista markoista n. 10 000 mk:aan. Kalkkiannostelijoiden, kalkituskaivojen ym. kertainvestoinnit olivat laitoskoosta riippumatta muutamasta tuhannesta 50 000 mk:aan. Pääasiassa kalkitus tapahtui kuitenkin käsityönä lisäämällä kalkkia tuloveteen, suoraan altaisiin tai erilaisiin kalkitusaltaisiin ja -kaivoihin. Vuosikustannuksiin ei laskettu työtä, jota pidettiin melko suurena osana kalkituksesta aiheutuvista kokonaiskustannuksista.

Käyttöveden suodatuksesta aiheutuvat kustannukset olivat pääasiassa laiteinvestointeja, jotka vaihtelivat 2 000 - 60 000 mk:n välillä. Suodatuksen vuosikustannukset kaikilla laitoksilla olivat vähäiset ja koostuivat lähinnä työstä.

Kokonaiskustannukset kalanviljelylaitosten käyttöveden laadun parantamiseksi eivät ongelmatapausten suhteellisen vähäisen lukumäärän vuoksi olleet suuret, mutta laitospohjaisesta vedenlaatuongelmista koettiin useimmiten merkittävänä häiriönä viljelytoiminnalle. Usein myöskään toimenpiteet veden laadun parantamiseksi eivät olleet tehonneet toivotulla tavalla. Etenkään suodatinlaitteet eivät aina toimineet kunnolla tukkeutumisen tai huonon suodatustehon vuoksi. Monilla laitoksilla kaivattiinkin tietoa tehokkaista käyttöveden suodatusmenetelmistä ja veden happamuuden neutraloinnista eri vesitystyyppisissä.

Kyselyyn luonnonravintolammikoiden kalkitsemisesta vastasi 236 luonnonravintolammikkoviljelijää (n. 81 % lähetetyistä). Kyselyyn vastanneista 207 eli n. 88 % kalkitsee ainakin osaa lammikoistaan, joko vuosittain (114), muutaman vuoden välein (75) tai satunnaisesti (57). Luonnonravintolammikoiden kalkitsemista ei voida liittää nimenomaan happamoitumiseen sillä lammikoita kalkitaan yleisesti perustuotannon lisäämiseksi. Lammikoita myös lannoitetaan ja tällöin kalkituksella pyritään puskuroimaan suuren perustuotannon aiheuttamaa pH:n liiallista nousua. Lammikoita perustetaan myös usein luonnostaan happamille suopohjaisille maa-alueille, joilla on suoritettava yleensä runsas peruskalkitus ja uusintakalkituksia vuosittain (Korhonen 1978).

3.5. Haitat tulevaisuudessa

Herkimpiä ympäristömuutosten vaikutuksille ovat pienistä vesistöistä veden ottavat kalan- ja ravunviljelylaitokset. Näitä oli vastanneista 193:sta laitoksesta n. 78 %. Pienvesistä käyttöveden ottavien laitosten vedenlaatuongelmien voidaan olettaa pysyvän ennallaan tai jopa yleistyvän. Herkille vesistötyypeille arvioitu happaman laskeuman kriittinen kuormitus ylittyy lähes koko maan alueella (Forsius 1992), joten happamoituvien vesistöjen määrä tulee lisääntymään. Metsätalouden ojitusvaikutukset säilynevät nykytasolla, sillä vähenevä uudisojitus korvautuu kunnostus- ja täydennysojituksilla (ks. Ahvonen ym. 1992). Maatalouden kokonaiskuormitusta on tavoitteena vähentää merkittävästi muuttamalla viljelymenetelmiä, lannoitusta ja perustamalla suojavyöhykkeitä huuhtouman pienentämiseksi. Mahdollisen ilmaston lämpenemisen myötä odotettavissa oleva talvisateiden lisääntyminen tulee tuomaan ravinteita, kiintoaineita ja myös metalleja vesiin entistä enemmän (Lehtonen ym. 1992) ja ilmastomuutokset heijastuisivat voimakkaina myös maatalouden vesistökuormitukseen (Rekolainen ym. 1992). Myös mahdollinen ilmastomuutosten aiheuttama kesien lämpeneminen lisääisi käyttöveden liiallisen lämpenemisen riskiä. Useat vesistövaikutukset, esimerkiksi ravinnekuormituksesta aiheutuva järvien rehevöityminen, ovat pitkäaikaisia ja kertyviä, jolloin niiden aiheuttamat haitat voivat lisääntyä, vaikka kuormitus ei kasvaisi. Toisaalta viljelylaitoksilla veden laadun parantamiseen käytettyjä menetelmiä voidaan kehittää ja näin vähentää veden laadun vaikutuksia viljelyedellytyksiin.

4. YHTEENVETO

Hajakuormituksen lisääntyminen on vähentänyt luonnontilaisten vesialueiden määrää. Vesien tilassa tapahtuneiden muutosten aiheuttamista haitoista kalan- ja ravunviljelylle on vain vähän koottua tietoa. Tässä tutkittiin postikyselyllä ja puhelinhaastatteluin, kuinka yleisesti käyttöveden laadun heikkeneminen haittaa sisävesialueiden kalan- ja ravunviljelyä. Postikysely lähetettiin kaikille tiedossa olleille 617:lle sisävesialueiden kalanviljelylaitokselle ja -yritykselle. Kyselyyn vastasi n. 65 % laitoksista ja yrityksistä. Tutkimuksen tulokset pohjautuvat näihin vastauksiin. Puhelinhaastattelu tehtiin kaikille niille laitosviljelijöille, joilla postikyselystä saadun palautteen perusteella oli ollut ongelmia käyttöveden laadussa.

Laitosviljelijöistä (193) n. 23 %:lla oli ollut ongelmia käyttöveden laadun suhteen. Tyypillisimmin ongelmia esiintyi pienvesistä (purot, joet ja pienet järvet) käyttöveden ottavilla laitoksilla. Merkittävimmät ongelmat viljelylaitoksilla olivat käyttöveden suuret humus- ja kiintoainepitoisuudet sekä alhainen pH. Metsä- ja suo-ojituksia sekä hapanta laskeumaa pidettiin yleisimpinä ongelmien aiheuttajina (n. 60 % kaikista arvioituista ongelmien aiheuttajista). Myös maatalouden aiheuttama ravinnekuormitus ja siitä johtuva vesien rehevöityminen olivat suhteellisen yleinen haitta. Useimmiten vedenlaatuongelmat esiintyivät pahimmillaan kevättulvien aikaan, mutta myös kesällä ja syksyllä runsaiden sateiden aiheuttaessa valunnan voimakasta lisääntymistä. Muutokset veden laadussa, etenkin virtaavissa vesissä, olivat usein nopeita ja nopeasti ohimeneviä, mutta silti haitallisia viljelylaitoksilla.

Vedenlaatuongelmat liittyivät n. 3/4:lla laitoksista poikaskasvatukseen tai mädinhaudontaan ja lopuilla ruokakalan kasvatukseen. Veden korkean humus- ja kiintoainepitoisuuden sekä happamuuden todettiin lisäävän mätä- ja poikaskuolleisuutta. Merkittäviä kala- ja rapukuolemia vedenlaatuongelmien johdosta oli tapahtunut 15 laitoksella. Yleisimmät menetelmät viljelylaitosten käyttöveden laadun parantamiseksi olivat veden suodatus ja kalkitseminen sekä joillain laitoksilla myös ilmastus. Kokonaiskustannukset kalanviljelylaitosten käyttöveden laadun parantamiseksi eivät olleet suuret, mutta laitoskohtaisesti vedenlaatuongelmat koettiin useimmiten merkittävänä häirtana viljelytoiminnalle. Lisätietoa tehokkaista käyttöveden suodatusmenetelmistä ja veden happamuuden neutraloinnista kaivattiin monilla laitoksilla. Tämän tutkimuksen sekä hajakuormituksen ennusteiden perusteella kalanviljelylaitosten vedenlaatuongelmien ennakoitiin tulevaisuudessa pysyvän ennallaan tai jopa yleistyvän.

5. SAMMANDRAG

Den diffusa belastningens ökning har minskat mängden vattenområden i naturtillstånd. Hur förändringen i vattendragens tillstånd eventuellt skadat fisk- och kräftodlingen vet man mycket litet om. I detta arbete undersöktes, via per post utskickade blanketter och telefonintervjuer, hur allmänt försämringen av bruksvattnets kvalitet skadar fisk- och kräftodlingen i insjöområdet. Blanketten utskickades till alla 617 kända fiskodlingsanstalter och -företag i insjöområdet. Svarsprocenten var ca 65. Resultaten baserar sig på dessa svar. Alla de odlare som på blanketten uppgett att de haft problem med bruksvattnet intervjuades dessutom per telefon.

Av odlingsanstalterna (193) uppgav ca 23 % att de haft problem med bruksvattnets kvalitet. Det mest typiska fallen gällde anstalter som tar sitt vatten från mindre vattendrag (bäckar, åar, små sjöar). De största problemen gällde höga halter av humus och fast substans samt lågt pH. De viktigaste orsakerna till problemen ansågs vara skogs- och myrdikningar samt surt nedfall (ca 60 % av alla de uppskattade orsakerna till problem). Jordbrukets näringsbelastning och därav följande eutrofiering var en annan orsak till skador. Problemen med vattnets kvalitet var oftast värst kring vårflödet, men också under sommar och höst till följd av ökad avrinning vid kraftiga regn. Variationerna i vattnets kvalitet var särskilt i rinnande vatten ofta snabba och övergående, men ändå skadliga för fiskodlingarna.

Problemen med vattenkvalitet hänförde sig vid ca 3/4 av odlingsanstalterna till yngeluppfödning och romkläckning och vid resten till uppfödningen av matfisk. Höga halter av humus och fast substans konstaterades öka dödligheten hos rom och yngel. Betydande fall av fisk- och kräftdöd på grund av vattenkvalitetsproblem hade inträffat vid 15 odlingar. De allmännaste metoderna för att förbättra vattenkvaliteten var filtrering och kalkning av vattnet. Vid vissa odlingar utnyttjades också luftning. Totalkostnaderna för en förbättring av bruksvattnets kvalitet vid fiskodlingarna var inte höga, men de enskilda odlingarna upplevde oftast vattenkvalitetsproblemen som en betydande olägenhet. Många odlingar efterlyste information om effektiva vattenfiltrerings- och neutraliseringsmetoder. På basen av denna undersökning och enligt uppskattningarna för hur den diffusa belastningen kommer att utveckla sig, förutspåddes fiskodlingarnas vattenkvalitetsproblem i framtiden förbli på nuvarande nivå eller t.o.m. öka.

6. KIRJALLISUUS

Ahola, H. & Tyystjärvi, K. (toim.) 1991. Vesiensuojelu Suomessa. Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojelujaosto, Helsinki. Esite 32. 25 s.

Ahvonon, A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys. RKTL, kalantutkimusosasto. Kalatutkimuksia 45. 69 s.

Forsius, M. 1992. Acidification of lakes in Finland. Regional estimates of lake chemistry and critical loads. Vesien ja ympäristötutkimuslaitoksen julkaisuja 10. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 37 s.

Grande, M., Muniz, I. P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, p. 2076-2084.

Järvi, J. 1989. Veden laatu kalojen joukkokuolemissa. Suomen kalankasvattaja 1989: 3. s. 17.

Kilpinen & Honkanen (toim.) 1989. Kalanviljelylaitokset 1988. Kalatalouden keskusliitto. Moniste 4/1989.

Komiteamietintö 1991. Kalanviljelyn tavoiteohjelma. Kalanviljely 2020-tiomikunnan mietintö. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. Komiteamietintö 1991: 20. 57 s.

Korhonen, M. 1978. Kalanpoikasten luonnonravintoviljely. Suomen kalastusyhdistyksen julkaisuja n:o 68.

Lehtonen, H., Lappalainen, J., Forsman, L., Soivio, A., Urho, L., Vuorinen, P. J. & Tigerstedt, C. 1992. Ilmaston muutosten vaikutukset kaloihin, kalanviljelyyn, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuusselvitys. RKTL, kalantutkimusosasto. Kalatutkimuksia 47. 119 s.

McDonald, D. G., Reader, J. P. & Dalziel, T. R. K. 1989. The combined effects of pH and trace metals on fish ionoregulation. In: Morris, R., Taylor, E. W., Brown, D. J. A. & Brown, J. A. (eds.): Acid toxicity and aquatic animals. Cambridge, Great Britain. p. 221-242.

Persson, P.-E. 1981. The etiology of muddy odour in water and fish. Finnish Fish. Res. 4: 1-13.

Redding, J. M. & Schreck, C. B. 1987. Physiological effects on coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. Transactions of the American Fisheries Society 116, p. 737-744.

Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. Loppuraportti. Luonnonvarajulkaisuja 15. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 61 s.

Seuna, P. 1989. Vesimäärien muutokset metsätaloustoimenpiteiden seurauksena. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 157. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 59 s.

Simonsson, P. 1987. Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser. Naturvårdsverket, Rapport 3270. 196 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen kalatalous 57. 44 s.

Liite 1. Kalan- ja ravunviljelylaitosten käyttöveden laatua koskeva postikyselylomake.

VILJELYALTAAT JA -(MAA)LAMMIKOT:

1. Minkätyyppisestä vesistöstä yrityksenne ottaa vettä viljely-
altaisiin ja -lammikoihin?

- ☐ Suuremmat järvet (yli 10 km²) tai suurempien järvien
väliset lyhyehköt jokiosuudet
- ☐ Pienemmät järvet (alle 10 km²)
- ☐ Joet (leveys keskim. yli 5 m)
- ☐ Purot (leveys keskim. alle 5 m).

2. Laitoksenne tuloveden laatu? Onko veden laatu pysynyt ympäri
vuoden riittävän hyvänä, vai onko vettä jouduttu käsittelemään?

- ☐ Vesi kelpaa hyvin sellaisenaan viljelyyn
- ☐ Veden laadussa on ajoittain ilmennyt ongelmia, mutta toimenpi-
teisiin laadu parantamiseksi ei ole toistaiseksi ryhdytty
- ☐ Vettä on jouduttu neutraloimaan liian alhaisen pH:n takia
- ☐ Vettä on jouduttu suodattamaan liiallisen humus-, rauta- tai
kiintoainepitoisuuden takia
- ☐ Muu toimenpide. Mikä? _____

3. Mikäli käytössänne on mittaustuloksia laitoksenne tuloveden laa-
dusta, pyydämme täyttämään seuraavat kohdat. Millä välillä tulo-
veden pH ja alkaliteetti ovat vaihdelleet?

	alin		ylin
pH	_____	-	_____
alkaliteetti (mmol/l)	_____	-	_____

LUONNONRAVINTOLAMMIKOT:

Vastatkaa tähän kysymykseen vain, jos yrityksenne kasvattaa
poikasia luonnonravintolammikoissa.

4. Kuinka usein kalkitsette luonnonravintolammikoitanne?

Vuosittain kalkittavia _____ kpl, satunnaisesti kalkittavia _____ kpl

muutaman vuoden
välein kalkittavia _____ kpl, ei kalkita ollenkaan _____ kpl.

LISÄTIETOJA JA HUOMAUTUKSIA KÄÄNTÖPUOLELLE. KIIITOKSET AVUSTA!

KALATUTKIMUKSIA - FISKUNDERSÖKNINGAR -sarjassa ilmestyneet niteet

- 1 SARVALA, J. Kalantutkimus puntarissa: Suomalainen kalantutkimus 1980-luvulla. Sammandrag: Fiskeriforskningen i Finland under 1980-talet - en analys baserat på publikationer. (Fisheries research in Finland during the 1980s - an analysis based on published papers) s. 1-19.

VEHANEN, T. ja NIEMITALO, V. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen siianpoikasten viljelyyn käytettyjen luonnonravintolammikoiden tuotosta ja tuottoon vaikuttavista tekijöistä. (Produktion som inverkar på produktionen av sikyngel i naturföderdammar vid Norra Finlands Centralfiskodlingsanstalt). (Production of natural food rearing ponds and the factors affecting it in whitefish culture at the Central Fish Culture Station for Northern Finland) s. 21-99. Helsinki 1990.
- 2 HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1988-1989. (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1988-1989). (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattnensfiskekommissionens (EIFAC) sessioner 1988-1989) 33 s. Helsinki 1990.
- 3 Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fishery Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. (Rapukannat, ravustus, taudit ja viljely Euroopassa. Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) raputyöryhmän raportti). (Kräftstammar, kräftfiske, sjukdomar och odling i Europa. Rapport från Europeiska sötvattnensfiskekommissionens (EIFAC) kräftarbetsgrupp). Edited by (toim.) Westman, K., Pursiainen, M. and Westman, P. 206 p. Helsinki 1990.
- 4 KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M-L. Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. (Sammandrag: Fiskstamregister: sik, siklöja och harr). (Abstract: The Finnish fish stock register: whitefish, vendace and grayling). 54 s. Helsinki 1990.
- 5 ERKAMO, E. Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapanvetisessä metsäjärvessä. (Sammandrag: Kräften (*Astacus astacus* L.) i ett litet surt träsk: Biologi, uppskattning av populationsstorleken och lönsamheten av utplanteringen). (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). 97 s. Helsinki 1990.
- 6 LEHTONEN, H. Vuorikemian tehtaiden jätevesien kalataloudellisista vaikutuksista Porin edustan merialueella. (Sammandrag: Fiskeriekonomiska effekter av avloppsvattnen från Vuorikemias fabriker i havsområdet utanför Björneborg) (Summary: Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on fish stocks and fisheries off Pori, the Bothnian Sea) s. 1-10.

PARMANNE, R. ja SALMI, J. Silakoiden vaeellukset Selkämerellä keväällä 1982 suoritettujen merkintöjen perusteella. (Strömmingens vandringar i Bottenhavet enligt märkningar utförda våren 1982) (Migration of Baltic herring in the Bothnian Sea revealed by tagging experiments in spring 1982) s. 11-24.

PARMANNE, R. ja SALMI, J. Silakan troolipyyntin kehittyminen Porin edustan merialueella syksyllä 1976-1985 ja silakoiden kasvu, kuntokerroin ja poikasten määrä Selkämerellä. (Utvecklingen av strömmingsfisket med trål i på höstarna i havsområdet utanför Björneborg under perioden 1976-1985 samt strömmingens tillväxt, kondition och yngelmängd i Bottenhavet) (Development of the Baltic herring trawl fishery off Pori in the autums of 1976-1985 and the growth, condition factor and larval abundance of Baltic herring in the Bothnian Sea) s. 25-35.

LEHTONEN, H. ja JÄRVINEN, A. Kalastajien havaintoja pyydyksissä tapahtuneista kalakuolemista Selkämerellä 1980-luvulla. (Fiskarobservationer av fiskdöd i fångstredskapen i Bottenhavet under 1980-talet) (Observations of fishermen on fish deaths in fishing gear in the Bothnian Sea in the 1980s) s. 37-47.

JÄRVINEN, A. ja LEHTONEN, H. Siian mädin sumputuskokeet Porin edustalla 1985. (Sumpförsök med sikrom i vattnen utanför Björneborg år 1985) (Cage incubation experiments with whitefish eggs off Pori in 1985) s. 49-58.

JÄRVINEN, A., LEHTONEN, H. ja BYLUND, G. Kalojen sumputuskokeet Porin edustalla 1985. (Sumpfförsök med fish i vattnen utanför Björneborg år 1985) (Fish cage experiments off Pori in 1985) s. 59-73.

OULASVIRTA, P. ja RISSANEN, J. Vuorikemian tehtaiden jätevesien vaikutuksista silakan alkionkehitykseen ja poikasten elinkykyyn. (Effekterna av avloppsvattnen från Vuorikemias fabriker på embryonalutvecklingen och ynglens livskraft hos strömming) (Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on the embryonal development and larval fitness of Baltic herring) s. 75-108. Helsinki 1990.

- 7 MIKKOLA, J., SAURA, A., IKONEN, E. ja POIKOLA, K. Kymijoen kalaportaiden rakentamiseen liittyvät kalataloudelliset selvitykset 1987-1988. (Fiskeriutredning 1987-1988 för konstruktion av fisktrappor i Kymmene älv) (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987-1988). 37 s. Helsinki 199.
- 8 TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Sammandrag: Effekterna av surt nedfall på fish och kräftor. Rapport för år 1989) (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). 97 s. Helsinki 1990.
- 9 HYVÄRINEN, P. Yksikkösaaliin vaihtelu ja siihen vaikuttavat tekijät Oulujärvellä. (Sammandrag: Enhetsfångsternas variation i Ule träsk och de faktorer som påverkar dem). (The variation of catch per unit effort in Lake Oulujärvi and the factors influencing it). 72 s. Helsinki 1990.
- 10 ROMAkkANIEMI, A. Tornion-Muonionjoen harjus ja harjuksen kalastus. (Sammandrag: Harr och harrfiske i Torne- och Muonioälv). (Grayling stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). 111 s. Helsinki 1990.
- 11 RAHKONEN, R. ja WESTMAN, K. Tarttuvat kalataudit. Tilanne Suomessa, tautien leviäminen ja torjunta. (Sammandrag: Smittsamma fisksjukdomar. Sjukdomsläge i Finland, spridning av sjukdomar och bekämpningsmetoder). (Infectious diseases of fish. The situation in Finland, spread of the diseases and their prevention). 88 s. Helsinki 1990.
- 12 LEHTONEN, H. Kalanimistö: suomi, latina, ruotsi, norja, englanti, saksa ja ranska. (Lista över fisknamn på finska, latin, svenska, norska, engelska, tyska och franska) (Multilingual list of fish names in Finnish, Latin, Swedish, Norwegian, English, German and French). 27 s. Helsinki 1990.
- 13 HUUSKO, A. Kirjallisuusselvitys kalojen määti- ja poikasvaiheiden ekologiasta. (Sammandrag: Litteraturutredning angående fiskars rom- och yngelstadiers ekologi) (Ecology of eggs and larvae of freshwater fish - a review of literature). 58 s. Helsinki 1990.
- 14 HUUSKO, A. Kuusinkijoen vesistöalueen kalatalousselvitys. (Sammandrag: Utredning av fiskeri och fiskbestånd inom Kuusinkijoki vattendragsområde) (Fisheries and fish stocks in the Kuusinkijoki river system, Northern Finland, with remarks on the adverse effects of a small hydropower station located on the upper reach of the river). 238 s. Helsinki 1990.
- 15 TOIVONEN, J., KOKKO, U., AUVINEN, S. ja AUVINEN, H. Tulokset merkittyjen järvitaimenpoikasten istutuksista Suomessa vuosina 1970-1979. (Utsättningsresultaten av märkta insjööringyngel i Finland åren 1970-1979) (Summary: Results of stocking with tagged brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) young in Finland in 1970-1979). 31 s. Helsinki 1991.
- 16 BÖHLING, P., HUDD, R., LEHTONEN, H. och PARMANNE, R. Fiskevården i havsområdet utanför Jakobstad. (Tiivistelmä: Kalakannat ja kalakantojen hoito Pietarsaaren edustan merialueella) (Fish stocks and their management in the sea area off Jakobstad, northern Finland). 82 s. Helsinki 1991.
- 17 NYBERG, K. Västakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tuloksellisuus. (Sammandrag: Resultaten av utplantering av nyläckta gäddyngel) (Success of stocking with newlyhatched pike fry). 88 s. Helsinki 1991.
- 18 Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1990. (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990)

(Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990) . s. 1-39.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1990. (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990). s. 41-65. Helsinki 1991.

- 19 Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1991. (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991). s. 1-43.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1991. (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991). s. 45-78. Helsinki 1991.

- 20 SALMI, P., SIKANEN, A., TOIVONEN, P. Ammattikalastus Vuoksen vesistön eteläosissa vuonna 1988. (Sammandrag: Yrkesfisket i södra delen av Vuoksens insjösystem år 1988) (Professional fishing in the southern parts of the Vuoksi lake area in 1988). 36 s. Helsinki 1991.

- 21 HONKASALO, L., PENNANEN, J., LAPPALAINEN, A. Kalakannoille aiheutuneet vahingot ja niiden kompensointi Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella. (Fiskebeståndsskador och kompensationen av dessa i Kumo vattendrag nedanför Nokia) (Damage caused to the fish stocks and its compensation in the Kokemäenjoki watercourse downstream of the town of Nokia). 125 s. Helsinki 1991.

- 22 MUTENIA, A., SALONEN, E. Järvitaimenen ja järvilohen velvoiteistutukset, kalastus ja saaliit sekä istutustulokset Inarijärnessä vuosina 1976-1988. (Sammandrag: Ålagda utplanteringar, fiske, fångster och utplanteringsresultat för insjööring och insjölox i Enare träsk åren 1976-1988) (Brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.)) and landlocked salmon (*Salmo salar* L.) in Lake Inari, northern Finland: statutory stocking, its results, and the fishery and catches in 1976-1988). s. 1-70.

MUTENIA, A., AHVONEN, A. Inarijärven verkkosarjakoekalastukset vuosina 1968-1986. (Sammandrag: Provfiske med nätserier i Enare träsk 1968-1987) (Test fishing with gill net series in Lake Inari, northern Finland, in 1968-1986). s. 71-98. Helsinki 1991.

- 23 HONKANEN, A., KUMMUNSAALO, J., PARTANEN, H., HILDÉN, M. Kotitalouksien ja suurtalouksien kalankäyttö vuonna 1988. (Sammandrag: Hushållens och storkökens fiskkonsumtion år 1988) (Fish consumption in private households and in institutes, restaurants, etc., in Finland in 1988). 32 s. Helsinki 1991.

- 24 Inarijärvi-symposium. Toim. Erno Salonen. 158 s. Helsinki 1991.

- 25 KANGASPUNTA, M. Valtion kalanistutusten kannattavuuden arviointi (Evaluation of the profitability of the state fish stocking) (Uppskattning av de statliga fiskutsättningarnas lönsamhet). 106 s. Helsinki 1991.

- 26 WESTMAN, K. Kalakantarekisteri ja uhanalaisten arvokalakantojen säilyttäminen (The Finnish fish stock register and the conservation of valuable and threatened fish stocks) s.1-14

KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M.-L. Kalakantarekisteri: lohi, taimen ja nieriä (The Finnish fish stock register: salmon (*Salmo salar*), trout (*Salmo trutta*) and char (*Salvelinus alpinus*)) s. 15-115. Helsinki 1991.

- 27 TOIVONEN, A.-L., HUDD, R. ja HEIKKILÄ, P. Siika- ja lohiloukkurakenteet eteläisen Perämeren alueella (Construction of trap nets for whitefish (*Coregonus lavaretus*) and salmon (*Salmo salar*) in the southern Bothnian Bay). Helsinki 1991. 43 s.

- 28 KARTTUNEN, VESA. Tornion-Muonionjoen siika ja siian kalastus (Whitefish stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). Helsinki 1991. 72 s.

- 29 HILDÉN, M., MICKWITZ, P., PAANANEN, T., PARTANEN, H., SETÄLÄ, I., SÖDERKULTALAH-TI, P. ja VIHervuori, A. Merialueen ammattikalastuksen ja kalan jalostuksen kapasiteetti Suomessa (The capacity of marine professional fishing and fish processing in Finland). Helsinki 1991. 72 s.
- 30 SALMI, J. ja SALMI, P. Silakan kalastuksesta monilajikalastukseen. Pohjois-Satakunnan rannikon ammattikalastuksen muutokset (Transformation of the Blatic herring fishery to a multispecies fishery of the Finnish coast of the Bothnian Sea). Helsinki 1991. 140 s.
- 31 Valtion kalanviljelyn XIII neuvottelupäivät. Uhanalaisten arvokalalajien ja -kantojen säilyttäminen: tavoitteet ja keinot (State fish culture conference, No. XIII. Conservation of valuable and threatened fish species and stocks: objectives and methods) (Statens XIII fishodlings konferens. Bevarande av värfefulla och utrotningshotade fiskarter och fiskstammar: målsättningar och metoder). 5. - 6.4.1989, Jyväskylä. U. Eskelinen, M. Pursiainen ja R. Rahkonen (toim.). 74 s. Helsinki 1991.
- 32 JUNTUNEN, K., MUJE, P. Isokoskeloiden (*Mergus merganser*) saalistuksen vaikutus Inarin Juutuanjoen taimenistutusten tuloksellisuuteen (Predation by mergansers (*Mergus merganser*) on planted brown trout smolts in the River Juutuanjoki) (Sammandrag: Predationen av skräken (*Mergus merganser*) på nyttssatt odlad öring i Älven Juutuanjoki). 58 s. Helsinki 1991.
- 33 SALMINIITTY, J. Merialueen kalanviljely-yritysten taloudellisen kehityksen arviointi perinteisen tilin-päätösanalyysin avulla (Economic development of marine fish farms evaluated from analysis of account) (Sammandrag: Utvärdering av den ekonomiska utvecklingen hos havsområdenas fiskodlingsföretag med hjälp av traditionell bokslutsanalys). 70 s. Helsinki 1991.
- 34 VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., HAKKARI, L., JANHONEN, I. ja OLKIO, K. Konneveden nuotta-apajat (Seining sites in Lake Konnevesi) (Sammandrag: Notdragsställen i sjön Konnevesi). 28 s. + 22 karttaa. Helsinki 1991.
- 35 Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1989 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1989). s. 1-70.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1990 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990). s. 71-148. Helsinki 1991.
- 36 NYLANDER, E., AHVONEN, A. ja PRUUKI, V. Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöstä vuosilta 1987-1989 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1987-1989) (Sammandrag: Fiskeristatistik för Torneälvs vattendrag åren 1987-1989). s. 1-48.

KARTTUNEN, V., ROMAkkANIEMI, A. ja PRUUKI, V. Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöstä vuodelta 1990 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1990) (Sammandrag: Fiskeristatistik för Torneälvs vattendrag åren 1990). s. 49-78.

AHVONEN, A. Kalastuskirjanpidon käyttökelpoisuus Tornion-Muonionjoen kalakantojen seurannassa (The value of fishermen's book-keeping data in monitoring fish stocks in the Rivers Tornionjoki and Muonionjoki) (Sammandrag: Fångstbokföringens användbarhet vid uppföljningen av Torne-Muonioälvs fiskebestånd). s. 79-113. Helsinki 1991.
- 37 MUTENIA, A. ja SALONEN, E. Lokan ja Porttipahdan peled- ja vaellussiikakantojen tila vuosina 1982-1989 (The state of peled(*Coregonus peled*(Gmelin) and migratory whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in the Lokka and Porttipahta reservoirs, Northern Finland, in 1982-1989) (Sammandrag: Tillståndet hos stammarna av peled- och vandringsik i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta 1982-1989). 68 s. Helsinki 1991.
- 38 AHONEN, M., JÄÄSKÖ, O., HEINIMAA, P., PASANEN, P. ja SIMOLA, O. Inarijärveen vuosina 1972-1985 tehtyjen harmaanierian Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments

- with lake trout (*Salvelinus namaycush* (Walbaum) in Lake Inari in 1972-1985) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av kanadaröding i Enare Träsk 1972-1985) (Oohtankeäsu: Aanaarjáávrán ivij 1972-1985 tohhum ránisrávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 53 s. Helsinki 1991.
- 39 LEHTONEN, H. Suomen ja Japanin välisen elintarvikealan tutkimusyhteistyön ja tutkijavaihdon kehittämisen arviointivaltuuskunnan matka Japaniin (Report of the visit of Finnish group to Japan for evaluating targets for advancement of scientific collaboration and exchange of scientist in food research between Finland and Japan). s. 1-12.
- TUUNAINEN, P., WESTMAN, K. ja PARMANNE, R. Suomen ja Japanin kalatalouden tieteellisen ja teknisen yhteistyön kehittäminen (Possibilities to develop scientific cooperation in fisheries between Finland and Japan). s. 13-48.
- RUOHONEN, K. Japanin vesiviljelystä ja sen tutkimuksesta (Aquaculture and its research in Japan). s. 49-104.
- SUURONEN, P. Pyyntitekniikasta ja sen tutkimuksesta Japanissa (Fishing technology in Japan). s. 105-157. Helsinki 1991.
- 40 Rapu-Kräft-Symposium (Symposium on Crayfish). 23.-24.8.1990, Hämeenlinna. Wallin, I. ja Westman, K. (toim.). 116 s. Helsinki 1991.
- 41 HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1990-1991 (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1990-1991) (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) sessioner 1990-1991). 29 p. Helsinki 1992.
- 42 Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Kalatautien torjunta. Valtion kalanviljelylaitosten suunnittelun ja rakentamisen nykytila. (State fish culture conference, No. XI. Prevention of fish diseases. The present situation in the planning and building of the state fish culture stations) (Statens XI fiskodlings konferens. Bekämpning av fisksjukdomar. Nyläge inom planeringen och konstruktionen av statens fiskodlingsanstalter). 31.3-1.4.1987, Polvijärvi. Lavikainen, R. ja Rahkonen, R. (toim.) 68 s. Helsinki 1992.
- 43 AHONEN, M. Inarijärveen vuosina 1965-1986 tehtyjen nieriän Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in the Lake Inari in 1965-1986) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av röding i Enare Träsk åren 1965-1986) (Oohtankeäsu: Aanaarjáávrán ivij 1965-1986 tohhum rávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 38 s. Helsinki 1992.
- 44 SETÄLÄ, J. ja KLEMOLA, O. Siian kalastajahinnanmuodostus Merenkurkussa (Factors affecting the price in the whitefish fishery in the northern Quark, the Baltic Sea) (Sammandrag: Sikens fiskarprisbildning i Kvarkenområdet) s. 1-46.
- SETÄLÄ, J. ja AHLFORS, A. Siian fileoinnin kannattavuus (Profitability of filletting whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l.)) (Sammandrag: Sikfilingens lönsamhet) s. 47-77. Helsinki 1992.
- 45 AHVONEN, A., JUTILA, E., JÄRVENPÄÄ, T., LAPPALAINEN, A., RASK, M. ja VUORINEN, P. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys (Effects of forestry on fish, crayfish and fishery. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående skogsbrukets effekter på fisk, kräftor och fiskeri). 69 s. Helsinki 1992.
- 46 LECKLIN, T. Nukutusaineiden toissijaiset fysiologiset vaikutukset järvitäimenessä (The secondary physiological effects of some anesthetics on brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.)) (Sammandrag: De sekundära fysiologiska effekterna av några bedövningsmedel på insjööring). 38 s. Helsinki 1992.
- 47 LEHTONEN, H., LAPPALAINEN, J., FORSMAN, L., SOIVIO, A., URHO, L., VUORINEN, P. J. ja TIGERSTEDT, C. Ilmaston muutosten vaikutukset kaloihin, kalanviljelyyn, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuusselvitys (The effects of climate change on fishes, aquaculture, fish stocks and fishing. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående klimatförändringarnas effekter på fisk, fiskodling, fiskbestånd och fiske). 119 s. Helsinki 1992.

- 48 Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1992 (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1992) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1992) s. 1-56.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1992 (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1992) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1992) s. 57-86. Helsinki 1992.

- 49 KARTTUNEN, V. ja PRUUKI, V. Torninjoen lohi ja lohen kalastus. (Status of the salmon stock and fisheries in the River Tornionjoki) (Sammandrag: Laxen och laxfisket i Torneälv). 57 s. Helsinki 1992.
- 50 SALONEN, E. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Nykytila (A plan for the fisheries use and management of Lake Inari. The present stage) (Sammandrag: Bruks- och skötselplan för fiskerihushållningen för Enare träsk. Nutillstånd). 157 s. Helsinki 1992.
- 51 TOIVONEN, A-L., HUDD, R. ja SVANBÄCK, G. Pohjanlahden siikaloukkujen lajivalikoivuuden kehittäminen (Reduction of salmon bycatch in whitefish trap nets in the Gulf of Bothnia (Baltic)) (Sammandrag: Förbättring av artselektivitet hos sikfällor i Bottniska viken). 46 s. Helsinki 1992.
- 52 SAURA, A., MIKKOLA, J. ja IKONEN, E. Kymijoen vaelluskalatutkimukset 1989-1991 (Report on the studies of migratory fish species in River Kymijoki in 1989-1991) (Sammandrag: Resultaten av forskningsprojektet om vandrande fiskarter i Kymmene älv åren 1989-1991). s. 1-79.

LEINONEN, K. ja LEHTONEN, H. Virkistyskalastuksen motiivit (Motives for recreational fishing) (Sammandrag: Motiven för fritidsfisket) s. 81-101. Helsinki 1992.

- 53 RUNEBERG, J. Behandling av spillvattnen på Östra Finlands Centralfiskodlingsanstalt (Summary: Treatment of the effluent on Central Fish Culture and Fisheries Research Station for Eastern Finland) (Tiivistelmä: Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen poistoveden käsittely). 81 s. Helsinki 1992.
- 54 JÄRVINEN, A., RASK, M., NIEMELÄ, E., RAITANIEMI, J. ja TURUNEN, T. Yhdennetyn ympäristöseurannan järvien koekalastukset (The results of test fishings in the lakes of integrated monitoring) (Sammandrag: Provfiske i de sjöar som ingår i programmet för integrerad monitoring 1988-1990). s. 1-10.

ERKINARO, J., NIEMELÄ, E. ja RASK, M. Lapin happamoitumistutkimus - taimenen poikastutkimukset Lutto- ja Paatsjoen vesistöalueilla (Acidification survey in Lapland - studies on brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles in Luttojoki and Paatsjoki river systems) (Sammandrag: Försurningsundersökning i Lappland - yngelforskning hos öring inom Luttojokis och Pasviksälvs insjösystem). s. 11-34.

JÄRVINEN, M., RASK, M., KUOPPAMÄKI, K., MAKKONEN, E., RUUHJÄRVI, J. ja ARVOLA, L. Iso Valölkjärven kalkituskokeilun vesikemialliset ja biologiset tutkimukset (Hydrochemical and biological studies of the liming experiment in Lake Iso Valkjärvi) (Sammandrag: Vattenkemiska och biologiska undersökningar av kalkningsprov i Iso Valkjärvi). s. 35-60.

VUORINEN, P., PEURANEN, S., VUORINEN, M. ja RASK, M. Kalkituksen akuutit vaikutukset ahvenen ja pitkäaikaiset vaikutukset siian elintoihintoihin Isossa Valkjärven (The Iso Valkjärvi liming experiment: acute effects on perch (*Perca fluviatilis* L.) and long-term effects on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.)) (Sammandrag: Kalkningens akuta effekter på abborrens och långvariga på sikens livsfunktioner i Iso Valkjärvi). s. 61-84.

RAITANIEMI, J., RASK, M., JÄRVINEN, A. ja NYBERG, K. Kalakantojen kehitys Etelä-Suomen pienissä happamoituneissa järvissä kalkituksen jälkeisinä vuosina (Observations on the development of fish populations in small acidified lakes in southern Finland during a few year's period after liming) (Sammandrag: Fiskebeståndens utveckling i södra Finlands små försurade sjöar under åren efter kalkning). s. 85-102.

LAPPALAINEN, A. Suomalaisten suhtautuminen vesistöjen happamoitumisen torjuntatoimenpiteisiin (The attitudes towards emission control and liming of the acidified lakes in Finland) (Sammandrag: Finländarnas åsikter angående bekämpningsåtgärder av insjösystemens försurning). s. 103-126. Helsinki

1992.

- 55 Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen toimintakertomus vuodelta 1991 (Report on the activities of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991) (Berättelse över verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991). 159 s. Helsinki 1992.
- 56 Valtion kalanviljelyn XIV neuvottelupäivät. Kalanviljely, vesiensuojelu ja valvonta (State fish culture conference, No. XIV. Fish culture, protection of waters and inspection) (Statens XIV fiskodlings konferens. Fiskodling, vattenskydd och övervakning). 10.-11.4.1990, Sotkamo. Toim. Pursiainen, M. ja Rahkonen, R. 121 s. Helsinki 1992.
- 57 Valtion kalanviljelyn XV neuvottelupäivät. Tulosjohtaminen ja valtion kalanviljelyn tavoitteet. Kalanviljelyn rakenteet ja tekniikka (State fish culture conference, No. XV. Result oriented management and objectives of State fish culture. Constructions and technique of fish culture) (Statens XV fiskodlings konferens. Resultatstyrning och Statens fiskodlings målprogram. Fiskodlingens anläggningar och teknik). 9.-10.4.1991, Pudasjärvi. H. Simola ja R. Rahkonen (toim.) 121 s. Helsinki 1992.
- 58 RINTAMÄKI, P. Montan, Raasakan, Ossauskosken ja Keminmaan kalanviljelylaitosten kalaloiset ja -taudit vuosina 1984-1991 (Fish parasites and diseases at the fish farms of Montta, Raasakka, Ossauskoski and Keminmaa, Northern Finland in 1984-1991) (Sammandrag: Fiskparasiter och -sjukdomar vid Montta, Raasakka, Ossauskoski och Keminmaa fiskodlingsanstalter åren 1984-1991). 44 s. Helsinki 1993.
- 59 Valtion kalanviljelyn XVI neuvottelupäivät. Luonnonravintolammikkoviljely, uudet lajit ja rodunjalostus (State fish culture conference, No. XVI. Natural food pond culture, new fish species and selective breeding) (Statens XVI fiskodlings konferens. Naturfoderdamm odling, nya arter och djursföreläring). 1.-2.4.1992, Kuopio. R. Lavikainen ja R. Rahkonen (toim.) 103 s. Helsinki 1993.
- 60 Valtion kalanviljelyn XVII neuvottelupäivät. Mädituotanto ja emokalojen viljely (State fish culture conference, No. XVII. Fish egg production and brood fish breeding) (Statens XVII fiskodlings konferens, Romproduktion och avelsfiskodling). 31.3.-1.4.1993, Tampere. K. Ruohonen ja J. Ruuhijärvi (toim.). 109 s. Helsinki 1993.
- 61 AHONEN, M. Vastakuoriutuneiden ja yksivuotiaiden taimenten istutustulokset Ylä-Menesjoella vuosina 1989-1991. (Results of newly hatched and one-year-old brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*) stockings on River Ylä-Menesjoki in 1989-1991) (Sammandrag: Utplanteringsresultat för nykläckta och ettåriga öringar i Ylä-Menesjoki under åren 1989-1991) s. 1-30.
- AHONEN, M. Inarijärveen laskevien vesien järvitäminen vuosien 1971-1989 Carlin-merkintöjen tulokset. (Results of Carlin tagging experiments with brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*) in Lake Inari tributaries in 1971-1989) (Sammandrag: Resultat för Carlin-märkningar gjorda under åren 1971-1989 på öringar i vattendrag som utmynnar i Enare träsk). s. 31-58. Helsinki 1993.
- 62 VEHANEN, T., PASANEN, P., LEHTINEN, E. ja SIMOLA, O. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen lohi-istutusten (*Salmo salar* L.) Carlin-merkintätulokset vuosilta 1973-1988 (Report on salmon (*Salmo salar* L.) tagging experiments performed by Taivalkoski State Aquaculture in 1973-1988) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av lax (*Salmo salar* L.) som utfördes Norra Finlands centralfiskodlingsanstalt åren 1973-1988) 75 s. Helsinki 1993.
63. SAURA, A. Polttomerkinnän soveltuvuus yksikesäisten kalanpoikasten merkintään (The use of hot branding in the marking of one-summer-old juvenile fish) (Sammandrag: Brännmärkningsmetoden som gruppmarkeringsmetod för ensomriga fiskungar). 38 s. Helsinki 1993.
64. JOKIKOKKO, E. ja JUTILA, E. Simojoen ylimmän osan ja sivujokien kalastus selvitys ja koskikartoitukset (Utredning av fiskbestånd och kartläggning av forsar i Simojokis övre lopp och biflöden) (A study of the fish fauna and rapid areas of the uppermost reaches and tributaries of the Simojoki River) s. 1-39.
- KARTTUNEN, V. ja JUTILA, E. Kalastustilastoja Simon ja Ranuan kunnista vuosilta 1986 ja 1990. (Fiskeristatistik för kommunerna Simo och Ranua åren 1986 och 1990) (Fishery statistics from the municipalities of Simo and Ranua in 1986 and 1990) s. 43-77. Helsinki 1993.
- 65 VUORINEN, P. J., PAASIVIRTA, J., VUORINEN, M., PEURANEN, S. ja HOIKKA, J. Lohen ja

meritaimenen ympäristömyrkkypitoisuudet ja lohen alkio- ja poikaskuolleisuus (Laxens och havsöringens halter utav miljögifter och laxens embryo- och yngeldödlighet) (Organochlorines in salmon and sea trout and the mortality of the eggs and yolk sac fry of salmon) 71 s. Helsinki 1993.

- 66 Lohen ja meritaimenen sopimuskasvatus ja istutukset. Sopimusviljelytyöryhmän muistio. (Kontraktuppfödning och utplantering av lax och havsörin. Kontraktodlingsarbetsgruppens memorandum.) (State-subsidized rearing and releasing of Salmonids. Memorandum of the working group on the state-subsidized rearing and releasing of Salmonids) 76 s. + 41 liites. Helsinki 1993.
- 67 SALONEN, E. ja MUTENIA, A. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunitelma. Osa 2. Suunitelma. (Fiskeriekonomisk användnings- och skötselplan för Enare träsk. Del 2. Plan.) (The fisheries' use and management plan for Lake Inari. Part 2. Plan.) 73 s. + 7 liites. Helsinki 1993.
- 68 RAHKONEN, R. Kuhanpoikasten loiset kahdessa erityyppisessä luonnonravintolammikossa. (Parasiter på gös yngel i två naturfoderdammar av olika typ.) (Parasites of pike-perch fry reared in two different types of natural food ponds in Finland). 22 s. Helsinki 1993.
- 69 Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Osahankkeiden raportit vuosien 1990-1992 tuloksista. (Skogsbrukets effekter på fisk och fiske. Delprojektens rapporter över resultaten 1990-1992.) (Effects of Forestry On Fish and Fisheries. The Sub-project Reports of the Results between 1990-1992.) Toim. A. Lappalainen ja M. Rask. 137 s. Helsinki 1993.