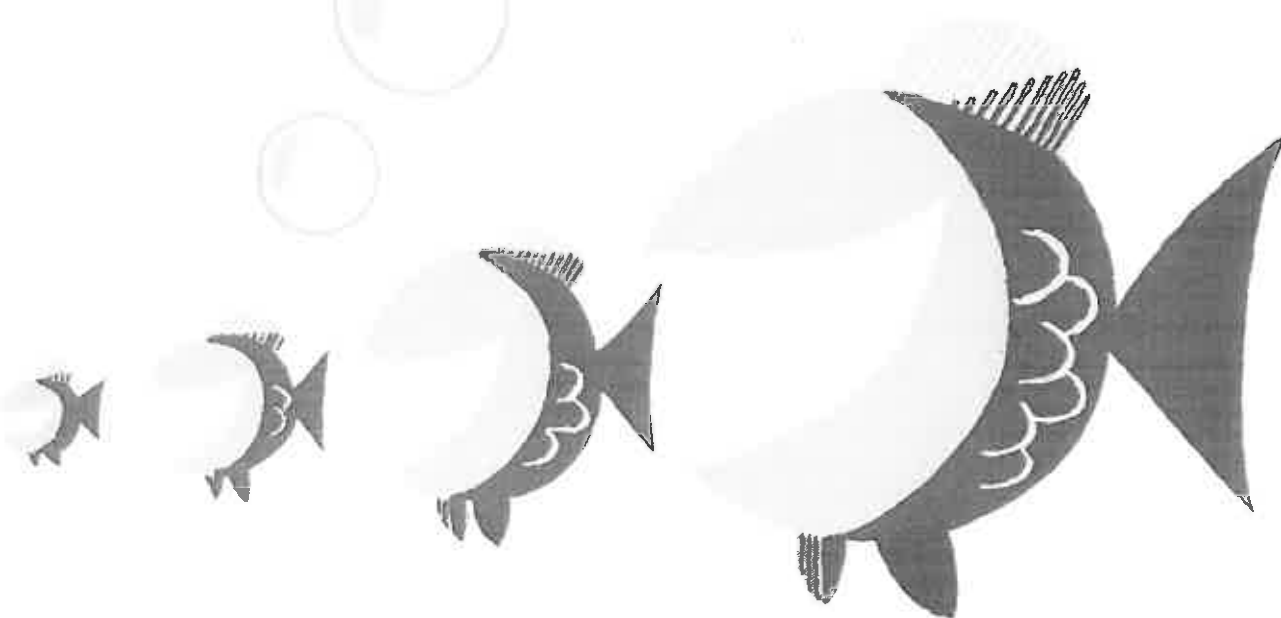


RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

**KALATUTKIMUKSIA-
FISKUNDERSÖKNINGAR**



45
1992



RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR



Vastaava toimittaja: Lauri Urho

Toimittajat: Irma Kolari, Marja-Liisa Koljonen, Antti Lappalainen, Riitta Rahkonen, Atso Romakkaniemi, Matti Salminen, Lena Söderholm-Tana, Pirkko Söderkotalahti ja Aune Vihervuori

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Kalantutkimusosasto
Kalanviljelyosasto
PL 202
00151 Helsinki

puh. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar sarjassa julkaistaan kalatalouteen liittyviä tutkimuksia, suunnitelmia, raportteja, selvityksiä, lausuntoja, esitelmää sekä tutkimusten aineistoja tai muita vastaavia kirjoituksia. Julkaisukieliä ovat pääsääntöisesti suomi ja ruotsi. Kirjoitusohjeita on saatavilla Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tietopalvelussa (PL 202, 00151 Helsinki).

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen. Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan tietopalveluun.

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar on jatkoa sarjoille: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1–42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1–98), "Tiedonantoja" (no:t 1–24) ja "Meddelanden" (no:t 1–21).

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research" ja "Suomen Kalatalous".

Ansvarig redaktör: Lauri Urho

Redaktörer: Irma Kolari, Marja-Liisa Koljonen, Antti Lappalainen, Riitta Rahkonen, Atso Romakkaniemi, Matti Salminen, Lena Söderholm-Tana, Pirkko Söderkotalahti ja Aune Vihervuori

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet
Fiskeriforskningsavdelningen
Fiskodlingsavdelningen
PB 202
00151 Helsingfors

tel. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

I serien Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar publiceras undersökningar, planer, rapporter, utredningar, utlåtanden, föredrag samt forskningsmaterial eller motsvarande artiklar som behandlar fiskerihushållningen. Publikationsspråket är i huvudsak finska och svenska. Skrivinstruktioner kan erhållas från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets informationstjänst (PB 202, 00151 Helsingfors).

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer. Förfrågningar angående tidskriften bör riktas till informationstjänsten.

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar är en fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1–42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1–98), "Tiedonantoja" (nr 1–24) och "Meddelanden" (nr 1–21).

Övriga publikationsserier från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning och fiskodlingsavdelning är "Finnish Fisheries Research" och "Suomen Kalatalous".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 45

1992

Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen

Kirjallisuusselvitys

**Anssi Ahvonen¹⁾, Eero Jutila¹⁾, Teuvo Järvenpää¹⁾, Antti Lappalainen¹⁾,
Martti Rask²⁾ ja Pekka Vuorinen¹⁾**

¹⁾RKTL, Kalantutkimusosasto, Helsinki

²⁾RKTL, Evon kalastuskoeasema, Evo

Helsinki 1992

ISSN 0787-8478
Helsinki 1992
Yliopistopaino

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. SUOMESSA HARJOITETTAVAT METSÄTALOUSTOIMENPITEET	2
2.1. Metsän uudistaminen	2
2.1.1. Uudistushakkuut	2
2.1.2. Maanpinnan käsittely	3
2.1.3. Heinän, vesakon ja tautien torjunta	3
2.2. Kasvatushakkuut	3
2.3. Metsänlannoitus	4
2.4. Metsäojitus	4
2.5. Muut metsätaloustoimenpiteet	4
3. METSÄTALouden VESISTÖVAIKUTUKSIA KÄSITTELEVÄT TUTKIMUKSET	5
3.1. Vesistövaikutustutkimukset yleisesti	5
3.2. Kalasto-, rapu- ja kalatalousvaikutuksia käsittelevät tutkimukset	6
4. METSÄTALouden VAIKUTUKSET KALOJEN JA RAPUJEN ELOTTOMAAN YMPÄRISTÖÖN	7
4.1. Hydrologia	7
4.2. Kiintoaineen huuhtoutuminen	9
4.3. Lämpötila	10
4.4. Liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuudet	11
4.5. Happamuus	12
4.6. Fosforikuormitus	13
4.7. Typpikuormitus	14
4.8. Muut alkuaineet	15
5. METSÄTALouden VAIKUTUKSET KALOJEN JA RAPUJEN BIOLOGISEEN YMPÄRISTÖÖN	16
5.1. Kasviplanktonin lajisto ja biomassa	16
5.2. Perustuotanto ja mineralisaatio	18
5.3. Perifyton	19
5.4. Makrofytyt	20
5.5. Eläinplankton	21
5.6. Pohjaeläimet	22
6. METSÄTALouden VAIKUTUKSET KALOJEN FYSIOLOGIAAN	24
6.1. Veden lämpötila	24
6.2. Veden kiintoaine	25
6.3. Sedimentaatio	26
6.4. Veden happamuus	27

6.5. Metallit	28
6.5.1. Alumiini	29
6.5.2. Rauta	29
6.5.3. Mangaani	30
6.5.4. Elohopea	31
6.5.5. Kupari	32
6.5.6. Kadmium	32
6.5.7. Lyijy	33
6.6. Torjunta-aineet	33
7. METSÄTALouden VAIKUTUKSET JÄRVien JA LAMPIEN KALAKANTOIHIN	34
7.1. Pienten järvien ja lampien kalalajisto	34
7.2. Metsätalouden vaikutukset kalojen lisääntymiseen järvissä ja lammissa	35
7.3. Metsätaloustoimien vaikutukset kalojen ravinnon saantiin ja kasvuun	36
7.4. Muutokset lajien välisissä vuorovaikutussuhteissa	37
8. METSÄTALouden VAIKUTUKSET VIRTAAVIEN VESIEN KALAKANTOIHIN	39
8.1. Virtaavien vesien kalasto	39
8.2. Vaikutukset kalojen kutuun ja poikastuotantoon	39
8.2.1. Kutu ja mädin hautoutuminen	39
8.2.2. Poikastuotanto	40
8.3. Vaikutukset kalalajien välisiin runsaussuhteisiin	41
9. METSÄTALouden VAIKUTUKSET RAPUIHIN	42
10. KALATALOUS	45
10.1 Kalastus	45
10.2 Kalojen käyttökelpoisuus	46
10.3 Kalanviljely	46
11. YHTEENVETO	47
12. SAMMANDRAG	50
Kiitokset	52
KIRJALLISUUS	53

1. JOHDANTO

Maamme pinta-alasta lähes 80 prosenttia on metsätalousmaata ja vajaat 10 prosenttia vesistöjä. Vaikka vesistöjen valuma-alueista valtaosa onkin metsätalousmaata, on metsätalouden vesistövaikutuksista olemassa vain niukalti yleistämiskelpoista tietoa.

Suomalaisen metsätalouden kala-, rapu- tai kalatalousvaikutuksista ei ole tutkimustietoa käytännössä ollenkaan. Tiedon vähäisyys johtunee siitä, että metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutukset ovat pääasiassa ns. hajakuormitusta, ja sen vaikutukset ilmenevät vesiluonnossa useimmiten hitaasti. Erityisesti suurten järvien kala- ja rapukannoissa tapahtuvia metsätaloudesta johtuvia muutoksia on vaikea osoittaa jo sen vuoksi, että suuret järvet ovat harvoin ainoastaan metsätalousvaikutusten rasittamia. Kala- ja rapukantojen muutokset ovat yleensä myös hitaita ja monisyisten hydrologisten ja vedenlaatuun liittyvien sekä tuotantoketjuissa tapahtuvien muutosten seurausta.

Pienvesissä metsätalouden vaikutukset ilmenevät suuremmin ja nopeammin. Pienvesien valuma-alueita muuttavat metsätaloustoimet, kuten ojitukset, tai niihin liittyvät purojen perkaukset, eivät yleensä ole kuuluneet vesilain muuttamis- ja pilaamiskiellon piiriin luvanvaraisina toimenpiteinä, eikä pienvesistöjä tai niiden kala- ja rapukantoja muuttaviin metsätaloustoimenpiteisiin ole sen vuoksi kiinnitetty paljonkaan huomiota. Kalakannat oli aiemmin huomioitu metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamien haittojen suhteen vain laissa suojametsistä, jonka 6 pykälän mukaan "Sellaisten kalavesien rannoilla, jotka eivät yksinomaan kuulu rannan omistajille älköön metsää, jos se edistää kalan viihtymistä, siten hakattako, että se tulee sanottuun tarkoitukseen hyödyttömäksi". Pykälää ei tiettävästi ole käytännössä sovellettu. Vesilain muutoksella vuonna 1991 ojituksen luvanvaraisuutta on tiukennettu aikaisemmasta, ja esimerkiksi ojituksena suoritettava ojan perkaus on tehtävä niin, ettei kalakantaa vahingoiteta.

Tämä kirjallisuusselvitys kuuluu osana Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) tutkimukseen "Metsätalouden vesistövaikutukset: kalat ja kalatalous", joka puolestaan on osa vuosina 1990 - 1995 toteutettavaa laaja-alaista metsätalouden vesistöhaittoja ja niiden torjuntaa selvittävää yhteistutkimusprojektia (METVE). RKTL:n osahankkeissa selvitetään metsätalouden vaikutuksia virtaavien vesien kaloihin, järvien ja lampien kaloihin, kalojen fysiologiaan, kalastukseen ja muuhun kalatalouteen kalanviljely mukaan lukien sekä rapuihin. Lisäksi tarkastellaan haittojen vähentämismahdollisuuksia. Kirjallisuusselvityksen keskeinen tarkoitus oli koota olemassa oleva tutkimus-, tausta- ja muu soveltamiskelpoinen tieto sekä tämän tutkimuksen että yleiseenkin käyttöön. Tekijät ovat tuottaneet sisällön pääasiassa seu-

raavasti: Anssi Ahvonen kirjoitti luvut 1 - 4 ja toimitti julkaisun, Martti Rask kirjoitti luvut 5 ja 7, Pekka J. Vuorinen työryhmässään Marja Vuorinen, Christina Tigerstedt ja Seppo Peuranen kirjoittivat luvun 6, Eero Jutila luvun 8, Teuvo Järvenpää luvun 9 sekä Antti Lappalainen luvun 10.

2. SUOMESSA HARJOITETTAVAT METSÄTALOUSTOIMENPITEET

Suomessa harjoitettavia metsätaloustoimenpiteitä esitellään tässä lyhyesti keskittyen vesistövaikutusten kannalta olleellisimpiin toimenpiteisiin. Tiedot on koottu lähinnä Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietinnöstä (Komiteanmietintö 1987), Tapion taskukirjasta (1986) ja Metsätilastollisesta vuosikirjasta 1989 (Aarne ym. 1990).

Metsien puuntuotantoa hyödynnetään toimenpideketjussa, joka alkaa uudistushakkuulla, eli käytännössä useimmiten avohakkuulla. Tämän jälkeen hakkuualan metsä uudistetaan eli alalle luodaan taimikko, jonka selviytymistä ja kasvua autetaan. Varttuvaa puustoa hoidetaan harvennuksilla eli kasvatushakkuilla. Kasvuolosuhteisiin voikutetaan ojituksilla, maanmuokkauksilla ja lannoituksilla.

2.1. Metsän uudistaminen

Metsän uudistaminen tapahtuu joko luontaisesti tai viljelemällä, jolloin puusto kylvetään siemenistä tai istutetaan taimina. Keinollisen uudistamisen toimenpiteisiin kuuluvat ennen kylvöä tai istutusta uudistushakkuu ja sitä seuraava puutavaran korjuu, uudistusalan raivaus ja maanpinnan käsittely sekä heinän ja vesakon torjunta. Lisäksi toimenpiteisiin kuuluvat taimien kasvuunlähdön seuranta ja taimikon hoito. Jos uusi metsä perustetaan ennestään metsättömälle maalle, kuten pellolle, puhutaan metsittämisestä.

2.1.1. Uudistushakkuut

Uudistushakkuu voidaan toteuttaa avo-, siemenpuu- tai suojuspuuhakkuuna. Avohakkuussa puusto poistetaan kerralla. Avohakkuun jälkeen uusi puusto tuotetaan viljelemällä. Siemenpuu- ja suojuspuuhakkuussa puuston uusiutuminen tapahtuu luonnollisen siemennyksen avulla. Avohakkuiden vuotuinen pinta-ala on ollut 1980-luvulla 110 000 - 155 000 hehtaaria. Siemenpuu- ja suojuspuuhakkuiden pinta-ala on ollut avohakkuualoja selvästi pienempi (Aarne ym. 1990, Komiteanmietintö 1987). Alkuperäisessä Metsä 2000 -ohjelmassa esitetty tavoite avohakkuualaksi vuoteen 2005 saakka on 150 000 hehtaaria vuodessa ja siemenpuu-

ja suojuspuuhakkuualaksi 75 000 - 85 000 hehtaariaa vuodessa (Talousneuvosto 1985a ja 1985b).

2.1.2. Maanpinnan käsittely

Maanpinnan käsittelyllä pyritään luomaan puuntaimille suotuisat olosuhteet mm. ravinteiden, kosteuden, lämmön ja kilpailun kannalta. Mekaaninen maaperän käsittely liittyy lähes aina metsänviljelyyn, mutta siitä on tullut myös luontaisen metsänuudistamisen apukeino. Keveitä mekaanisia käsittelymenetelmät ovat laikutus ja lautasauraus eli metsä-äestys. Raskaita menetelmiä ovat metsäauraus ja mätästys. Perinteinen maanpinnan käsittely ja hakkuualan raivaus on tehty kulottamalla. Maanpinnan muokkaus on yleistynyt 1970- ja 1980-luvuilla (Aarne ym. 1990), ja se toteutetaan pääsääntöisesti metsänuudistuksen yhteydessä. Kulottaminen on nykyään harvinaista.

2.1.3. Heinän, vesakon ja tautien torjunta

Heinän ja vesakon torjunnan tarkoitus on vähentää taimikkoon kohdistuvaa kilpailua kasvualalla. Vesakkoa torjutaan joko mekaanisesti (vesuri, raivaussaha) tai kemiallisesti. Jälkimmäisessä käytetyt torjunta-aineet ovat kasvuhormoneja. Niiden vaikutuksesta vesakon kasvunsaattely häiriintyy ja vesakko kuolee. Heinän mekaaninen torjunta tapahtuu niittämällä, polkemalla tai tukahduttamalla heinä taimien ympäriltä valoa läpäisemättömällä suojalla. Kemiallinen heinäntorjunta tehdään taimikohtaisesti tai tasavälisessä taimikossa kaistaleittain. Torjunta-aineiden käyttömääriä on esitetty luvussa 6.6. (taulukko 1). Metsään varastoitua puutavaraa voidaan suojata kemiallisilla torjunta-aineilla. Nykyään hyväksytään torjunta-aineeksi vain lievästi myrkylliset (lk 2) synteettiset pyretroidit. Ne ovat kuitenkin erittäin myrkyllisiä kaloille, mistä syystä suojattua puutavaraa ei saa uittaa (Kurkela ja Löyttyniemi 1986).

2.2. Kasvatushakkuut

Kasvatushakkuissa metsä harvennetaan tai ylispuut poistetaan. Kasvatushakkuista toteutetaan 2 - 4 kertaa metsän kiertoajan kuluessa. Kasvatushakkuualueiden vuosittainen pinta-ala on ollut 1980-luvulla hieman alle 300 000 hehtaaria. Metsä 2000 -ohjelmassa esitetään pinta-alan nostamista noin neljänneksellä (Talousneuvosto 1985a ja 1985b). Kasvatushakkuista ei ole koettu ongelmaksi veden laadun kannalta, eikä aihetta sen vuoksi ole tutkittu (Komiteanmietintö 1987).

2.3. Metsänlannoitus

Metsänlannoituksessa käytetään kivennäismailla pääasiassa ammoniumnitraattipohjaista NP-lannoitetta ja suomalla PK-lannoitetta. Fosfori on näissä lannoitteissa suurimmaksi osaksi hidasliukoisessa muodossa. Kangasmetsien kasvua rajoittaa ensisijaisesti typen vähäinen määrä. Kuusikoissa käytetään typen ohella fosforia. Suositeltava kivennäismaan kertalannoituksen typpimäärä on Metsähallituksen (1986, ref. Komiteanmietintö 1987) mukaan tuotantolosuhteista riippuen noin 110 - 150 kg/ha, joskin suurempiakin määriä on esitetty (Salonen 1986). Fosforilannoituksen määräksi on suositeltu olosuhteista riippuen noin 15 - 45 kg/ha (Metsähallitus 1986, ref. Komiteanmietintö 1987). Nykyisin lannoitetaan pääasiassa alueita, joilla on kasvava puusto. Niukkaravinteisten, vähäpuisten soiden niin sanottu peruslannoitus on vähenemässä. Metsänlannoitus saavutti tähänastisen huippunsa 1970-luvun puolivälissä, jolloin lannoitettiin noin 250 000 hehtaaria vuodessa. Viime vuosina on lannoitettu alle 100 000 hehtaaria vuodessa (Aarne ym. 1990, Salonen 1986). Alkuperäisessä Metsä 2000 -ohjelmassa on esitetty lannoitusten lisääminen 1990-luvulla 1970-luvun tasolle (Talousneuvosto 1985a ja 1985b). Tavoite ei ole toteutunut.

2.4. Metsäojitus

Metsäojituksella pyritään parantamaan soiden ja soistuneiden kivennäismaiden vesitaloutta ja siten puuntuotantoa. Metsäojitus jaetaan uudisojituksiin ja kunnostusojituksiin, joista jälkimmäinen käsittää vanhojen ojien perkauksen ja ojaverkoston täydentämisen. Ojitukseen liittyy molemmissa tapauksissa myös ojitusvesiä vastaanottavan vesistön perkauksia. Ojituksen painopiste on siirtymässä kunnostusojitusten suuntaan ojittamattomien alueiden vähetessä. Enimmillään uudisojia kaivettiin 1960- ja 1970-lukujen taitteessa, jolloin vuotuinen ojitusala oli lähes 300 000 hehtaaria. 1980-luvun puolivälissä uudisojitusalat olivat noin 50 000 hehtaaria vuodessa, ja suuntaus on edelleen laskeva. Kunnostusojituksia on tehty 1980-luvulla noin 20 000 - 40 000 hehtaaria vuodessa (Aarne ym. 1990). Metsä 2000 -ohjelman tavoitteena kunnostusojituksille on ollut 120 000 hehtaaria vuodessa (Talousneuvosto 1985a ja 1985b).

2.5. Muut metsätaloustoimenpiteet

Metsäautoteiden rakentamista ei Suomessa ole koettu ongelmaksi vesistöjen kannalta. Pohjois-Amerikassa metsäautoteiden rakentamisesta aiheutuva eroosio on paikoittain suurin metsätaloudellisten vesistöhaittojen aiheuttaja (mm. Gibbons ja Salo 1973). Järeällä kalustolla toteutetulla puutavaran korjuulla voi olla muiden maanpintaa rikkovien toimenpiteiden

kaltaisia vesistövaikutuksia. Taimitarhatoiminnan vesistövaikutukset ovat hyvin paikallisia, ja vaikutuksiltaan verrattavissa lähinnä tehomaa- ja metsätalouden kuormitukseen.

3. METSÄTALOUDEN VESISTÖVAIKUTUKSIA KÄSITTELEVÄT TUTKIMUKSET

3.1. Vesistövaikutustutkimukset yleisesti

Metsätalouden vesistövaikutuksia on tutkittu Suomessa ja Ruotsissa pääasiassa 1970-luvulta alkaen. Suomessa on tutkittu vaikutuksia lähinnä vedenlaatuun ja hydrologiaan. Sen sijaan vaikutuksia vesieliöstöön on selvitetty vain muutamassa tutkimuksessa. Metsätaloustoimenpiteistä on tarkasteltu eniten hakkuiden ja ojituksen vaikutuksia vesistöihin. Tutkimukset lannoituksen ja maanpinnan käsittelyjen, kuten aurauksen tai kulotuksen vaikutuksista vesistöihin ovat vähälukuisia.

Perinteisesti tutkimuksissa on joko verrattu tuloksia ennen ja jälkeen käsittelyn samalla alueella tai verrattu käsitellystä alueesta ja mahdollisimman samantyyppisestä käsittelemättömästä alueesta samaan aikaan saatuja tuloksia. Nykyisin suositaan ns. kalibrointikausi-vertailualuemenetelmää, jossa yhdistetään sekä ajallinen että alueiden välinen vertailu käsitellyillä ja käsittelemättömillä alueilla.

Muita menetelmiä ovat olleet keinotekoisien valuma-alueiden käyttö sekä sedimenttitutkimukset. Sedimenttitutkimuksissa voidaan selvittää pohjaan kerrostuneiden ainesten avulla pitkienkin ajanjaksojen kuluessa tapahtuneita muutoksia vesistön tilassa. Tyypillinen sedimentteistä luettava muutos voi olla esimerkiksi ojituksesta aiheutunut eroosio. Keinotekoisia valuma-alueita on käytetty turvemailla ojituksesta aiheutuvien vesistövaikutusten selvittämiseen. Keinotekoinen valuma-alue voidaan rajata ja toteuttaa ojilla. Pienessä mittakaavassa voidaan lähinnä kivennäismaiden pystysuuntaista valuntaa selvittää ns. lysimetritekniikalla. Tällöin tarkastellusta alueesta rajataan pienialainen pystysuuntainen pylväs tai pylväitä, joiden valumavedet kerätään esimerkiksi maahan kaivettuun suppiloon ja siihen liittyvään säiliöön (Komiteanmietintö 1987).

Laajamittaisin Suomessa toteutettu tutkimus metsätalouden vesistövaikutuksista on Nurmes-tutkimus, jossa käytettiin kalibrointikausi-vertailualuemenetelmää. Seurannassa on ollut kuusi pientä itäsuomalaista purovesistön valuma-alueita. Näistä neljässä on tehty metsätaloudellisia toimenpiteitä ja kaksi on ollut koskemattomia vertailualueita. Kalibrointivaihe alkoi vuonna 1978 ja jatkui viisi vuotta. Vuonna 1983 aloitettiin metsänkäsittelyt, joihin kuuluivat

alueittain erilaisina yhdistelminä avohakkuu, ojitus sekä suojavyyhykkeillä varustettuna että johtamalla ojitusvedet suoraan vastaanottavaan puroon ja metsäautoteiden rakentaminen. Vuonna 1986 metsää aurattiin, ojitettiin ja mätästettiin, vuonna 1987 istutettiin männyntaimia (Ahtiainen ym. 1988, Ahtiainen 1990) ja vuonna 1989 tehtiin lannoituksia. Nurmes-tutkimuksessa on seurattu vedenlaatua (mm. Ahtiainen 1990), hydrologiaa (Seuna 1988), levälajistoa, perustuotantoa ja muuta tuotantobiologiaa (mm. Holopainen 1988, Huttunen ym. 1988, 1990) sekä välillisiä vesistöön vaikuttavia tekijöitä kuten kasvillisuutta (Finer ym. 1988) ja pienilmastoa (Kurimo ym. 1985).

Metsätalouden vesistövaikutuksia oli Suomessa tutkittu ennen vuonna 1990 alkanutta yhteistutkimusprojektia (METVE) yhteensä noin 15 kohteessa. Näistä enin osa oli keskittynyt ojituksen tai ojituksen ja lannoituksen vaikutuksiin. Menetelmistä käytetyin on ollut alueellinen vertailu. Järviin kohdistuneita ojituksen ja lannoituksen oletettuja vaikutuksia on tarkasteltu muutamassa kohteessa (Komiteanmietintö 1987). Järvitutkimuksissa on hyödynnetty pohjasedimenteistä saatavaa tietoa kasviplanktonin jäänteiden kerrostumisen muutoksista (esim. Granberg 1986). Käynnistetyn METVE-projektin tavoitteena on tutkia metsätalouden eri toimenpiteiden kuormitusvaikutuksia, niihin vaikuttavia tekijöitä ja torjuntakeinoja, sekä toisaalta metsätalouden aiheuttaman uhan suuruutta vesistöjen käytölle, kuten vesihuollolle, kalataloudelle ja virkistyskäytölle.

Ruotsissa kattavin tutkimus metsätalouden vesistövaikutuksista on ollut Siksjöbäcken-projekti, joka on keskittynyt metsä- ja suo-ojituksen limnologisiin ja hydrologisiin vaikutuksiin Keski-Ruotsissa (Bergqvist ym. 1984). Tutkimuksessa on käytetty Nurmes-tutkimuksen tapaan kalibrointikausi-vertailualue menetelmää. Limnologiseen tarkkailuun ovat kuuluneet veden laadun ohella myös biologiset muuttajat.

3.2. Kalasto-, rapu- ja kalatalousvaikutuksia käsittelevät tutkimukset

Suomessa ei ole tehty tutkimuksia, joissa olisi selvitetty metsätaloudellisten toimenpiteiden vaikutuksia nimenomaan kaloihin, kalakantoihin, rapuihin tai kalatalouteen. Joitakin yksittäisiä ongelmia on käsitelty, kuten elohopean kertymistä kaloihin ja metsäojituksen mahdollista vaikutusta siihen (Verta ja Rekolainen 1985). Metsätaloustoimien tarkastelu kalataloudellisissa tutkimuksissa on ollut pääasiassa päättelyä, ja mahdollisten kalakantamuutosten on oletettu johtuneen metsänkäsittelyistä, lähinnä ojituksista ja hakkuista esim. Kiiminkijoki (Viitala ja Hyvärinen 1986), Kuohunkijoki (Kännö 1987) ja Isojoki-Lapväärtinjoki (Lipkin ja Setälä 1989). Lisäksi eräiden tutkimusten yhteydessä on saatu tietoa kalastajien mielipiteistä metsätalouden vaikutuksista kalakantoihin. Kalastusta koskevissa postitiedusteluissa tai

kalastajien haastatteluissa, joita tehdään yleensä kalansaaliin arvioimiseksi tietyllä alueella, saadaan huomautuksia mm. vesistöjen ja kalakantojen tilasta sekä niihin vaikuttaneista tekijöistä. Näissä mielipiteissä kalastajat usein pitävät metsätaloustoimia kalakantoja heikentäjinä tekijöinä (esim. Pruuki ym. 1985 ja Pruuki, julkaisematon aineisto). Kuuminkijoen vesistöalueen kalastajilta on tiedusteltu mielipiteitä nimenomaan mm. kalakantoja uhkaavista tekijöistä. Pahimpana uhkana pidettiin ojituksia (Viitala ja Hyvärinen 1986).

Ruotsalaisessa Siksjobäcken-tutkimuksessa on vesistötarkkailun piiriin sisällytetty myös kalakannat. Tästä tutkimuksesta on saatu jonkin verran tietoa metsätalouden vaikutuksista lähinnä purovesistöjen kalakantoihin. Sen sijaan isommista joista tai järvistä on Pohjoismaissa vain niukasti tutkimustietoa.

Pohjois-Amerikassa on pohdittu metsätalouden, lähinnä hakkuiden vesistövaikutuksia viime vuosisadalta lähtien (Verry 1986). Tutkimuksia on tehty runsaasti myös hakkuiden vaikutuksista kalakantoihin. Esimerkiksi Salo ja Cundy (1987) ovat toimittaneet laajan metsä- ja kalatalouden vuorovaikutuksia jokien valuma-alueilla käsittelevän julkaisun. Etenkin länsirannikon metsätalousalueilla sijaitsevien jokivesistöjen tyynenmerenlohikannat ovat taloudellisesti erittäin tärkeä hyödynnettävä luonnonvara, ja näin ollen vastakkaiset taloudelliset edut ovat synnyttäneet tutkimustarpeen. Pohjois-Amerikassa on tutkittu mm. hakkuusta aiheutuvan eroosion ja veteen jäävien hakkuutähteiden vaikutuksia tyynenmerenlohen poikastuotantoon. Tulosten sovellettavuus Suomeen tai Pohjoismaihin on kuitenkin mm. maaperän, geomorfologian, puuston, korjuumenetelmien ja toisaalta myös tyypillisten kalakantojen ja niiden elämänsyklinen erilaisuudesta johtuen epävarmaa.

4. METSÄTALOUDEN VAIKUTUKSET KALOJEN JA RAPUJEN ELOTTOMAAN YMPÄRISTÖÖN

Metsätalouden vaikutuksia kalojen ja rapujen elottomaan ympäristöön eli veteen ja sen ominaisuuksiin pohditaan seuraavissa kappaleissa pääasiassa niiden tutkimusselostusten ja -katsausten perusteella, joissa on tarkasteltu metsätalouden vaikutuksia hydrologiaan ja veden kemiallisiin tai fysikaalisiin ominaisuuksiin.

4.1. Hydrologia

Keskeisin vesistöjen hydrologiaan vaikuttavista metsätaloustoimenpiteistä on **ojitus**. Uudisojitukset lisäävät Suomessa tehtyjen tutkimusten mukaan poikkeuksetta soiden **vuosivalun-**

taa. Sitä lisäävä vaikutus on suurimmillaan heti ojituksen jälkeen. Yleensä valunta palaa alkuperäiselle tasolle noin 15 - 20 vuodessa, minkä jälkeen se on alkuperäistä pienempi (Seuna 1990).

Luonnontilaisella suolla keväiset ylivalumat ovat suurempia ja kesäylivalumat pienempiä kuin tavanomaisella metsävaluma-alueella. Uudisojitus suurentaa kevätylivalumaa, jos ojitettu alue on vähäpuustoinen ja sijaitsee valuma-alueen latvoilla. Kevätylivaluma pienenee, jos ojitusalueet ovat valuma-alueen alajuoksulla tai hyvin hajallaan virtausmatkan suhteen. Ojituksen seurauksena kesäaikainen ylivaluma yleensä kasvaa. Myös alivalumat kasvavat, eli virtaama lähinnä kesän kuivimpana aikana lisääntyy ojituksen seurauksena. Alivaluman kasvu voi olla erityisen voimakas, jos ojitus ulottuu ohuen turvekerroksen läpi suhteellisen läpäisevään kivennäismaannokseen asti (Seuna 1990). Yleisesti voidaan todeta, että ojitus äärevöittää valuntaa ja virtaamia.

Metsäojitusten hydrologiset vaikutukset vähenevät ojien umpeenkasvun ja tukkeutumisen myötä, mutta myös puuston kehittyminen vähentää hydrologisia muutoksia. Kunnostus- ja täydennysojitusten vesistövaikutuksia ei ole tutkittu. On oletettu, että niiden vaikutukset ovat luonteeltaan uudisojitusten vaikutusten kaltaisia, mutta voimakkuudeltaan vähäisempiä (Komiteanmietintö 1987).

Hakkuut vähentävät voimakkaasti puuston kautta tapahtuvaa haihduntaa. Veden haihtumisen vähenemisen seurauksena kokonaisvalunta kasvaa. Kokonaisvalunnan on todettu kasvaneen 0,5 - 1 mm avohakatulta hehtaarilta poistettua puukuutiometriä kohden (Komiteanmietintö 1987, Seuna 1990). Avohakkuiden on myös todettu äärevöittävän valuntaa. Kevätylivalunnan kasvu johtuu haihdunnan vähenemisen lisäksi lumen sulamisen nopeutumisesta hakkuu-aloilla verrattuna hakkaamattomiin metsiin. Seunan (1990) mukaan kevätylivaluman kasvu on maannoksesta riippuen 30 - 35 %, kun valuma-alueesta on hakattu puolet. Kesäylivalumien vastaava kasvu on 15 - 30 %, mutta kesäalivalumien kasvu voi olla suomalla jopa yli 100 % ja kivennäismailla noin 30 %.

Hakkuut ja toisaalta hakatun alan uudistuminen sekä puuston kasvu kompensoivat keskimäärin toistensa vaikutukset, eikä suuria hydrologisia muutoksia tapahdu kuin voimakkaasti keskittyneissä hakkuissa (Komiteanmietintö 1987). Hakkuun aiheuttamien hydrologisten muutosten pääasiallinen palautuminen vie Seunan (1990) mukaan 2 - 3 vuotta. Eri hakkuumuodoista on tutkittu vain avohakkuiden hydrologisia vaikutuksia. On oletettavaa, että erilaisissa harventavissa hakkuissa hydrologiset vaikutukset ovat vähäisempiä kuin avohakkuissa ja että ne peittyvät tai korvautuvat nopeasti.

Erilaisten maanpinnan käsittelyjen on joskus arvioitu vaikuttavan suoraan valuntaan ojituksen tavoin. Koska esimerkiksi aurauksessa ei kuitenkaan synny yhtenäistä ojituksen kaltaista varsinaista veden keräilyjärjestelmää, ei vaikutuksia tältä osin voida pitää samanlaisina. Sen sijaan maanpinnan käsittely poistaessaan pintakasvillisuutta voi puiden poiston tapaan edelleen vähentää haihtumista ja sitä kautta lisätä valuntaa. Muut metsätaloustoimenpiteet vaikuttavat hydrologiaan pääasiassa välillisesti. Mikäli niillä on puuston kasvua parantava vaikutus, se voi ilmetä mm. haihdunnan kasvuna.

4.2. Kiintoaineen huuhtoutuminen

Kiintoaineen huuhtouma eli eroosio voi kasvaa, jos maanpinta jollakin keinolla rikotaan. Metsätalouden kannalta tulevat tällöin kysymykseen ojitus eri muodoissaan, maanpinnan käsittelyt kulotus mukaan lukien sekä koneellinen puunkorjuu ja metsäautoteiden rakentaminen. Hakkuut voivat lisätä kiintoaineen huuhtoutumista kasvattamalla ylivalumia. Kiintoainehuuhtoutuminen vaikuttaa vesistön vedenlaatuun niin kauan kuin huuhtoutumista tapahtuu, mutta sillä voi olla myös pysyvämpiä vaikutuksia, jotka aiheutuvat huuhtoutuvan aineksen kasautumisesta virtavesien uomiin tai lampi- ja järvi-altaisiin.

Metsäojituksesta johtuva kiintoaineen huuhtouman kasvu on todettu useissa tutkimuksissa. Ero on selvästi havaittavissa, koska luonnontilaisilla alueilla huuhtoumat ovat Suomen oloissa niukkoja. Kenttämies (1981) on todennut ojitetulta suoalueelta tulevan veden kiintoainepitoisuuden nousseen heti ojituksen jälkeen monikymmenkertaiseksi. Kahden vuoden keskiarvona kiintoainepitoisuus oli kuusinkertainen ojittamattomaan tilanteeseen verrattuna. Ruotsissa havaittiin Siksjöbäckenin alueella heti ojituksen jälkeen 73 % nousu kiintoaineen pitoisuudessa. Pitoisuus palautui normaaliksi muutamassa kuukaudessa. Toisessa tapauksessa ei havaittu muutosta, koska valuma-alueen vedet laskivat metsäjärven kautta, johon kiintoaine todennäköisesti sedimentoitui (Bergqvist ym. 1984).

Nurmes-tutkimuksessa havaittiin kiintoaineen määrässä yli kymmenenkertainen kasvu ojitusta seuraavan kolmivuotisjakson aikana, vaikka tutkitun Suopuron varteen jätettiin 10 metriä leveä ojittamaton suojavaöhyke. Luonnontilassa kiintoainehuuhtouma eri koalueilla oli noin 5 - 15 kg hehtaarilta vuodessa. Suopuroon tullut kiintoaine oli pääasiassa epäorgaanista. Orgaanisen, happea kuluttavan kiintoaineen määrässä oli selvää kasvua (44 %) vain ojitusvuonna, jonka jälkeen tilanne palasi normaaliksi (Ahtiainen 1990).

Eroosioaineksen sedimentoituminen voi muuttaa vesistöjen morfologiaa ratkaisevasti. Eroosioherkillä alueilla on purouomien todettu hiekoittuneen ja täyttyneen lähes täydellisesti, mm. metsäojituksesta ja purouomien perkauksesta tulevasta kiintoaineesta (Salo ym. 1984).

Vaasan vesipiirin vesitoimisto on yhdessä Keskusmetsälautakunta Tapion kanssa selvittänyt mahdollisuuksia vähentää ojituksesta aiheutuvaa kuormitusta selkeytysaltailla. Isojoen Lohiluoman allaskokeessa 1980-luvun alkupuoliskolla kiintoaineen määrä väheni noin 88 % ensimmäisenä vuotena ja 59 % kolmantena vuotena. Toisena vuotena altaasta poistui enemmän kiintoainetta kuin siihen tuli. Tämän arveltiin johtuneen mm. altaan suulle kasautuneesta lietteestä ja tuloveden virheellisestä näytteenotosta, joka oli mahdollisesti karsinut pohjaa pitkin vierineen karkeimman kiintoaineen (Hintsu ym. 1984). Selkeytysallasjärjestelmää on myöhemmin edelleen kehitetty, ja sen ylläpito vaatii mm. säännöllisen altaiden tyhjennyksen. Selkeytysaltaita tehdään nykyään ojituksen yhteydessä yleisesti eroosioherkille alueille.

Nurmes-tutkimuksessa pyrittiin selvittämään myös **maanpinnan käsittelyjen** vaikutuksia veden laatuun. Avohakatulla alueella tehtiin joko auraus, ojitus ja mätästys (Murtopuro) tai pelkkä auraus (Kivipuro). Murtopuron alueella havaittiin käsittelyjen jälkeen kiintoainehuuhtoumassa noin 100 - 200 -kertainen kasvu kolmena käsittelyjä seuranneena vuotena. Kivipuron alueelle jätettiin puron ja auratun alueen väliin suojavyöhyke. Kiintoainetta huuhtoutui saman verran kuin ennen käsittelyä (Huttunen ym. 1990). Murtopuron tapauksessa ei voida eritellä, mikä osuus lisääntyneestä eroosiosta johtui ojituksesta ja mikä maanpinnan käsittelystä. Metsän uudistamisesta johtuneista vedenlaadun muutoksista kiintoainekuormituksen kasvu oli joka tapauksessa huomattavin muutos.

Avohakkuun jälkeen ei Nurmes-tutkimuksessa havaittu kiintoainepitoisuuden kasvua suojavyöhykkeen reunustamassa purossa (Ahtiainen 1990). Koneellisen puunkorjuun vaikutusta kiintoainepitoisuuteen ei selvitetty, mutta todennäköistä on, että suojavyöhykkeettömässä hakkuussa se lisää kiintoainepitoisuutta, kuten kaikki maanpintaa rikkovat toimenpiteet. Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa on usean tutkimuksen yhteenvedona todettu metsäautoteiden rakentaminen suurimmaksi jokisedimentin lähteeksi (Gibbons ja Salo 1973).

4.3. Lämpötila

Lämpötila on tärkeä tuotantoon ja muihin biologisiin prosesseihin vaikuttava tekijä. Eri kalalajeilla tiedetään olevan tietyt lämpötila-alueet, joissa ne tulevat toimeen tai joita ne suosivat. Nurmes-tutkimuksessa havaittiin selvästi sekä purovesien lämpenemisen nopeutumi-

nen k väällä että maksimilämpötilojen kasvu muutamalla asteella avohakkuun seurauksena. Enim. illään maksimilämpötilan kasvu oli jopa 6,8 °C. Keskimääräinen lämpötila kasvoi avohakkuun jälkeen 0,9 - 1,6 °C. Suojavyöhykkeellisessä purossa ei havaittu vastaavaa lämpötilan nousua (Ahtiainen 1990). Myöhemmin toteutettu maanmuokkaus vaikutti samaan tapaan (Huttunen ym. 1990). Syinä purovesien lämpötilan nousuun voidaan pitää avohakatun valuma-alueen maaperän lämpötilan nousua, purojen varjostumisen vähenemisestä johtuvaa säteilyn lisääntymistä sekä toisaalta veden tummumisesta johtuvaa tehostunutta säteilyn imeytymistä. Havaintoja on myös alentuneista talvilämpötiloista hakkuun seurauksena (Gibbons ja Salo 1973, Gregory ym. 1987).

4.4. Liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuudet

Metsäojituksen vaikutuksista vesistöjen turvemaaperäisen liuenneen orgaanisen aineksen eli humuksen määrään on ristiriitaisia käsityksiä (Sallantaus 1986). Komiteanmietinnössä (1987) on todettu metsäojituksen vaikuttavan huuhtoumiin mm. seuraavista syistä: valunnan määrä muuttuu, ulkopuolisten vesien pääsy suoalueelle estyy ojituksen seurauksena, tehostunut kuivatus lisää turpeen hajoamista ja orgaanisen karikkeen tuotannossa tapahtuu muutoksia. Lisäksi huuhtoumiin vaikuttaa myös mm. suotyyppe. Toisaalta huuhtouman analysointi on hankalaa, koska keskeisenä osana huuhtoumaprosessissa on kasviperäinen humus, joka voi olla olosuhteista riippuen joko hajoamisen lopputulos tai välivaihe. Liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuutta mitataan mm. orgaanisena hiilenä ja toisaalta epäsuorasti kemiallisena hapenkulutuksena.

Heikuraisen ym. (1978) mukaan ojitusalueen ikä ei ratkaisevasti vaikuta valumaveden liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuuteen. Ojitetulta ja luonnontilaiselta valuma-alueelta tulevien vesien orgaanisen aineksen määrät poikkeavat toisistaan lähinnä vain heti ojituksen jälkeen, jolloin ojitetulta alueelta tulevasta vesistä on mitattu huomattavan suuria pitoisuuksia. Tärkeimpien vesistöjen pitkäaikaisseurannoissa 1960-luvulta lähtien ei liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuuksissa ole yleensä havaittu selvää kasvavaa kehityssuuntaa, vaikka samaan aikaan metsäojitusala on lisääntynyt voimakkaasti (Komiteanmietintö 1987). Sen sijaan pienissä järvissä on havaittu selvää humuksen lisääntymistä metsätaloustoimien seurauksena (RKTL:n HAPRO-kalatutkimukset, julkaisematon aineisto).

Nurmes-tutkimuksessa on selvitetty avohakkuun ja maanpinnan käsittelyn vaikutuksia alueen virtaavien purovesien liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuuksiin. Avohakkuun todettiin kasvattavan orgaanisen hiilen pitoisuuksia noin parilla kymmenellä prosentilla, silloinkin kun hakkuualan ja valumavesiä vastaanottavan puron väliin jätettiin suojavyöhyke. Kemiallinen

hapenkulutus kasvoi suojavyohykkeettömässä purossa kaksinkertaiseksi vertailualueeseen nähden, ja ero säilyi keskimäärin noin 1,5-kertaisena kolmen seuraavan vuoden ajan. Jos suojavyohyke jätettiin, muutokset olivat lievempiä, ja tilanne palautui nopeammin ojitusta edeltäneen tason suuntaan (Ahtiainen 1990). Orgaanisen hiilen pitoisuus ja kemiallinen hapenkulutus purovesissä vähenivät maanmuokkauksen jälkeen (Huttunen ym. 1990).

4.5. Happamuus

Metsäojituksen vesistöjä happamoittavaa vaikutusta ei vähäisestä tutkimustiedosta johtuen juurikaan tunneta. Ruotsissa on havaintoja sekä pH-arvojen noususta että laskusta (Simonsson 1987). Ojitetun maan laatu määrää paljolti, millaisia pH-muutoksia valuma-alueella esiintyy. Komiteanmietinnön (1987) mukaan vaikutukset happamuuteen ovat lähinnä kolmentyyppisiä: 1) paksaturpeisten ja karujen soiden ojituksesta aiheutuva valunnan lisääntyminen alentaa pH-arvoja, 2) pintaturpeeltaan happamilta soilta tulevien valumavesien pH-arvot voivat nousta kuivina kausina suon tyhjentymisvalunnan lakattua, jos ojat yltävät saraturpeeseen tai kivennäismaahan ja 3) runsasrikkisten tai entisten merenpohja-alueiden alunamaiden soiden ojitus voi aiheuttaa ajoittain voimakkaita happamuuden lisäyksiä. Alunamaita on runsaasti mm. Pohjanlahden rannikolla. Alunamailta on havaintoja siitä, että ojitus alentaa pH:n minimiarvoja kevättulvan aikaan. Nurmes-tutkimuksessa havaittiin pH-arvon alenevan ojituksen aikaisen tyhjentymisvaiheen aikana. Muutaman kuukauden kuluttua pH-arvo alkoi kasvaa (Ahtiainen 1990).

Ruotsissa on tutkittu metsänlannoituksen vaikutuksia vesien happamuuteen Kloten-tutkimuksessa. Ammoniumnitraatin todettiin lievästi happamoittavan valumavesiä lannoitusta seuraavina vuosina. Urealannoitus puolestaan kohotti valumaveden pH-arvoja (Grip 1982). Pitemmällä aikavälillä urealannoituksella voi olla myös happamoitumista edistävä vaikutus (Komiteanmietintö 1987).

Nurmes-tutkimuksessa valumavesien happamuus kasvoi ja pH:n vuodenaikaisvaihtelu muuttui avohakkuun jälkeen. Myöhemmin hakkuun jälkeen ja erityisesti maanmuokkauksen vaikutuksesta happamuus ja sen vuodenaikaisvaihtelu väheni (Huttunen ym. 1990). Ruotsalaisten selvitysten tulokset avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutuksista vesien pH-arvoihin ovat ristiriitaisia, eikä niistä voi tehdä yksiselitteisiä johtopäätöksiä (Komiteanmietintö 1987).

4.6. Fosforikuormitus

Fosfori on Suomen vesistöissä usein ns. minimitekijä, eli fosforin määrän lisäys vaikuttaa yleensä suoraan rehevyyttä lisäävästi. Fosforin huuhtoutumiseen vaikuttavat mm. maaperän happitilanne, hydrologia ja eroosio, joten havaintoja metsätaloustoimien vaikutuksista siihen on vaikea yleistää.

Metsäojituksen vaikutuksesta vesistöjen fosforipitoisuuteen on osittain ristiriitaisia tietoja. On esitetty, että metsäojitus ei pitkällä aikavälillä vaikuta fosforin huuhtoutumisen määrään, koska vapautuva fosfori sitoutuu samantien kasvillisuuden käyttöön. Toisaalta on esitetty, että ojituksesta aiheutuva hajotuksen lisääntyminen vapauttaa turpeeseen sitoutunutta fosforia (Komiteanmietintö 1987).

Lyhyellä aikavälillä ojituksen on havaittu lisäävän fosforin huuhtoutumista. Tämä johtuu orgaanisen aineksen hajotuksen lisääntymisestä. Nurmes-tutkimuksessa purovesien kokonaisfosforipitoisuuden havaittiin suurenevan ojituksen vaikutuksesta eniten kevättulvan aikana, jolloin kasvu oli noin 2 - 3 -kertainen odotusarvoihin nähden (Ahtiainen 1990). Samansuuntaisia tuloksia ovat esittäneet Bergqvist ym. (1984) Siksjöbäckenin alueelta Ruotsista.

Hakkuiden vaikutus huuhtoutuvan fosforin määrään riippuu hakatun alueen maaperän laadusta. Nurmes-tutkimuksessa kivennäismaalla tehty suojavaohykkeen eristämä avohakkuu ei oleellisesti vaikuttanut purovesien kokonais- tai fosfaattifosforipitoisuuksiin. Turveperäisen alueen avohakkuu sen sijaan lisäsi kokonaisfosforipitoisuuden lähes nelinkertaiseksi ja fosfaattifosforin pitoisuuden lähes viisinkertaiseksi (Ahtiainen 1990). Näin huomattavaa fosforipitoisuuden kasvua on pidetty poikkeuksellisen suurena, vaikkakin hakkuiden vaikutuksesta fosforin huuhtoutumiseen tiedetään hyvin vähän (Komiteanmietintö 1987).

Maanmuokkauksen vaikutuksia fosforipitoisuuksiin ei Nurmes-tutkimuksessa voitu selvästi erottaa edeltäneen avohakkuun vaikutuksista. Puroveden kokonaisfosforipitoisuudet pysyivät kuitenkin kolme vuotta avohakkuun jälkeen toteutetun maanmuokkauksenkin jälkeen edelleen selvästi suurentuneina (Huttunen ym. 1990).

Metsänlannoituksessa käytettävä fosfori on pääasiassa hidasliukoista, ja fosforin sekä metallien (alumiini, rauta) muodostamat yhdisteet ovat yleensä erittäin niukkaliukoisia. Tämän vuoksi fosforia ei juurikaan huuhtoudu kivennäismailta (Komiteanmietintö 1987).

Karuilla turvemaidilla fosforin liukoisuus on kuitenkin suuri. Tämä johtuu osittain siitä, että karujen happamien soiden rahkaturpeessa on vain niukasti fosforia sitovia metalleja. Happamuus voi myös lisätä fosforin liukoisuutta (Komiteanmietintö 1987). Ojitetuilta soilta tapahtuva fosforin huuhtoutuminen on lisäksi pitkäaikaista (Ahti 1983, Heikurainen ym. 1978). Rahkaturpeisten soiden lannoituksesta voi seurata fosforihuuhtoutuman moninkertaistuminen. Saura (1991) on havainnut suovaltaisen lannoitetun alueen valumavesissä kaksi vuotta lannoituksen jälkeen 15-kertaisen fosforipitoisuuden lannoittamattomaan alueeseen verrattuna. Lisäksi lannoitusajankohta voi vaikuttaa huuhtoutuman määrään. Esimerkiksi talvilevitys voi lisätä fosforihuuhtoumaa oleellisesti (Komiteanmietintö 1987).

4.7. Typpikuormitus

Typpi on fosforin ohella toinen keskeinen perustuotannon määrää vesistöissä rajoittava ravinne. Typen merkitys minimitekijänä riippu yleensä fosforin määrästä, ts. typen ja fosforin määrän suhde on tärkeä tuotannon säätelytekijä.

Siksjöbäcken-tutkimuksessa havaittiin sekä ammonium- että nitraattityppipitoisuuksien pysyneen ojituksen jälkeen kahden vuoden ajan luonnontilaan verrattuna keskimäärin kaksinkertaisina. Orgaanisen typen pitoisuus oli kasvanut noin viidenneksen, kun mittaukset tehtiin 200 metriä ojitetusta suosta alavirtaan. Kilometri alavirtaan pitoisuuden kasvu oli oleellisesti pienempää (Bergqvist ym. 1984). Nurmes-tutkimuksen tulokset epäorgaanisen typen huuhtoutumisesta ojituksen jälkeen olivat samansuuntaisia kuin Siksjöbäckenin alueella (Ahtiainen 1990).

Avohakkuun on Suomessa todettu suurentavan selvästi epäorgaanisen typen pitoisuuksia alapuolisissa vesissä. Kokonaistypipitoisuus, joka pääasiassa koostuu orgaanisesta tpeestä, on kehitykseltään samankaltainen. Nurmes-tutkimuksessa havaittiin ammonium-, nitraatti-, ja kokonaistypen pitoisuuksien suurentuneen erittäin selvästi kolmen vuoden aikana avohakkuun jälkeen (Ahtiainen 1990). Suojavyöhykkeellä eristetyltä avohakkuulta tulevien vesien epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat oleellisesti pienempiä.

Maanmuokkauksen on todettu vaikuttavan valumavesien typpiyhdisteiden pitoisuuksiin avohakkuun tavoin. Nurmes-tutkimuksessa typpiyhdisteiden pitoisuudet suurenivat aurauksen, ojituksen ja mätästyksen seurauksena, ja esimerkiksi ammoniumtyppipitoisuus kasvoi luonnontilaan verrattuna noin kuusinkertaiseksi. Maanmuokkauksen vaikutusta valumavesien typpiyhdisteiden pitoisuuksiin ei voitu tarkastella täysin erillisenä, sillä muokkausta edeltänyt avohakkuu vaikutti vielä tuloksiin (Huttunen ym. 1990).

Metsänlannoituksesta tulevan typen huuhtoutumisesta saaduissa tuloksissa on suurta vaihtelua. Eri tutkimusten mukaan lannoitetyypestä on vähimmillään huuhtoutunut 2 % neljässä vuodessa, enimmillään 22 % kahdessa viikossa (Komiteanmietintö 1987). On oletettavaa, että vaihteluihin vaikuttaa mm. lannoitusajankohta, maaperän laatu, lannoitteen koostumus, valuma-alueen ojitus ja sateet. Esimerkiksi Suomessa yleisesti käytetystä urealannoituksesta peräisin olevan typen on todettu huuhtoutuvan turvemaalta eniten keväällä, jos lannoite on levitetty lumelle. Sen sijaan lumettomana aikana tehdyn lannoituksen jälkeen ei huuhtouman kasvua havaittu (Ahti ja Paarlahti 1988). On arveltu, että typpilannoituksella voi ravinnekuormituksen ohella olla vaikutuksia myös valumavesien happamuuteen (Komiteanmietintö 1987).

4.8. Muut alkuaineet

Rikki voi vaikuttaa hapetus-pelkistys -reaktioiden välityksellä maaperän kemiaan, kuten happamuuden vaihteluihin ja eräiden raskasmetallien sitoutumiseen. Rikkiä voi vapautua entisen merenpohjan päälle muodostuneiden soiden ojituksessa, mutta ojitus ja maanmuokkaus voivat lisätä myös laskeumaperäisen rikin huuhtoutumista ja vaikuttaa sen reaktioihin. Tutkimustuloksia metsäojituksen aiheuttamista muutoksista rikin huuhtoutumiseen on vähän, ja luotettavien tulosten saaminen humusvesistä ei onnistu perinteisillä analyysimenetelmillä. Ilmeistä kuitenkin on, että metsäojitus lisää sulfaatin huuhtoutumista (Komiteanmietintö 1987, Bergqvist ym. 1984).

Metallien huuhtoutuminen riippuu yleensä happamuudesta ja pH:n muutoksista, hapetus-tilasta ja orgaanisten kompleksien muodostumisesta. Alkali- ja maa-alkalimetalleilla (**natrium, kalium, magnesium ja kalsium**) ei ole vesistöissä haitallisia vaikutuksia (Komiteanmietintö 1987). Sen sijaan **raudalla, alumiinilla ja mangaanilla** voi olla haitallisia vaikutuksia. Suuria liukoisen raudan pitoisuuksia on mitattu sekä ojitetujen että luonnontilaisten soiden valumavesistä etenkin alivalumakausina (Sallantaus 1986, Komiteanmietintö 1987). Havaintoja on sekä ojituksen valumaveden rautapitoisuutta vähentävästä (Hynninen ja Sepponen 1983) että lisäävästä vaikutuksesta (Ahtiainen 1990). Nurmes-tutkimuksen mukaan myös maanmuokkaus voi lisätä valumavesien rautapitoisuuksia (Huttunen ym. 1990, Ahtiainen 1990). Metsätaloustoimien vaikutuksista alumiini- ja mangaanipitoisuuksiin on niukasti tietoja. Nurmes-tutkimuksessa todettiin yhdellä koealalla tilastollisesti merkitsevä alumiinipitoisuuden kasvu avohakkuun jälkeen (Ahtiainen 1990). Siksjöbäckenissa alumiinipitoisuus suureni ojituksen seurauksena (Bergqvist ym. 1984). Mangaanipitoisuuden on havaittu ojituksen seurauksena joko pienenevän (Bergqvist ym. 1984) tai suurenevan (Ahtiainen 1990).

Elohopea on uhkatekijä, koska vesistöissä esiintyvä metyylielohopea on ravintoketjuun kerääntyvä myrkkä. Tunnettua on elohopean kertyminen erityisesti metsäjärvien petokaloihin kuten haukiin. Metsäojituksen on todettu lisäävän elohopean huuhtoutumista maaperästä, johon se on sitoutunut pääasiassa ilmalaskeumista (Verta ym. 1986).

Metallien vaikutuksesta vesiympäristöön tiedetään vähän, ja ilmeisesti tämän vuoksi myös niiden pitoisuuksia ja pitoisuuksiin vaikuttavia seikkoja on tutkittu vähän. Edellä mainittujen metallien lisäksi ainakin kupari, kadmium ja lyijy voivat olla riskitekijöitä, ja niitä voi vapautua myös metsätaloustoimien yhteydessä joidenkin alueiden maannoksista.

5. METSÄTALOUDEN VAIKUTUKSET KALOJEN JA RAPUJEN BIOLOGISEEN YMPÄRISTÖÖN

Metsätalouden toimenpiteistä johtuva veden samentuminen tai humuspitoisuuden lisääntyminen voivat vähentää valon määrää vedessä ja siten rajoittaa autotrofista eli auringon valoa energianlähteenään käyttävää perustuotantoa. Järvissä veden värin muutoksia saattavat seurata myös muutokset lämpötilakerrostuneisuudessa; pintavesi lämpenee aikaisempaa nopeammin ja lämpimämmäksi, mutta lämmennyt pintavesikerros on aikaisempaa ohuempi harppauskerroksen muodostuessa lähemmäksi pintaa. Tällaiset muutokset heijastuvat luonnollisesti myös planktoniyhteisöön, ja kasviplanktonissa vaikutukset voivat näkyä muutoksina sekä levälajistossa että perustuotannossa. Koska ravinteet ovat latvavesistöissä usein perustuotantoa rajoittava tekijä, voi metsätaloustoimenpiteistä johtuva ravinnelisäys rehevöittää vesistöä kiihdyttämällä perustuotantoa ja vastaavasti myös elollisen aineksen hajoamista. Rehevöitymisen vaikutus heijastuu koko eliöyhteisöön etenkin, jos happitilanne samalla huononee. Vaikutusten laajuus riippuu yhtä lailla vesistön ja sen valuma-alueen ominaisuuksista (koko, maaperä, virtaussuhteet ym.) kuin käsittelystä (osuus valuma-alueesta, käsittelymenetelmät ja voimaperäisyys, mahdolliset suojavaikykkeet ym.).

5.1. Kasviplanktonin lajisto ja biomassa

Nurmes-tutkimuksessa on todettu valuma-alueen avohakkuun vaikuttavan selvästi purovesistön kasviplanktonin koostumukseen (Huttunen ym. 1990). Murtopurosta tavattiin vuonna 1982 ennen hakkuita 21 levätaksonia, mutta hakkuiden (58 % valuma-alueesta) jälkeen vuosina 1983-1985 taksonien määrä oli 35. Tärkein leväryhmä oli Cryptophyceae, jonka osuus levien biomassasta oli puolet ennen hakkuita ja 80 % hakkuiden jälkeen. Piilevien osuus pieneni vastaavasti. Kasviplanktonin biomassa oli hakkuita seuraavana kesänä keski-

määrin 50-kertainen edelliseen kesään verrattuna ja vielä vuotta myöhemminkin noin 20-kertainen (Holopainen ym. 1985). Tutkituista vedenlaatumuuttujista kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien suureneminen sekä pH:n nousu selittivät parhaiten leväyhteisön muutoksia. Kun avohakkuun ja puron väliin jätettiin käsittelemätön suojavyöhyke, ei kasviplanktonissa todettu merkittäviä muutoksia (Huttunen ym. 1990).

Vuonna 1986 Murtopuron valuma-alueen avohakattua osaa aurattiin, ojitettiin ja mätästettiin. Puron kasviplanktonissa tapahtui selviä muutoksia. Biomassa suureni, ei kuitenkaan niin voimakkaasti kuin heti avohakkuun jälkeen. Conjugatophyceae-levien määrä lisääntyi noin puoleen koko biomassasta vuosina 1986 - 1988. Samoin lisääntyi piilevien määrä, kun taas Cryptophyceae-levien osuus oli vain 15 %. Maanmuokkauksen jälkeen veden lämpötilan nousu ja liukoisen orgaanisen hiilen määrän kasvu selittivät parhaiten muutoksia kasviplanktonin lajistossa (Huttunen ym. 1990).

Lammilla Evon alueella tutkittiin vuosina 1979 - 1984 mm. avohakkuun ja kulotuksen vaikutuksia metsäjärven ekosysteemiin. Toimenpiteiden jälkeen järvessä todettiin ensimmäistä kertaa sinileväkukintaa. Myös piileviä esiintyi aikaisempaa enemmän (Salonen ym. 1985). Ennen valuma-alueen käsittelyä Nimetön-järven tärkeimmät leväryhmät olivat Chlorophyceae, Chrysophyceae ja Cryptophyceae (Arvola 1983). Kasviplanktonin biomassa oli käsittelyn jälkeen vuosina 1983-1984 noin kaksinkertainen aikaisempiin vuosiin verrattuna. Tässä hankkeessa oli ongelmana - kuten useissa muissakin vastaavissa - erottaa usean eri toimenpiteen, tässä avohakkuun ja kulotuksen, vaikutukset toisistaan. Nimettömän tapauksessa saattaa lisäksi vaikuttaa se, että puuston poistaminen altisti järveä tuulille niin, että syksyinen veden sekoittuminen ulottui syvemmälle kuin aikaisemmin. Tämä saattoi tuoda alusveteen kertyneitä ravinteita pintaan ja vaikuttaa osaltaan havaittuihin muutoksiin. Kulotuksen hydrobiologisista vaikutuksista on tehty hyvin vähän tutkimuksia, mutta suurien metsäpalojen yhteydessä on tutkittu järviin tulevien aineiden määriä ja todettu kuormituksen olleen sen verran vähäistä, että suuria muutoksia kasviplanktonyhteisöissä tai järvien rehevyudessa ei ole odotettavissa (Wright 1976, Schindler ym. 1980).

Metsien ja soiden lannoituksen yhteydessä ravinteita joutuu myös vesistöihin (Särkkä 1970), millä on vaikutusta sekä kasviplanktoniin että muihin perustuottajiin. Paleolimnologisessa tutkimuksessa todettiin Polvijärven piilevästön muuttuneen valuma-alueen ojitusten seurauksena. Muutokset olivat selvimpiä myöhemmin suoritettujen lannoitusten jälkeen (Simola 1983). Lannoituksen vesistövaikutusten mekanismeja on selvitetty myös lisäämällä lannoite suoraan järviin (Lundgren 1978). Näissä kokeissa on tutkittu myös eri ravinteiden ja niiden erilaisten yhdistelmien vaikutuksia kasviplanktoniin (Schindler ja Fee 1974). Typen ja fosforin on

todettu yhdessä lisäävän kasviplanktonbiomassaa enemmän kuin pelkän fosforin (Schindler ja Fee 1974, Persson 1978).

Nurmes-tutkimuksessa oli yhden purojen valuma-alueen käsittelyä yksinomaan ojitus. Kesällä 1983 ojitettiin 13 % Suopuron valuma-alueesta. Kasviplanktonin biomassa viisinkertaistui käsittelyn jälkeen ja oli alkuperäiseen verrattuna yli kaksinkertainen myös seuraavana kesänä (Holopainen ym. 1985). Siksjöbäcken-tutkimuksessa Keski-Ruotsissa selvitettiin suo- ja metsäojituksen vaikutuksia alueen purojen ja kahden järven biologiaan. Molemmissa järvissä havaittiin ojitusvuonna 1981 kasviplanktonbiomassan lievää suurenemista. Kasviplanktonyhteisössä eräiden Cryptophyceae- ja Chrysophyceae-lajien osuus suureni, ilmeisesti humuksen määrän lisääntymisen ja heikentyneiden valaistusolojen vuoksi (Bergquist ym. 1984). Lajilukumäärä sen sijaan oli ojitusten jälkeen hieman pienempi kuin ennen ojituksia. Lestijärven rehevöitymisen syytä tutkittiin sedimentin piilevästön avulla. Järven hitaan rehevöitymisen tärkeimmäksi syyksi esitettiin järven valuma-alueella 1950-luvulla aloitettuja suo- ja metsäojituksia (Granberg 1986).

Metsätaloustoimiin mahdollisesti liittyvä happamuuden lisääntyminen saattaa vaikuttaa kasviplanktonilajistoon (Kippo-Edlund ja Heitto 1990). Happamien järvien kasviplanktonin taksoniluku on keskimäärin noin puolet neutraalien järvien vastaavasta (Arvola ym. 1990). Biomassat sen sijaan saattavat olla yhtä suuria happamissa ja neutraaleissa järvissä, sillä niihin vaikuttavat happamuutta enemmän ravinnepitoisuudet ja liuenneen orgaanisen aineen määrä vedessä (Kippo-Edlund ja Heitto 1990).

5.2. Perustuotanto ja mineralisaatio

Nurmes-tutkimuksessa havaittiin metsätaloustoimien seurauksena tutkittujen purojen kasviplanktonin perustuotannon suurentuneen (Holopainen ym. 1985, Huttunen ym. 1990). Suurin muutos mitattiin Murtopurossa laajojen avohakkuiden jälkeen, jolloin tuotanto kohosi 16-kertaiseksi ja oli seuraavanakin vuonna kahdeksankertainen hakkuita edeltäneeseen tuotantoon verrattuna (Holopainen ym. 1985). Vuonna 1986 tehdyt maanmuokkaukset Murtopuron valuma-alueella pienensivät aluksi kasviplanktonin perustuotantokykyä kiintoaineen kulkeutumisen aiheuttaman sameuden vuoksi, mutta myöhemmin perustuotanto kohosi lähes yhtä suureksi kuin avohakkuun jälkeen (Huttunen ym. 1990). Evolla tehdyssä avohakkuu- ja kulotuskokeessa Nimetön-järven perustuotanto keskimäärin nelinkertaistui toimenpiteitä edeltäneeseen verrattuna (Salonen ym. 1985).

Jotta vesiekosysteemin tasapaino säilyisi, pitäisi orgaanisen aineksen tuotannon lisääntyessä myös mineralisaation kiihtyä. Nurmes-tutkimuksessa bakteeritoiminnan aktiivisuutta mitattiin hiilidioksidin pimeäsitoutumisena. Murtopurossa se kohosi avohakkuun jälkeen hitaammin kuin perustuotanto ja pysyi lähtötilannetta suurempana myös maanmuokkauksen jälkeen (Huttunen ym. 1990). Evon kulotustutkimuksessa mineralisaatio myöskin lisääntyi, muttei niin selvästi kuin perustuotanto (Salonen ym. 1985).

Vesistöjen latvaosissa, missä metsätalouden vaikutukset saattavat selvimmin heijastua vesiekosysteemien rakenteeseen ja toimintaan, ekosysteemien energia voi olla peräisin vesistön autotrofisen perustuotannon ohella myös valuma-alueella tuotetusta ja sittemmin vesistöön joutuneesta eli alloktonisesta aineksestä. Tällöin puhutaan heterotrofisesta perustuotannosta. Energian lähde voi olla esimerkiksi latvapuroihin kertyvä lehtikarikeri (Gregory ym. 1987, Likens 1985) tai järvien vedelle kellanruskeaa väriä antava liuennut orgaaninen aines (Salonen ja Arvola 1986). Paitsi bakteerituotantoa, liuennut orgaaninen aines edistää myös levien kasvua, mikä osoittaa niiden kykyä hyödyntää alloktonista ainesta.

Metsätaloustoimet muuttavat joskus autotrofisen yhteisön heterotrofiseksi tai päinvastoin. Esimerkiksi Nurmes-tutkimuksen Murtopuron perustuotannossa autotrofia vallitsi vuoden ajan heti avohakkuun jälkeen, mutta heterotrofia maanmuokkausten jälkeen (Huttunen ym. 1990). Avohakkuiden yhteydessä on todettu muuallakin vastaavaa: varjoisan puron heterotrofinen yhteisö voi muuttua valaistukseen äkillisen parantumisen myötä autotrofiseksi (Gregory ym. 1987). Evon Nimetön-järvessä heterotrofisen tuotannon osuus oli merkittävä ennen hakkuuta ja kulotusta. Niiden jälkeen autotrofisen perustuotannon merkitys suhteessa heterotrofiseen lisääntyi, todennäköisesti typpi- ja etenkin fosforipitoisuuksien suurenemisen johdosta (Salonen ym. 1985).

5.3. Perifyton

Perifytonin, jolla tässä tarkoitetaan lähinnä päällykslevästä, esiintymistä vesissä säätelevät veden ravinteisuus, valaistus, lämpötila, syvyyssuhteet, pohjan laatu ja pohjaeläimistön laidunnus (Simonsson 1987) sekä puroissa ja joissa lisäksi virtausnopeus. Nopeuteen 50 cm/s saakka virtaus hyödyttää levien ravinteiden saantia, minkä jälkeen perifytonille haitallinen eroosiovaikutus on merkittävämpi (Horner ja Welch 1981).

Nurmes-tutkimuksen purojen pohjan piilevästö koostui happamille ja niukkaravinteisille vesistöille tyypillisistä lajeista. Avohakkuu aiheutti piilevästössä muutoksia, jotka olivat kuitenkin huomattavasti lievempiä kuin kasviplanktonissa havaitut muutokset. (Holopainen ym. 1985).

Siksjöbäcken-tutkimuksessa valuma-alueen ojitus aiheutti rihmamaisten viherlevien osuuden suurenemista aikaisemmin piilevävaltaisessa perifytonissa. Syynä katsottiin olevan viherlevien vasteen lisääntyneille ravinnepitoisuuksille (Bergquist 1984). Myös avohakkuun on todettu aiheuttaneen rihmamaisten viherlevien määrän lisääntymistä. Oregonissa tehtyjen havaintojen mukaan "suuret viherlevämatot peittivät purojen pohjia" avohakkuun jälkeen (Hansmann ja Phinney 1973).

Suomessa viime vuosina voimistunut perifytonitutkimus on ollut paljolti soveltavaa, lähinnä rehevöitymisen määrää arvioivaa (Marja-aho ja Koskinen 1989). Tällöin on tarkasteltu lähinnä veden laadun ja perifytonlevien biomassan (tavallisimmin mitattu a-klorofyllinä) välisiä yhteyksiä. Sen sijaan veden laadun vaikutuksia perifytonlajistoon on tutkittu vähemmän (Eloranta 1987). Leskinen (1983) on tutkinut eri alustamateriaalien vaikutusta perifytonin kolonisaatioon. Heinonen ym. (1984) ovat kehittäneet menetelmää verkkohavaksen limoittumisen arvioimiseksi. Havaksesta (solmuväli 12 mm) määritettiin inkuboinnin jälkeen a-klorofylli ja kiintoaine, joiden määrät ilmoitettiin havasgrammaa kohti. Eniten limoittumista aiheuttivat piilevät.

5.4. Makrofyytit

Vesimakrofyyttejä on käytetty jo pitkään järvien luokittelussa ja ympäristömuutosten arvioinnissa (Toivonen 1984). Pääpaino on ollut rehevöitymisen ja eri tyyppisten jätevesien vaikutusten tutkimisessa (Marja-aho ja Koskinen 1989), mutta happamoitumisenkin vaikutuksia makrofyytteihin on tutkittu (Heitto 1990).

Metsätalouden toimenpiteet vesistöjen valuma-alueella voivat vaikuttaa makrofyyttikasvillisuuteen, jos niistä aiheutuu muutoksia vesistöjen valaistusoloissa, ravinteisuudessa tai pohjamateriaalin koostumuksessa. Vaikutukset kohdistuvat luonnollisesti eri tavoin ilmaversolliisiin, kelluslehtisiin ja uposlehtisiin kasveihin. Myös kasvien lisääntymistavalla on merkitystä (ks. Marja-aho ja Koskinen 1989). Esimerkiksi lumme ja ulpukka lisääntyvät voimakkaan juuristonsa päätesilmusta, jolloin ne selviytyvät samentumisen tai suurentuneen humuspitoisuuden aiheuttamasta valaistuksen heikentymisestä, joka saattaa olla kriittistä siemenistä lisääntyville vihvilöille (Marja-aho ja Koskinen 1989). Myöskään sedimentoitumisen lisääntyminen ei haittaa lummetta ja ulpukkaa.

Makrofyyttien minimivalaistuksena pidetään yhtä prosenttia pinnan läpi tunkeutuvan valon määrästä, joka syvyytenä vastaa suunnilleen näkösyvyyttä. Ravinteiden pitoisuuksien suureneminen hyödyttää makrofyyttejä kuten muitakin perustuottajia, mutta levistä poiketen

ne ottavat ravinteensa juuristollaan pohjasta. Ravinnekuormituksesta johtuva voimakas leväkukinta voi heikentää kasvien valonsaantia (Simonsson 1987). Myös päällyskasvustojen on todettu voivan huonontaa kasvien valonsaantia ja edelleen kasvua mm. ärviällä ja vesisherneellä (Marja-aho ja Koskinen 1989).

Siksjöbäckenin valuma-alueen ojitukset eivät vaikuttaneet järven vesikasvillisuuteen. Sen sijaan ojitettujen alueiden lannoitusta seurasi vihviläkasvuston laajeneminen Siksjöbäckenin suulla (Bergquist ym. 1984). Pohjois-Ruotsissa suoraan järviin tehdyissä lannoituskokeissa ei havaittu merkittäviä muutoksia palpakoiden tai lahnaruohojen biomassoissa eikä tuotannossa, jotka olivat sekä ennen ravinnelisäystä että sen jälkeen samaa suuruusluokkaa kuin Keski-Ruotsin metsäjärvissä (Solander 1978).

Paitsi vesikasvillisuus, myös rantakasvillisuus voi olla kalojen elinympäristön kannalta tärkeä. Esimerkiksi rantapensaikot tarjoavat suojaista katveen tammukkapuroissa. Veteen joutuvat lehdet voivat olla ravintona ravulle ja energianlähteenä puroekosysteemille. Rantakasvillisuudesta veteen joutuvat hyönteiset voivat olla tärkeä osa kalojen ravintoa. Jos metsätaloustoimet ulotetaan aivan rantaviivaan asti, rantakasvillisuus voi muuttua kalojen elinympäristön kannalta haitallisesti.

5.5. Eläinplankton

Metsätalouden toimenpiteiden vaikutuksia tutkittaessa eläinplanktoniin on kiinnitetty paljon vähemmän huomiota kuin esimerkiksi perustuottajiin. Yhtäältä tämä johtuu siitä, että suuri osa tutkimuksista on tehty puroissa, joissa ei ole varsinaista eläinplanktonia. Virtaavissa vesissä esiintyy eläinplanktonia lähinnä silloin kun yläpuolella on järvi. Marja-aho ja Koskinen (1989) pitivät eläinplanktonanalyysiä karkeana menetelmänä arvioitaessa turvetuotannon vesistövaikutuksia, joita voitaneen tietyin varauksin verrata metsätalouden vastaaviin. Menetelmän heikkoudet aiheutuvat mm. eläinplanktoniyhteisön vuosikierrosta, johon liittyy yksittäisten lajien vaihtelevat massaesiintymät. Lisäksi useimmat tavalliset eläinplankterit kestävät varsin hyvin metsätaloustoimista aiheutuvia veden laadun muutoksia, kuten ravinne- tai humuspitoisuuden suuremisen. Joidenkin lajien kuten *Daphnia*-vesikirppujen esiintyminen riippuu veden happamuudesta (Sarvala ja Halsinaho 1990), joten jos valuma-alueen käsittely aiheuttaa veden pH:n pienenemisen, se voi heijastua eläinplanktonilajistoon. Eläinplanktonin lajiluku on happamissa järvissä keskimäärin neutraaleja järviä pienempi (Arvola ym. 1990).

Siksjöbäcken-tutkimuksen kahdessa järvessä valuma-alueen ojitus ei vaikuttanut eläinplanktonin lajimääriin. Ojitusaluetta lähempänä olevassa Särkalampi-järvessä lajiluku oli sekä ennen että jälkeen käsittelyn 15 ja kooltaan suuremmassa Siksjön-järvessä 25 (Bergquist ym. 1984). Särkalammen eläinplanktonin biomassa pienentyi ojitusten jälkeen ja oli ojitusvuoden 1981 keskikesällä vain viidennes edellisvuotisesta. Erityisesti *Daphnia cristata*- ja *Holopedium gibberum* -vesikirppujen määrä pieneni. Syyksi esitettiin, että syötäväksi kelpaamattomien kiintoainepartikkeleiden osuus lisääntyi näiden valikoimattomasti suodattavien planktonäyriäisten ruoassa heikentäen ravinnonoton tehokkuutta. Siksjön-järvessä, joka on kauempana ojitusalueesta, kiintoaineesta ei ollut haittaa ja siellä eläinplanktonbiomassat kohosivat lievästi (Bergquist ym. 1984).

Pohjois-Ruotsissa tehdyissä lannoituskokeissa pelkän fosforin lisääminen järveen vaikutti lievästi rataseläinten biomassaan. Kun järveä lannoitettiin vuonna 1975 sekä fosforilla että typellä, biomassa moninkertaistui, mutta tasaantui jo seuraavana vuonna (Persson 1978). Muutokset rataseläinten biomassassa noudattelivat varsin tarkoin kasviplanktonbiomassassa tapahtuneita muutoksia.

Metsätaloustoimien vaikutukset eläinplanktonissa näyttävät riippuvan siitä, miten aiheutuneet muutokset sopivat planktereiden ravinnonottotapaan. Edellä kuvattu Särkalammen tapaus on esimerkki haitallisista vaikutuksista. Marja-ahon ja Koskisen (1989) mukaan siimallisten levien lisääntyminen kasviplanktonissa valuma-alueen käsittelyn jälkeen hyödyttää niitä ravintonaan käyttäviä eläinplanktereita, kuten *Kellicottia*- ja *Polyarthra*-rataseläimiä. Ravintoketjun ylemmät tasot pitäisi kuitenkin muistaa myös pohdittaessa metsätalouden vaikutuksia, sillä muutokset planktonisyöjäkalojen määrässä vaikuttavat äyriäisplanktoniin.

5.6. Pohjaeläimet

Pohjaeläimet jaetaan ravinnonottotapansa mukaan pilkkojiin, kaapijoihin, suodattajiin, petoihin, ym. toiminnallisiin ryhmiin (Vannote ym. 1980), joilla kaikilla on merkityksensä orgaanisen aineksen hyväksikäytölle vesiekosysteemissä (Heikkinen ja Visuri 1990). Virtaavien vesien eri osissa näihin ryhmiin kuuluvilla pohjaeläimillä on erilainen merkitys. Pilkkijat ovat suhteellisesti tärkeimpiä latvavesistöissä, missä vesiekosysteemin energia on enimmäkseen maaekosysteemin tuottamaa. Keskijuoksulla, missä vesikasvien ja perifytonin ansiosta tuotanto on usein vallitsevasti autotrofista, kaapijat ovat merkittävin ryhmä, kun taas alajuoksulla suodattajat ovat tärkeimpiä (Vannote ym. 1980). Metsätaloustoimien vaikutukset pohjaeläinyhteisöihin riippuvat veden laadun muutoksista, sedimentaatiosta ja pohjan laadun

muutoksista, virtaamasta ja sen vaihteluista, joen tai puron koosta, vesistön järvisyydestä ja rantakasvillisuudesta (Simonsson 1987).

Järvissä pohjaeläimistöön voivat vaikuttaa muutokset pohjan laadussa ja veden happipitoisuudessa. Siksjöbäcken-tutkimuksen yhteydessä Siksjön-järven pohjaeläimistön lajiluku oli valuma-alueen ojituksen jälkeen hieman suurempi kuin ennen ojitusta (24 ja 20). Pohjaeläimistön kokonaisbiomassa oli ojituksen jälkeen alkutilanteeseen verrattuna noin kaksinkertainen (Bergquist ym. 1984). Muutos johtui ensisijassa *Chaoborus flavicans* -sulkasääsken ja *Sergentia longiventris* -surviaissääsken toukkien määrän lisääntymisestä. Edellinen on peto ja sen runsastuminen lienee tapahtunut *Tubifex*-harvasukamadon kustannuksella, jonka biomassassa puolestaan pieneni jyrkästi (Simonsson 1987). Surviaissääsken toukkien määrän lisääntyminen johtui todennäköisesti lajin ravintotilanteen parantumisesta, mm. alloktonisen hiukkasmaisen orgaanisen aineksen määrän suurentumisesta (Bergquist 1987). Marja-aho ja Koskinen (1989) havaitsivat samantyyppistä surviaissääsken toukkien määrän lisääntymistä orgaanisen aineksen sedimentaation lisääntymisen seurauksena. Eräässä näytteenottopaikassa pohjaeläimistön yksilötiheys kasvoi valuma-alueen soiden ojituksen jälkeen 7-kertaiseksi.

Metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset virtaavien vesien pohjaeläimistöön riippuvat alussa lueteltujen asioiden ohella keskeisesti myös valuma-alueista. Jos valuma-alueella on runsaasti soita, on pohjaeläimistö epäilemättä jo sopeutunut veden happamuuteen ja humuspitoisuuteen eikä häiriinny ainakaan lievistä vaihteluista näissä ominaisuuksissa (Simonsson 1987). Vaikutukset ovat epäilemättä suuremmat, jos hapanta ja humuspitoista vettä johdetaan aiemmin kirkasvetisiin ja neutraaleihin puroihin.

Sedimentoitumisessa on merkittävää kulkeutuuko vesistöön orgaanista vai epäorgaanista ainesta. Mineraaliaineksen kertymisen uomiin on todettu olevan erityisen haitallista pohjaeläimistölle (Cordone ja Kelley 1961, Nuttall 1972), kun taas orgaanisen aineksen huuhtoutumisesta voi olla hyötyä esimerkiksi suodattamalla ravintonsa kerääville mäkäräntoukille (Erman ja Chouteau 1979). Siksjöbäcken-tutkimuksen purojen pohjaeläimistössä ei havaittu merkittäviä muutoksia, kun 5-12 % niiden valuma-alueesta ojitettiin (Bergquist ym. 1984). Ojitus tehtiin keväällä, jolloin pääosa liikkeelle lähteneestä orgaanisesta aineksesta huuhtoutui purojen läpi muutamassa viikossa sedimentoitumatta niihin (Simonsson 1987). Olsson ja Näslund (1985) totesivat suoalueen ojituksen jälkeen pohjaeläimistön lajimäärän ja runsauden vähentyneen vastaanottavissa puroissa. Turvetuotannon yhteydessä on Ruotsissa todettu myös selvää purojen pohjaeläimistön runsastumista (Olsson ja Byström 1991).

Kun vanhoja metsiä on hakattu paljaaksi virtaavien vesien ympäriltä, on joissakin tapauksissa todettu pohjaeläimistön määrän lisääntyneen lajilukumäärän pienenemisestä huolimatta (Gregory ym. 1987). Näin tapahtui suojavyöhykkeettömässä purossa samaan aikaan, kun muutokset suojavyöhykkeellisissä puroissa olivat vähäisiä (Newbold ym. 1980). Syynä oli valaistusolojen parantuminen, mistä seurasi perifytonin tuotannon kasvu, jonka turvin surviaissääskien sekä päivän- ja koskikorentojen toukkien tiheydet suurenivat. Runsaammassa valossa myös pohjaeläimiä syövien kalojen saalistustehokkuus parantuu (Wilzbach ym. 1986). Vanhojen metsien avohakkuiden yhteydessä saattavat myös purojen lämpöolosuhteet muuttua niin, että se heijastuu koko ekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan (Gregory ym. 1987).

6. METSÄTALouden VAIKUTUKSET KALOJEN FYSIOLOGIAAN

Veden laadun muutokset vaikutukset ilmenevät kalojen elintoiminnoissa jo aikaisemmassa vaiheessa kuin muutoksia voidaan havaita kalapopulaatioissa. Vaikutuksia populaatioihin ilmenee, jos tapahtuu muutoksia kalojen kuolleisuudessa, kasvussa, lisääntymisessä tai ravinnonsaannissa, tai jos kalat reagoivat käyttäytymisellään veden laadun muutoksiin. Tutkimalla eri kehitysvaiheissa olevia kalayksilöitä, joko laboratorio- tai kenttäkokeissa, voidaan selvittää eri tekijöiden vaikutustapoja. Eri kehitysvaiheiden herkkyys ympäristömuutoksille vaihtelee. Laboratoriokokein kyetään tutkimaan yhden tekijän vaikutusta kerrallaan tai myös useamman tekijän yhteisvaikutusta. Akuutisti tappavan myrkyllisyyden selvittäminen antaa pohjan subletaali- ja pitkäaikaisvaikutusten tutkimiselle. Pitkäaikaisessa altistuksessa voi ilmetä sellaisia vaikutuksia, joita ei lyhytaikaisessa altistuksessa ole mahdollista havaita. Vaikuttavien aineiden pitoisuuksien määrittäminen vedestä ja kaloista on olennainen osa toksikologisia tutkimuksia.

6.1. Veden lämpötila

Purojen ja jokien valuma-alueella tehtyjen metsätaloustoimenpiteiden on todettu nostavan näiden vesien lämpötilaa. Äärimmäisessä tapauksessa jokea kattavan metsän hakkuu voi aiheuttaa veden lämpötilan kohoamisen kesällä niin korkeaksi, että seurauksena on lohensukuisten kalojen stressin ja jopa kuolleisuuden lisääntyminen (Hall ja Lantz 1968, Brown 1971, Moring ja Lantz 1974).

Jokiveden lämpötilan kohoamisen vaikutuksista hopealohen (*Oncorhynchus kisutch*) varhaiskehitykseen ja poikasten kasvuun on olemassa useita tutkimuksia. Näissä tutkimuksissa on todettu veden lämpötilan kohoamisen aikaistavan poikasten kuoriutumista keväällä (Holtby

ja Hartman 1982, Hartman ym. 1984, Thedinga ym. 1989). Kuoriutumisen aikaistuminen pidentää poikasten kasvukautta ensimmäisenä kesänä. Osassa tutkimuksista havaittiin 0-vuotiaiden kasvun nopeutuneen, minkä arveltiin johtuvan veden lämpötilan kohoamisesta ja ravinnon saatavuuden parantumisesta (Holtby ja Hartman 1982, Hartman ym. 1984, Bilby ja Bisson 1987). Kasvukauden pidentymisen ja kasvun nopeutumisen vuoksi poikaset olivat tavallista suurempia talven alkaessa, minkä seurauksena kuolleisuus oli pienempää talven aikana ja 1-vuotiaat smoltit olivat suurempia (Holtby ja Hartman 1982, Hartman ym. 1984, Thedinga ym. 1989). Lisäksi 1-vuotiaiden smolttien määrä ja niiden osuus suhteessa 2-vuotiaiden smolttien määrään kasvoi (Holtby ja Hartman 1982, Hartman ym. 1984, Hartman ym. 1987). Se, että smoltit olivat keskimääräistä nuorempia, voi olla edullista, koska se merkitsee lyhyempää oleskelua ja pienempää kuolleisuutta makeassa vedessä - toisaalta pienemmät smoltit saattavat selvitä huonommin merivedessä (Thedinga ym. 1989). On kuitenkin huomattava, että veden lämpötilan kohoamisen aiheuttama kuoriutumisen aikaistuminen on hyödyllistä vain, jos poikaskato ei ole suuri kylmän kevätseen ja varhaiskevään suuremman virtaaman vuoksi, ja jos myös ravintoa on riittävästi tarjolla.

Thedingan ym. (1989) tutkimuksen mukaan joen lämpötilan kohoaminen ja ravinnon määrän runsastuminen ei vaikuttanut juurikaan hopealohen 1- ja 2-vuotiaiden jokipoikasten kokoon tai kasvunopeuteen. Sen sijaan Holtby (1988) havaitsi 1- ja 2- vuotiaiden poikasten kasvunopeuden korreloivan negatiivisesti veden lämpötilan kohoamisen kanssa.

6.2. Veden kiintoaine

Monissa tutkimuksissa on esitetty havaintoja kiintoaineelle altistumisen vaikutuksista kalojen kuolleisuuteen. Useimmilla tutkituilla lajeilla kuolleisuus lisääntyi vain pitkäaikaisen altistuksen (päiviä tai viikkoja) jälkeen. Letaalit konsentraatiot eri lajeille ja kehitysasteille vaihtelivat suuresti (Wallen 1951, Herbert ja Merckens 1961, Sherk ym. 1975, Auld ja Shubel 1978).

Reddingin ja Schreckin (1987) altistuskokeissa 1-vuotiaiden hopealohien ja kirjolohien (*Salmo gairdneri*) veren hematokriittiarvo kasvoi merkittävästi meikäläisittäin suurissa kiintoainepitoisuuksissa 0,4 - 4 g/l. Tämän arveltiin ilmaisevan, että kaloissa oli tapahtunut kompensatioreaktio hapenoton huononemiselle. Tuossa tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu kidusepiteelin vaurioita. Myöskään McLeay ym. (1983) eivät löytäneet kidusvaurioita suurille kiintoainepitoisuuksille (≤ 100 g/l) altistetuilta harjuksilta (*Thymallus arcticus*). Sen sijaan Sherk ym. (1975) havaitsivat kiintoaineelle (0,65 g/l) altistuneiden amerikanbassien (*Morone americana*) kiduslehdyköiden turvonneen ja limasolujen määrän lisääntyneen kiduksissa. He totesivat myös hematokriittiarvon suurentuneen useilla kiintoaineelle altistetuilla lajeilla.

Myös Noggle (1978) mainitsee kidusvaurioista suurille kiintoainepitoisuuksille (1,5 - 13 g/l) altistuneilla hopea- ja kirjolohilla.

Reddingin ja Schreckin (1987) altistuskokeissa hopea- ja kirjolohella veren kortikosteroidihormonipitoisuus kasvoi merkittävästi sekä pienissä että suurissa kiintoainepitoisuuksissa. Veren glukoosipitoisuuden kasvamista on havaittu ainakin hopealohella (Noggle 1978) ja harjuksella (McLeay ym. 1983) kiintoaineelle altistumisen jälkeen. Veren kortisoli- ja glukoosipitoisuuden suureneminen ilmaisee yleensä kalojen stressiä.

Suurille kiintoainepitoisuuksille altistuneiden kalojen vastustuskyvyn infektiolle on havaittu heikentyneen (mm. Herbert ja Merckens 1961, Redding ja Schreck 1987). Kiintoainealtistus voi helpottaa mikrobien tunkeutumista kalaan raapiutuneen epiteelin kautta (Redding ja Schreck 1987). Toisaalta kortisolipitoisuuden kasvaminen heikentää immuunijärjestelmää (Ellis 1981, Pickering ja Duston 1983, Maule ym. 1987).

Useissa tutkimuksissa on todettu syöntiaktiivisuuden tai kasvunopeuden pienentyneen monilla lajeilla, jotka ovat altistuneet kiintoaineelle (Buck 1956, McLeay ym. 1984, Sigler ym. 1984, Lloyd 1987, Redding ja Schreck 1987). Syöntiaktiivisuuden väheneminen saattaa johtua siitä, että näkyvyys on huonontunut kiintoaineen samentamassa vedessä, tai se voi olla seurausta lisääntyneestä stressistä (Redding ja Schreck 1987).

6.3. Sedimentaatio

Sedimentoituminen on yksi tärkeimmistä pohjasoran läpäisevyyttä huonontavista tekijöistä (mm. Moring 1982). Pohjasoran läpäisevyyden huonontumisen vuoksi veden läpivirtaus ja veteen liuenneen hapen määrä vähenee. Tämä taas vähentää sorassa olevien mätimunien hapensaantia, joka on ratkaisevaa alkioiden selviytymiselle (mm. Coble 1961, Johnson 1980, Olsson ja Persson 1986).

Olsson ja Persson (1986) ovat tutkineet hienojakoisen ja turvepitoisen pohjamateriaalin vaikutusta koeoloissa taimenen (*Salmo trutta*) varhaiskehitykseen. Sekä hienojakoisessa sorassa että suurissa turveaineskonsentraatioissa havaittiin runsaasti kuolleisuutta, pääasiassa aikaisin alkiovaiheessa, mahdollisesti juuri hengityskaasujen huonon kulkeutumisen vuoksi. Näissä olosuhteissa esiintyi myös suhteellisesti enemmän ennenaikaista kuoriutumista. Varhain kuoriutuneet poikaset olivat pienempiä ja niillä oli enemmän ruskuaista, mikä ehkä lisää saaliiksi joutumisen mahdollisuutta, koska tällaiset poikaset uivat huonommin. Lisäksi kokeissa ilmeni, että hienojakoisessa tai turvepitoisessa sorassa poikaset kuoriutuivat hyvin

eri aikaan, kun taas karkeammassa sorassa jotakuinkin samanaikaisesti. Kuoriutumisaajan piteneminen voi olla etu sellaisissa luonnonvesissä, joissa ympäristö on hyvin ennustamaton (Witzel ja McCrimmon 1981), toisaalta taas samanaikainen kuoriutuminen lisää eloonjäämis-mahdollisuuksia, koska tällöin saalistajille on tarjolla ravintoa yli tarpeen (mm. Daan 1981).

Liiallinen sedimentoituminen voi myös estää lohensukuisten kalojen poikasten kaivautumisen esiin sorasta (mm. Cooper 1965, Bjornn 1968, Olsson ja Persson 1986).

6.4. Veden happamuus

Veden happamoituminen heikentää kalakantoja haittaamalla lisääntymistä, mutta myös aikuisten kalojen kuolemia on havaittu (esim. Nikinmaa ym. 1990, Rask ja Tuunainen 1990). Happamuus häiritsee erityisesti ionisäätelyä, mutta se voi vaikeuttaa myös hengityskaasujen vaihtoa (Fromm 1980, Vuorinen ym. 1990a, Tuunainen ym. 1991). Selvimmin havaittavia, kalojen rasittumista osoittavia merkkejä ovat plasman Na^+ - ja Cl^- -pitoisuuden pieneneminen, veren glukoosipitoisuuden suureneminen sekä veren hapensitomisominaisuuksien muuttuminen (Wood 1989, Tuunainen ym. 1991). Happamassa vedessä siikojen (*Coregonus sp.*), muikkujen (*Coregonus albula*), ahventen (*Perca fluviatilis*) ja puronieriöiden (*Salvelinus fontinalis*) ovulaation ja kudun on havaittu viivästyvän (Tam ja Payson 1986, Tuunainen ym. 1988, Rask ym. 1990, Vuorinen ym. 1990a).

Alkiot ja ruskuaispussipoikaset ovat suhteellisen herkkiä happamuudelle (Alabaster ja Lloyd 1980, Tuunainen ym. 1988, 1991). Kuitenkin eri kalalajien välillä on suuria eroja herkkydessä. Esimerkiksi särjen (*Rutilus rutilus*) poikaset kuolevat vedessä, jonka pH on pienempi kuin 5, mutta hauen (*Esox lucius*) poikaset saattavat elää jopa pH:ssa 4. Myös ahven, siiat ja muikku ovat melko kestäviä (Tuunainen ym. 1987, 1988). Lohi (*Salmo salar*) on ilmeisesti näitä herkempi, mutta kestävämpi kuin särki ja lahna (*Abramis brama*) (Fiveltad ja Leivestad 1984, Tuunainen ym. 1991). Kalakannat voivat jonkin verran sopeutua happamiin oloihin, ja kalakantojen välillä onkin todettu eroja happamuuden siedossa (Grande ym. 1978, Tuunainen ym. 1988).

Happaman veden haitallisuuteen vaikuttavat myös muut veden ominaisuudet, kuten humus-, kalsium- ja alumiinipitoisuus. Alumiini lisää happaman veden haitallisuutta kaloille (ks. kohta 6.5.1). Esimerkiksi särjen alkioihin ja vastakuoriutuneisiin poikasiin on jo pH:n 5,8 havaittu vaikuttavan haitallisesti silloin, kun vedessä on alumiinia (Tuunainen ym. 1990). Myös hauen poikasissa on havaittu subletaalivaikutuksia - kuten uintiaktiivisuuden vähenemistä ja kehityksen hidastumista - alumiinipitoisessa vedessä pH:ssa 5,0 (Vuorinen ym. 1988,

Tuunainen ym. 1991). Vedessä olevan humuksen ja kalsiumin on todettu vähentävän happaman veden haitallisuutta kaloille (McDonald ym. 1980, Witters ym. 1990).

6.5. Metallit

Metallit, joiden pitoisuuksien voidaan olettaa tai on todettu kasvaneen vesistöissä metsätaloustoimenpiteiden vuoksi (Al, Fe, Mn, Hg, Cu, Cd ja Pb), saattavat olla myrkyllisiä kaloille joko sisäisesti tai ulkoisesti kiduksiin vaikuttamalla (McDonald ym. 1989). Metallien myrkyllisyyteen vaikuttaa paitsi pitoisuus vedessä myös muun muassa veden pH (mm. McDonald ym. 1989, Steinnes 1990), kovuus (mm. Howarth ja Sprague 1978, McDonald ym. 1989) ja kompleksinmuodostajien määrä (mm. Borgmann 1983, McDonald ym. 1989).

Metallien liukoisuus riippuu pH:sta. Jos happamuus kasvaa, niitä mobilisoituu maa- ja kallioperästä ja sedimenteistä veteen (mm. Almer ym. 1978, McDonald ym. 1989, Mannio ym. 1990, Steinnes 1990). Kaikkien edellämainittujen metallien pitoisuuden on havaittu keskimäärin suurenevan veden happamuuden kasvaessa (mm. Fagerström ja Jernelöv 1972, Henriksen ja Wright 1978, Schindler ym. 1980, Baker 1982, Schindler ja Turner 1982, Kelso ja Gunn 1984, Norton 1984, Prosi 1989, McDonald ym. 1989, Vuorinen ym., käsikirj.). Veden happamuus vaikuttaa myös metallien esiintymismuotoon ja siten myrkyllisyyteen. Vapaa ioni, joka on monien metallien biologisesti helpoiten saatavilla oleva ja myrkyllisin muoto, on useiden metallien vallitseva esiintymismuoto alhaisessa pH:ssa (Steinnes 1990). Veden happamuuden kasvamisen on todettu lisäävän ainakin alumiinin (mm. Brown 1983, McDonald ym. 1989, Tuunainen ym. 1991), raudan (Decker ja Menendez 1974, McDonald ym. 1989), mutta myös kuparin (Howarth ja Sprague 1978) ja lyijyn (Lloyd ja Herbert 1962) myrkyllisyyttä kaloille. Happamuuden on sen sijaan havaittu vähentävän kadmiumin myrkyllisyyttä (mm. Cusimano ym. 1986) ja myös kuparista on tällaisiakin mainintoja (Cusimano ym. 1986).

Veden kovuuden on todettu vähentävän ainakin alumiinin (mm. Brown ja Lynam 1981, Witters 1986, Reader ym. 1988), kuparin (Mount 1968, Mount ja Stephan 1969, Howarth ja Sprague 1978) ja lyijyn (Lloyd ja Herbert 1962) myrkyllisyyttä kaloille.

Vesistöissä voi olla monenlaisia epäorgaanisia ja orgaanisia ligandeja, joista monet muodostavat suhteellisen pysyviä komplekseja useiden metallien kanssa (McDonald ym. 1989). Nämä kompleksit eivät yleensä ole kovinkaan myrkyllisiä. Siitä, että orgaaniseen ainekseen sitoutuminen vähentää metallin myrkyllisyyttä kaloille, löytyy mainintoja ainakin alumiinista

(Baker ja Schofield 1980, Baker 1981, Witters ym. 1990), kuparista (Borgmann 1983, Lauren ja McDonald 1986) ja kadmiumista (Gjessing 1981).

6.5.1. Alumiini

Alumiiniyhdisteistä ovat kaloille myrkyllisiä lähinnä epäorgaaniset, monomeeriset muodot (Driscoll 1985). Alumiinin myrkyvaikutus kohdistuu ensisijaisesti ionisäättelyyn, sillä alumiini voi vaikuttaa hengitysepiteeliin niin, että sen läpäisevyys ioneille muuttuu (Muniz ja Leivestad 1980, Potts ja McWilliams 1989, Witters ym. 1990). Plasman natrium- ja kloridipitoisuuden pienentyminen (Witters ym. 1990, Vuorinen ym. 1990a, Tuunainen ym. 1991) saattaa johtaa myös veren viskositeetin muuttumiseen ja verenkierron häiriintymiseen (Milligan ja Wood 1982).

Kidusten epiteelin solujen turpoaminen happamuuden ja alumiinin vaikutuksesta sekä alumiinin sakkautuminen kidusten pintaan voivat myös vaikeuttaa kalojen hapen saantia, sillä diffuusioetäisyys veden ja veren välillä kasvaa (Wood 1989). Hapen saantia voi vähentää myös kidusten limoittuminen (Ultsh ja Gros 1979).

Kalojen lisääntymiseen alumiini vaikuttaa happamassa vedessä viivästyttämällä ovulaatiota ja kutua (Tuunainen ym. 1989, Rask ym. 1990, Vuorinen ym. 1990a). Alumiini lisää alkiokuolleisuutta, mutta vastakuoriutuneet poikaset ovat vielä herkempiä alumiinille (Tuunainen ym. 1991). Harriman ja Morrisonin (1981) mukaan alumiini on myrkyllistä aikuisille lohensukuisille kaloille happamassa vedessä (pH 4,5 - 5,5), kun sen pitoisuus on yli 0,2 mg/l. Kuitenkin jo alumiinipitoisuuden 0,15 mg/l pH:ssa 4,8 on havaittu vaikuttavan haitallisesti siian elintoimintoihin (Vuorinen ym. 1990a). Hauen vastakuoriutuneiden poikasten kehittymisen ja kasvun on todettu hidastuvan alumiinipitoisuudessa 0,1 mg/l happamassa vedessä (Tuunainen ym. 1987), ja jopa alumiinipitoisuuden 0,05 mg/l on havaittu häiritsevän särjen poikasten ionisäättelyä (Tuunainen ym. 1990, Vuorinen ym. 1990a). Hultbergin (1988) kokoaman katsauksen mukaan useimmat Suomessa esiintyvät kalalajit ovat herkkiä epäorgaaniselle alumiinille pitoisuuksissa 0,025 - 0,15 mg/l.

6.5.2. Rauta

Lievästi happamissa vesissä, joissa on hapen puutetta, on usein suuria määriä liuennutta ferrorautaa (Fe^{2+}). Tällaisessa ympäristössä kalojen kidukset ja mätimunien pinta peittyvät saostuneeseen ferrihydroksidiin, jolloin hengitys estyy ja kalat ja alkiot kuolevat tukehtumisen vuoksi (Schaeperclaus 1954, von Lukowicz 1976). Vuorisen (1984) tekemässä tutkimuksessa

rautapitoisessa vedessä ferrihydroksidisakkaa kerrostui taimenen mätimunien pintaan, minkä seurauksena alkioiden hengityskaasujen vaihto ilmeisesti vaikeutui ja alkiot lopulta tuhoutuivat. Ruotsalaisilla tutkijoilla (Eckerberg 1981, Andersson ym. 1982) on havaintoja tapauksista, joissa veden suuret rautapitoisuudet ovat johtaneet kalakuolemiin raudan saostuessa kalojen kiduksiin. Kirjolohen (*Salmo gairdneri*) alkionkehityksen on todettu viivästyneen rautapitoisuudessa 5,7 mg/l (Amelung 1982).

Larsonin ja Olsenin (1950) mukaan ferrihydroksidi vaurioittaa kalojen kiduksia ja siten häiritsee kaasujen ja ionien vaihtoa kidusepiteelin läpi. Brenner ym. (1976) eivät kuitenkaan havainneet kidusvaurioita teräkaloilla (*Notropus cornutus*), joita oli altistettu ferrihydroksidille kahdeksan viikkoa pitoisuudessa 3 mg/l. Kokeen aikana havaittiin kuitenkin muutoksia seerumin proteiinikoostumuksessa ja proteiinien kokonaismäärässä, veren glukoosipitoisuudessa sekä seerumin K^+ - ja Na^+ -pitoisuudessa. Kokeen lopussa seerumin proteiinien kokonaismäärä ja veren glukoosipitoisuus olivat merkitsevästi pienempiä ja seerumin K^+ -pitoisuus suurempi kuin kontrollikaloilla.

Puronieriöillä, joita altistettiin alle 1-vuotiaista lähtien 22 kuukautta, havaittiin kasvun hidastumista, lisääntyneitä kuolleisuutta ja munantuotannon heikentymistä, kun veden rautapitoisuus oli 12 mg/l tai enemmän (ferrihydroksidina) (Sykora ym. 1975). Kaloilla, joita altistettiin toisena elinvuotenaan 12 kk, todettiin kasvun hidastumista samoissa pitoisuuksissa kuin nuoremmilla kaloilla, mutta munantuotannon heikentymistä (munien kokonaismäärä/kutu, munien elinkyky ja fekunditeetti vähenivät) vasta, kun rautapitoisuus oli 50 mg/l. *Pimephales promelas* -kalalla poikaskuolleisuus lisääntyi, kasvu hidastui ja kuoriutumisprosentti pieneni jo, kun veden rautapitoisuus (ferrihydroksidina) oli 1,5 mg/l (Smith ym. 1973). Hopealohen poikasilla todettiin kasvun hidastumista rautapitoisuudessa 1,5 mg/l ja kuolleisuuden huomattavaa lisääntymistä rautapitoisuudessa 6 mg/l (ferrihydroksidina) (Smith ja Sykora 1976).

Decker ja Menendez (1974) tekivät altistuskokeita puronieriällä lisäämällä veteen rautasulfaattia. Kaikki kalat kuolivat 24 tunnissa, kun pH oli 5,5 ja rautapitoisuus 3,2 mg/l. Kun pH oli 7, stressioireita alkoi ilmetä 1 - 2 vrk:n kuluttua rautapitoisuudessa 3,8 mg/l.

6.5.3. Mangaani

Mangaanin letaali pitoisuus vaihtelee eri kalalajeilla erilaisissa vesissä välillä 1,5 - 3400 mg Mn/l (Schneider 1971). Subletaalivaikutuksia on kuitenkin havaittu paljon pienemmissä pitoisuuksissa. Useilla kalalajeilla on altistumisen mangaanille havaittu aiheuttavan kidus-

vaurioita ja hengityshäiriöitä (Schweiger 1957, Agrawal 1980). Nix ja Ingols (1981) arvelivat kirjolohen poikasten suurentuneen kuolleisuuden kalanviljelylaitoksella voineen johtua samaan aikaan todetusta veden mangaanipitoisuuden kasvamisesta. Ennen kuolleisuuden lisääntymistä kalat käyttäytyivät "hermostuneesti". Mangaanialtistuksen on myös todettu aiheuttavan kaloille halvaantumista (Schweiger 1957), solunsisäisiä vaurioita maksasoluissa (Zaba ja Harris 1978), kuoliota munuaisissa ja vaurioita suolen limakalvossa (Agrawal 1980). Mangaanin, pitoisuuksina 360 ja 250 µg/l, on havaittu estävän taimenen poikasten Ca²⁺-ionien sisäänottoa aiheuttaen siten kalsiumvajausta ja luuston kalsifikaation vähenemistä (Reader ym. 1988, Reader ja Morris 1988).

6.5.4. Elohopea

Alkyyli- ja fenyylielohopeayhdisteet ovat huomattavasti myrkyllisempiä kaloille kuin epäorgaaninen yhdiste elohopeakloridi (mm. Boetius 1960, MacLeod ja Pessah 1973, Wobeser 1975a). Suhteellinen kestävyys elohopeayhdisteille näyttää kasvavan kalan iän ja koon myötä.

Wobeser (1975a) teki altistuskokeita kirjolohen poikasilla käyttäen joko metyylielohopeakloridia tai elohopeakloridia. 0,01 mg Hg/l metyylielohopeakloridina aiheutti hengityksen tihtymistä, jota seurasi suuremmissa pitoisuuksissa tasapainon menetys, ja lopulta kalat tulivat inaktiivisiksi ja makasivat pohjassa. Kuolleisuutta esiintyi, kun elohopeapitoisuus oli yli 0,01 mg/l. Kaikissa altistuspitoisuuksissa (0,01 - 0,135 mg Hg/l) todettiin monenlaisia histologisia muutoksia kalojen kiduksissa. Kun vedessä oli elohopeakloridia (0,5 - 1,0 mg Hg/l), kalat käyttäytyivät samalla tavalla kuin altistettaessa metyylielohopeakloridille, lisäksi ne erittivät runsaasti limaa. Histologiset muutokset kiduksissa olivat osittain erilaisia elohopeakloridille ja metyylielohopeakloridille altistetuilla kaloilla.

Myös muissa tutkimuksissa on havaittu histologisia muutoksia elohopealle altistettujen kalojen kiduksissa (Amend ym. 1969, Lindahl ja Hell 1970, Wobeser 1975b, Pereira 1988). Hg-altistuksen on todettu haittaavan eri kalalajien osmoregulaatiota (Calabrese ym. 1975, Dawson 1981, 1982). Lindahl ja Hell (1970) havaitsivat veren virtauksen kiduslehdyköihin vähenevän elohopealle altistetuilla särjillä.

Elohopealle (elohopeakloridina) altistumisen on myös havaittu muuttavan kalojen makunystyjen rakennetta, ja kalojen on todettu karttavan elohopeapitoista vettä (mm. Kamchen ja Hara 1980, Brown ym. 1982, Borovyagin ym. 1989). Lisäksi on havaittu muutoksia maksan, munuaisten, lihasten ja aivojen glykogeenipitoisuudessa (Srivastava 1982) sekä veren

hematokriittiarvon- ja hemoglobiinipitoisuuden sekä punasolujen määrän pienentymistä (Dawson 1982).

Wobeser (1975b) on tehnyt kirjolohen poikasilla altistuskokeita myös syöttämällä kaloille elohopeapitoista (metyylielohopeakloridina) ravintoa. Kaloilla havaittiin kidusvaurioita ja niihin liittyen veren hematokriittiarvon suurenemista. Lisäksi todettiin muun muassa poikkeavaa käyttäytymistä, kasvun hidastumista ja histologisia muutoksia munuaisissa. Havaittuja vaikutuksia esiintyi lähinnä kaloilla, joiden ravinnossa oli suuria määriä elohopeaa (16 tai 24 mg/kg).

6.5.5. Kupari

Kuparille altistuminen häiritsee kalojen ionisäätelyä aiheuttaen sekä Na^+ - että Ca^{2+} -vajausta (Lauren ja McDonald 1986, Reid ja McDonald 1988). Esimerkiksi kuparipitoisuuden 380 $\mu\text{g/l}$ on todettu vaikuttavan jo 12 tunnin altistuksen jälkeen kirjolohen Ca^{2+} -tasapainoon (Reid ja McDonald 1988). Kuparin on myös havaittu aikaansaavan muutoksia maksan, munuaisten, aivojen ja lihasten glykogeenipitoisuudessa (Srivastava 1982) sekä suurentavan veren hematokriittiarvoa, lisäävän veren hemoglobiini- ja glukoosipitoisuutta sekä vähentävän plasman kloridi- ja proteiinipitoisuutta (Christensen ym. 1972). Pimephales promelas -kalan kuteminen estyi kuparipitoisuudessa 33 $\mu\text{g/l}$ kovassa vedessä, ja kuparipitoisuudessa 95 $\mu\text{g/l}$ lisäksi 50 % kaloista kuoli. Pehmeässä vedessä kalojen kuteminen viivästyi ja 50 % kaloista kuoli jo kuparipitoisuudessa 18,5 $\mu\text{g/l}$ (Mount 1968, Mount ja Stephan 1969). Kirjolohella on todettu kasvun hidastumista kuparipitoisessa vedessä (Dixon ja Sprague 1981).

6.5.6. Kadmium

Kadmiumilla on hyvin monenlaisia subletaaleja vaikutuksia kaloihin. Sen on todettu aiheuttavan histologisia muutoksia kiduksissa (mm. Gardner ja Yevish 1970, Fu ym. 1990), muun muassa kirjolohella pitoisuudessa 10 $\mu\text{g Cd/l}$ (Karlsson-Norrgren ym. 1985). Kadmium häiritsee kidusten kautta tapahtuvaa Ca^{2+} -ionien ottoa (mm. Verbost ym. 1987, Reid ja McDonald 1988). Esimerkiksi kadmiumpitoisuuden 0,5 $\mu\text{g/l}$ on todettu estävän Ca^{2+} -ionien sisäänottoa ja siten vähentävän luuston kalsifikaatiota taimenen poikasilla (Reader 1986, Reader ja Morris 1988). Edelleen on havaittu esimerkiksi kortisolin indusoimaa plasman glukoosipitoisuuden kasvamista Oreochromis mossambicus -kaloilla kadmiumpitoisuudessa 10 $\mu\text{g/l}$ (Fu ym. 1990), veren hematokriittiarvon ajoittaista pienentymistä (Papoutsoglou ja Abel 1988), muutoksia maksan, munuaisten, aivojen ja lihasten glykogeenipitoisuudessa (Srivastava 1982), muutoksia makunystyjen rakenteessa ja kadmiumpitoisen veden karttamista (Brown

ym. 1982, Black ja Birge 1988, Borovyagin ym. 1989) sekä luuston epämuodostumia (mm. Nakamura 1974, Bengtsson ym. 1975).

6.5.7. Lyijy

Sordyl (1990) altisti kirjolohia lyijylle pitoisuudessa 1,4 mg/l useita viikkoja. Kokeen lopussa todettiin veren hemoglobiinipitoisuuden, hematokriittiarvon ja punasolujen lukumäärän olevan pienempiä kuin vertailukaloilla, lisäksi havaittiin morfologisia muutoksia verisoluisissa ja verihiutaleissa sekä veren joidenkin entsyymiaktiivisuuksien pienenemistä. Myös muut tutkijat ovat havainneet veriarvojen muutoksia (mm. Hodson ym. 1978, 1984) tai morfologisia muutoksia verisoluisissa ja verihiutaleissa (Bielek 1974, Kreutzmann 1976, Kreutzmann ja Franke 1982). Muutokset veressä voivat vaikuttaa muun muassa veren hyytymiseen ja kalojen taudinvastustuskykyyn (Bielek 1974, Kreutzmann ja Franke 1982). Lyijylle altistuneilla kaloilla on lisäksi todettu kasvun hidastumista (Sordyl 1984), luuston epämuodostumia (mm. selkärangan vinoutta) (mm. Davies ja Everhart 1973, Hodson ym. 1978, 1984, Newsome ja Piron 1982), hermoston toimintahäiriöitä (mm. Hodson ym. 1984) ja muutoksia plasman K^+ - ja Na^+ -ionipitoisuudessa (Sordyl 1984). Lyijyn on havaittu vaikuttavan kaloihin niinkin pienessä pitoisuudessa kuin 8 $\mu\text{g/l}$ (Davies ym. 1976, Hodson ym. 1978).

6.6. Torjunta-aineet

Metsänhoitoon tarkoitettujen torjunta-aineiden (taulukko 1) pysyvyydestä ja kulkeutumisesta vesiekosysteemeissä on enemmän tietoa kuin niiden myrkkyyvaikutuksista kaloihin. Pysyvyys luonnossa on vähäistä (Kiviranta 1975, Reinert ja Rodgers 1987), eivätkä aineet kerry kaloihin helposti (Chovelon ym. 1984, Schultz ja Whitney 1974, Servizi ym. 1987). Aineiden akuutti letaalityrkyllisyys ei ole kovin suurta. Esimerkiksi terbutylatsiinin 96 tunnin LC50-arvo on lajista riippuen 4,6 - 66 mg/l ja 2,4-D:n 30 - 150 mg/l (Mayer ja Ellersieck 1986). Vertailun vuoksi todettakoon, että joidenkin hyönteisyrkkyjen (organoklooriyhdisteet) LC50-arvo kaloille on muutamien mikrogrammojen luokkaa ($\mu\text{g/l}$). Vesistöistä mitattavat pitoisuudet ovat yleisesti ottaen kertaluokkia pienempiä kuin akuutteja myrkkyyvaikutuksia aiheuttavat pitoisuudet. Hyvin pienetkin pestisidipitoisuudet voivat kuitenkin vaikuttaa kalojen elintoimintoihin. Subletaaleja myrkkyyvaikutuksia - esimerkiksi vaikutusta lisääntymiseen - ei kuitenkaan ole juurikaan tutkittu.

Taulukko 1. Metsätaloudessa käytettävät torjunta-aineet ja niiden myynti vuonna 1990 (Blomqvist ym. 1991, Hynninen ja Blomqvist 1991).

Kauppanimi	Tehoaine	Myynti 1990 (tehoainetta, kg)
	atratsiini*	480
TOTEX STRÖ*	atratsiini +diklobeniili	47
VESAKONTUHO DM**	2,4-D + MCPA	1 310
PRONTO, PUUTARHAN RIKKAHÄVITE, RODEO, ROUNDUP	glyfosaatti	12 216
VELPAR L	heksatsinoni	278
GARDOPRIM- NESTE	terbutylatsiini	22 941

* = Myyntilukuun sisältyy myös viljelykasvien rikkakasvientorjuntaan käytetty määrä

* = Poistetaan torjunta-ainerekisteristä 31.12.1992

** = Poistetaan torjunta-ainerekisteristä 31.12.1991

7. METSÄTALouden VAIKUTUKSET JÄRVien JA LAMPIEN KALAKANTOIHIN

Mahdollisuudet erottaa metsätalouden vaikutuksia kaloihin muun kuormituksen vaikutuksista ovat todennäköisesti parhaat pienissä järvissä, missä suuri osa valuma-alueesta voi joutua yhdellä kertaa käsittelyn kohteeksi. Pienten järvien kalalajien määrään vaikuttavat mm. järven koko, yhteydet muihin vesistöihin, happitilanne, rehevyys sekä happamuus. Suuriin vesistöihin verrattuna pienet järvet ovat kalojen elinympäristönä yksipuolisempia ja tarjoavat vain niukasti vaihtoehtoja lisääntymis-, poikastuotanto- tai syönnösalueiden suhteen. Kun tähän lisätään vielä suppea-alaisille ekosysteemeille ja pienille populaatioille ominainen häiriöherkkyys, on ymmärrettävää, että pienten järvien kalayhteisöt - kuten muukin eliöyhteisö - ovat niukkalajisia.

7.1. Pienten järvien ja lampien kalalajisto

Vuosina 1983 ja 1984 koottiin suomalaisista aineistoista pienten järvien kalalajistotietoja (Tonn ym. 1990). Yleisimmät saalislajit kaikkiaan 113 järven lajistotietoihin perustuen olivat

ahven, hauki, särki, made ja kiiski (taulukko 2). Verrattaessa pienten järvien kalayhteisöjen rakennetta Suomessa ja Wisconsinissa (USA), todettiin säätelevien tekijöiden olevan jokseenkin samanlaiset ja tuloksena olevan erilaisesta lajistosta huolimatta perusrakenteeltaan samantyyppisiä yhteisöjä (Tonn ym. 1990). Keskimääräinen lajiluku suomalaisessa järvessä on kuitenkin pienempi ja biologisen säätelyn, esimerkiksi saalistuksen, merkitys vähäisempi.

Vuosina 1985 - 1987 otettiin happamoitumistutkimuksiin (HAPRO) liittyen kalanäytteitä 80 järvestä. Järvet oli valittu happamoitumiselle herkiltä alueilta ja ne olivat enimmäkseen karuja metsäjärviä, joiden keskimääräinen pinta-ala oli 22 ha. Yleisimmät kalalajit olivat ahven, kiiski, hauki ja särki. Muiden alkuperäisten lajien (siika, muikku, lahna, sorva, salakka, ruutana, made) esiintymistaajuudet olivat 5 % tai vähemmän (Tuunainen ym. 1991, taulukko 2). Lajimäärä järveä kohti oli yhdestä viiteen keskiarvon ollessa 2,7. Molemmat tässä esitellyt aineistot kuvaavat pienten järvien kalalajistoa Etelä- ja Keski-Suomessa.

Taulukko 2. Yleisimpien kalalajien esiintymistaajuuksia (%) pienissä suomalaisissa järvissä kahden aineiston perusteella. Ensimmäinen 113 järven aineisto (Tonn ym. 1990) perustuu pääosin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen pienjärvitutkimukseen 1960-luvulla; siihen kuuluu sekä karuja että reheviä järviä. Toinen aineisto (Tuunainen ym. 1991) käsittää HAPRO-projektissa vuosina 1985-87 koekalastetut 80 karua järveä. Mukana lajit, joita tavattiin vähintään 10 %:ssa ainakin toisen aineiston järvistä.

Kalalaji	Tonn ym. (1990)	Tuunainen ym. (1991)
Ahven	92	96
Hauki	72	44
Särki	48	40
Made	46	1
Kiiski	39	49
Ruutana	17	1
Lahna	12	5
Salakka	11	3
Siika (enimm. istutett.)	1	23

7.2. Metsätalouden vaikutukset kalojen lisääntymiseen järvissä ja lammissa

Metsätalouden toimenpiteiden on esitetty vaikuttavan järvien ja lampien kalojen lisääntymiseen lähinnä orgaanisen aineksen kertymisen ja ravinteiden lisääntymisen seurauksena (Simonsson 1987). Jos partikkelimuotoista orgaanista ainesta pääsee esimerkiksi ojitusten

seurauksena järveen, niin järvi toimii tavallaan saostusaltaana ja sen pohja voi liettyä. Jos kysymyksessä on lohikalojen tai mateen kutualueenaan käyttämä kova pohja, huonontuvat näiden lajien lisääntymismahdollisuudet. Orgaanisen aineksen mineralisaation ja mahdollisen ravinnelisäyksestä johtuvan rehevöitymisen aiheuttama hapen kuluminen alusvedestä saattaa tehostaa haitallista vaikutusta. Happiongelmia voi esiintyä erityisesti loppupalvella. Siksjön-järvessä ei todettu ojitusten ja lannoituksen vaikuttaneen kalojen lisääntymiseen. Tämä saattoi johtua yhtäältä siitä, että järvessä ei ole esimerkiksi lohensukuisia kaloja ja toisaalta siitä, että järveä on säännöstelty (Bergquist ym. 1984). Bergquist ym. (1984) mainitsevat ojituksen haitallisista vaikutuksista siian ja nieriän kutupohjiin, mutta - kuten suomalaisetkin - valittavat dokumentoidun tiedon puutetta. Norjassa sijaitsevan Langvatn-järven lannoitus aiheutti kasviplanktonin tuotannon ja biomassan suurenemisen, jota seurasi isojen kasviplanktonia syövien vesikirppujen määrän kasvu. Tästä seurasi järven nieriätiheyden kasvu, kunnes voimistuneen saalistuksen vuoksi eläinplanktonin keskikoko pieneni jälleen ja nieriäkannan tiheys palasi entiselleen (Langeland 1982).

Pienten järvien yleisimmät kalalajit ahven, hauki, särki ja kiiski kutevat matalaan veteen (Koli 1990), joten metsätaloustoimista mahdollisesti seuraavat alusveden happiongelmat eivät vaikuta niiden lisääntymiseen. Matalienkaan pohjien liettyminen ei välttämättä ole näille lajeille ongelma, koska hauen, särjen ja kiisken mäti takertuu vesikasveihin ja oksiin ja myös ahven laskee mätinauhansa vesikasvien tai oksien varaan. Jos valuma-alueen ojitus aiheuttaa nopeasti ohi menevän tulvahuipun, siitä saattaa olla haittaa hauen lisääntymiselle, koska aivan matalaan rantaveteen laskettu mäti tai vastakuoriutuneet poikaset voivat jäädä kuiville.

Jos ojitukset, esimerkiksi happamilla mineraalimailla tai turvemilla, lisäävät järveen tulevan valuman happamuutta, saattaa seurauksena olla happamuudelle herkkien lajien kuten särkikalajien tai mateen lisääntymisen häiriintyminen. Kun HAPRO:n koekalastusten yhteydessä haastateltiin paikallisia kalastajia, kävi ilmi, että muutamissa järvissä kalakantamuutoksia aiheuttanut happamoituminen johtui ilmeisesti ainakin osittain valuma-alueilla sijaitsevien soiden ojituksista. Tällaisia havaintoja tukivat paikallisen väen havainnot veden värin muuttumisesta tummemmaksi samaan aikaan kun esimerkiksi särki- ja/tai rapukannat taantuivat.

7.3. Metsätaloustoimien vaikutukset kalojen ravinnon saantiin ja kasvuun

Koska kalojen ravinnon saanti riippuu tuotantoketjun toiminnasta, on selvää, että kalojen ravintotilanteessa tapahtuu muutoksia valuma-alueen metsien käsittelyn seurauksena. On kui-

tenkin tyystin eri asia, missä määrin nämä muutokset vaikuttavat kalalajiston koostumukseen, lajien runsaussuhteisiin tai vesistön kalatuotantoon.

Vaikutukset kalojen poikasiin riippuvat siitä, millaisia muutoksia eläinplanktonyhteisössä tapahtuu, sillä kaikkien metsäjärvisissä tavattavien kalalajien poikaset käyttävät ensimmäisenä ravintonaan äyriäisplanktonia, jossain määrin myös rataseläimiä. Koska eläinplanktonin määrässä on havaittu joko vähenemistä tai lisääntymistä mm. järven ja käsitellyn valuma-alueen osan välisestä etäisyydestä riippuen (Bergquist ym. 1984, Simonsson 1987), myös vaikutukset kalanpoikasten ravintotilanteeseen voivat olla kielteisiä tai myönteisiä. Vastaavasti vaikutuksia kalanpoikasten kasvuun tai runsauteen on vaikea arvioida.

Jos valaistus huononee liuenneen orgaanisen aineksen määrän lisääntymisen vuoksi, vaikeutuu näköaistin varassa saalistavien kalojen ravinnonhankinta. Vastaavasti heikentynyt valaistus suojaa kalanpoikasia saalistukselta. Jos valaistusolojen muuttumista seuraa veden kerrostuneisuuden muuttuminen ja alusveden happitilanteen huonontuminen, myös hapekkaan pohjan pinta-ala pienenee. Tämä merkitsee ravintotilanteen huonontumista pohjaeläimiä syöville kaloille. Jos kalojen määrän oletetaan pysyvän muuttumattomana, myös kasvu hidastuu.

Metsätaloustoimien aiheuttama ravinnelisäys vesistössä mahdollistaa autotrofisen perustuotannon ja biomassan kasvun. Jos perustuotannon kiihtyminen välittyy läpi koko tuotantoketjun, voivat myös kalantuotannon edellytykset parantua. Havaintoja tällaisesta on ainakin virtaavista vesistä aukkohakkuiden ja niiden myötä parantuneiden valaistusolojen seurauksena (Murphy ja Hall 1981, Gregory ym. 1987). Myös järvisissä ravinnelisäyksen aiheuttama rehevöityminen voi lisätä kalantuotantoa, mutta tällöin yleensä vähäarvoisten lajien tuotantoa. Rehevöitymisen yhteydessä vähäarvoisten kalojen tiheydet yleensä suurentuvat. Tästä voi aiheutua ekosysteemin kokonaistuotannon lisääntymisestä huolimatta kalayksilöä kohti käytettävissä olevan ravinnon määrän väheneminen ja edelleen kalojen kasvun hidastuminen.

7.4. Muutokset lajien välisissä vuorovaikutussuhteissa

Vaikka järven valuma-alueella toteutettavien metsätaloustoimenpiteiden välittömät vaikutukset eivät huonontaisi olennaisesti jonkin tietyn kalalajin elinolosuhteita, kalalajien runsaussuhteet saattavat silti muuttua, jos samanaikaisesti toisen lajin kilpailuedellytykset parantuvat. Esimerkiksi sopivat metsäjärvisissä yleisistä lajeista ahven ja särki, joiden tiedetään kilpailevan samoista ravintovaroista (Sumari 1970, Svärdsön 1976, Lessmark 1983, Persson 1983). Särki hyötyy rehevöitymisestä, sillä se syö tarvittaessa eläinravinnon ohella myös kasviainesta ja

jopa detritusta. Lisäksi särki kykenee hyödyntämään pienempiä eläinplanktereita kuin ahven (Lessmark 1983). Näiden ominaisuuksien ansiosta särkikanta voi olla tiheä ja särjen biomassa suuri olosuhteissa, joissa ahven, etenkin sen eläinplanktonia syövät ikäryhmät 0+ ja 1+, kärsivät ravinnon puutteesta. Niukkaravinteisissa vesissä ahven puolestaan menestyy särkeä paremmin (Svärdson 1976). Jos metsätaloustoimista aiheutuu järven rehevöitymistä, voidaan ennakoida särjen hyötyvän ahvenen kustannuksella. Veden värin tummeneminen ja sitä seuraava pintaveden lämpötilan kohoaminen suosii myös särkeä, sillä sen saalistusteho on suurempi ja saaliin käsittelyyn kuluva aika pienempi kuin ahvenella korkeissa lämpötiloissa (Persson 1986). Kaikkein heikoimmassa kilpailuasemassa on lämpötilan kohotessa kiiski, sillä sen saalistusteho on ahveneen verrattuna heikompi juuri korkeammassa, yli 16 °C (Bergman 1987). Kiiskan asemaa heikentää vielä mahdollinen veteen liunneen hapen pitoisuuden aleneminen viileässä alusvedessä, jossa kiiski tavallisesti välttää ravintokilpailun särjen kanssa ja menestyy siinä ahvenen kanssa. Valaistuksen heikkeneminen suosii kiiskeä, joka on niukassa valaistuksessa tai pimeässä tehokkaampi saalistaja kuin lähinnä näköaistin varassa saalistava ahven (Bergman 1988).

Svärdson (1976) on kalayhteisöjen dominanssisuhteita koskevassa kirjoituksessaan käsitellyt myös siian ja ahvenen välistä kilpailua planktonravinnosta. Siika vallitsee suurissa järvissä, missä on selvä pelagiaalialue tai missä veden lämpötila on alhainen. Ahven puolestaan on kilpailukykyinen pienemmissä ja lämpimämmässä järvissä. Metsätaloustoimenpiteiden voidaan ajatella rajatapauksessa suosivan ahventa, jos esimerkiksi valuma-alueen ojitus aiheuttaa pohjan liettymistä tai alusveden happipitoisuuden pienenemistä.

Pienten järvien yleisimmät petokalat, hauki ja made, saalistavat enimmäkseen eri syvyysvyöhykkeillä ja eri aikaan, joten ne eivät kilpaile keskenään. Metsätaloustoimista aiheutuvat muutokset vesistöissä haittaavat ensi sijassa madetta: sen kutupohjat voivat liettyä ja alusveden happitilanne voi heikentyä. Hauki valitsee avoimessa vedessä saaliikseen mieluummin pehmeäruotoisen särkikalan kuin piikkiruotoisen ahvenen (Eklöv ja Hamrin 1989). Hauen ravinnon koostumus riippuu kuitenkin vesikasvillisuuden määrästä, sillä tiheässä kasvillisuudessa särkikalat piiloutuvat ahventa tehokkaammin. Jos piilopaikkoja on runsaasti tarjolla, hauki syö suhteellisesti enemmän ahventa (Eklöv ja Hamrin 1989). Jos metsätaloustoimista aiheutuu rehevöitymisen myötä särkien määrän lisääntymistä järvessä, se lienee haulle eduksi. Mahdollinen happitilanteen huononeminen ei haittaa ensimmäiseksi haukea, sillä se tulee toimeen ainakin jonkin aikaa hyvin alhaisessa happipitoisuudessa.

8. METSÄTALOUDEN VAIKUTUKSET VIRTAAVIEN VESIEN KALAKANTOIHIN

8.1. Virtaavien vesien kalasto

Lähes kaikkia Suomen sisävesien kalalajeja esiintyy ainakin ajoittain joki- ja purovesissä, ja osa niistä on tyypillisiä jokilajeja. Kalastuksen kannalta tärkeimmät lajit ovat pääosin samoja kuin pienissä järvissä ja lammissa. Virtavesien kalastosta lajimäärältään suurimman ryhmän muodostavat kevätkutuiset särkikalat. Virtakutuisilla lohensukuisilla kaloilla saattaa kuitenkin olla huomattava merkitys sellaisissa joissa, missä niitä esiintyy. Jälkimmäiseen ryhmään kuuluvat syyskutuiset taimen, lohi, siika sekä kevätkutuinen harjus ovat vedenlaadun ja muiden ympäristöolosuhteiden suhteen vaateliaampia lajeja kuin särkikalat.

8.2. Vaikutukset kalojen kutuun ja poikastuotantoon

8.2.1. Kutu ja mädin hautoutuminen

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksista kalojen kutuun on Suomessa erittäin vähän tietoja. Metsäojitusalueilta purkautuva huonolaatuinen vesi saattaa karkottaa kudulle nousevia kaloja. Eroosioherkillä alueilla vedenlaadun heikkeneminen voi olla pitkäaikaista. Lapissa Martimojoella metsäojitukset ovat aiheuttaneet veden samenessa, minkä on esitetty haittaavan siian nousua Tornionjoen pääuomassa sivujoen laskukohdan alapuolella (Itkonen 1987). Veden heikkoa laatua on pidetty syynä siihen, että meritaimenen nousu Lapväärtinjoen sivujokeen Kärjenjokeen on varsin vähäistä. Kärjenjoen alueella metsiä on ojitettu runsaasti, koskia on perattu ja järviä on kuivattu (Lipkin ja Setälä 1989).

Purojen ja jokien perkaukset vähentävät ja tuhoavat lohikalojen kutualueita. Varsinkin eroosioherkillä alueilla metsäojituksista ja perkauksista aiheutuu myös koskialueiden haitallista madaltumista ja hiekottumista. Tästä on havaintoja Kiiminkijoen, Kyrönjoen ja Isojoen sivujoissa (Viitala ja Hyvärinen 1986, Ranta 1986, Sevola ja Ranta 1986).

Metsäojitusten aiheuttamat hydrologiset muutokset voivat jokivesistöissä johtaa tulvimisherkyyden lisääntymiseen. Myös jokivarsien luontaiset tulvarannat vähenevät perkausten takia. Metsäojituksia pidetään syynä Tornionjoessa viime vuosina esiintyneisiin poikkeuksellisen suuriin tulviin (Lammassaari 1990). Virtaavien äärevöityminen ja sivujokien tulvarantojen väheneminen voivat haitata hauen ja mateen kutua ja poikastuotantoa jokivesissä. Hauki kutee keväällä jokien ja purojen tulvarannoille, missä myös poikaset elävät alkukesän ajan (Raat

1988). Mateen pikkupoikaset hakeutuvat jokien tulvarannoille tulva-aikaan ja elävät aivan rannan tuntumassa alkukesän (Muller 1960).

8.2.2. Poikastuotanto

Metsätaloustoimenpiteet vaikuttavat jokivesistöjen luonnontilaan ja virtakutuisten kalojen poikastuotantoon monella eri tapaa, mm. veden lämpötilan ja rehevyytason muutosten sekä kalojen ravinnonsaannin ja poikashabitaattien heikentymisen kautta (Gibbons ja Salo 1973, Simonsson 1987). Suomen oloissa metsätaloustoimenpiteiden on todettu heikentävän veden laatua, mihin liittyy mm. kohonnut ravinteiden, kiintoaineen, humuksen ja raudan pitoisuus. Jokivesille on tyypillistä se, että kuormitus tulee vesiin tulppavirtauksina, mikä saattaa kärjittää haittavaikutuksia. Veden laatu on huonoimmillaan yleensä keväällä tulva-aikana ja kesällä runsaiden sateiden aikaan. On myös viitteitä siitä, että veden laatu saattaa vaihdella haitallisesti talvellakin (Kännö 1987, Ahtiainen 1990).

Metsäojitusten aiheuttamien veden laadun muutosten vaikutuksia lohikalojen poikastuotantoon on tutkittu Kemijokeen laskevassa Kuohunkijoessa. Joen valuma-alueella vuosina 1983 ja 1984 tehdyt soiden täydennysojitukset ja vanhojen ojien perkaukset heikensivät joen veden laatua niin, että huomattava osa joen taimenista joko kuoli tai vaelsi pois. Joen kalakantojen seurantatutkimuksissa v. 1985 havaittiin vuotta vanhempien taimenten lukumäärän alentuneen edellisvuodesta 89 % ja vuotta vanhempien harjusten määrän vastaavasti 75 %. Kesänvanhojen harjusten määrä ei ollut kuitenkaan merkittävästi vähentynyt edellisvuosista. Vastakuoriutuneina jokeen istutettuja taimenia oli joessa 61 % vähemmän kuin ennen ojitusten aloittamista (Kännö 1987).

Metsäojitukset ja perkaukset tuhoavat erityisesti lohikalojen poikastuotantoalueita ja heikentävät niiden laatua. Suomen oloissa vaikutukset kohdistuvat varsinkin taimeneen, jonka poikastuotanto on olennaisesti riippuvainen koskissa olevien kivien määrästä. Perkaukset ja koskenpohjien hiekottuminen vähentävät koskien pinta-alaa ja yksipuolistavat tarjolla olevia suojapaikkoja. Suvantojen ja syvempien virta-alueiden madaltuminen saattaa tuhota kookkaampien poikasten ja aikuisten kalojen kasvu- ja talvehtimisalueet (Salojärvi ym. 1983, Honkasalo ja Jokikokko 1987). Kutualueiden laadun heikkenemisen ohella myös poikashabitaattien muutokset ovat osaltaan vaikuttaneet Kiiminkijoen ja Isojoen sivujoissa todettuihin taimen- ja harjuskantojen taantumiseen metsätaloudellisten toimenpiteiden seurauksena (Viitala ja Hyvärinen 1986, Sevola ja Ranta 1986).

Purovesien lämpötilanmuutosten vaikutuksia kalojen poikastuotantoon ei ole tutkittu Suomen oloissa. Tyynenmerenlohilla poikasten ensimmäisen kesän kasvun ja tuotannon on useissa tutkimuksissa todettu kohonneen lähinnä kasvukauden pitenemisen takia. Ensimmäisen kesän kasvun parantumisesta huolimatta vaelluspoikasten määrä on avohakkuualueiden puroissa joissakin tapauksissa kuitenkin vähentynyt kookkaampien poikasten lisääntyneen kuolevuuden takia. Tähän vaikuttavat ennen muuta eroosion aiheuttama koskien ja suvantojen liettyminen ja madaltuminen, mikä saattaa ratkaisevasti vähentää kookkaiden poikasten habitaattien määrää. Kuolevuuden kasvu ajoittuu erityisesti talviaikaan (Gregory ym. 1987).

Lohikalojen vaelluspoikasten vaellusajankohta riippuu yleensä jokiveden lämpenemisestä keväällä. Tyynenmerenlohilla avohakkuuden aiheuttaman jokiveden lämpenemisen on havaittu johtavan vaelluspoikasten mereenvaellusajankohdan siirtymiseen normaalia aikaisemmaksi. Tämä voi vähentää poikasten talvikuolevuutta, lisätä poikasten kokoa ja vaikuttaa mereen siirtyneitten poikasten kuolevuuteen (Thedinga ja Koski 1984, Holtby 1988).

Avohakkuut ja ojitukset lisäävät yleensä ravinteiden huuhtoutumista, mikä lisää levien perustuotantoa. Perustuotannon kasvu parantaa usein myös pohjaeläintuotantoa, jos hiekottuminen ei ole liian voimakasta, mutta lajisuhteet saattavat muuttua kalojen kannalta epäedulliseen suuntaan kookkaiden hyönteisryhmien vähentyessä (Simonsson 1987, Gregory ym. 1987).

8.3. Vaikutukset kalalajien välisiin runsaussuhteisiin

Suomessa on erittäin vähän tutkimustuloksia metsätaloudellisten toimenpiteiden vaikutuksista kalalajien välisiin runsaussuhteisiin. Kännön (1987) Kuohunkijoella tekemien tutkimusten mukaan hauen, mateen ja kivisimpun määrissä ei ollut havaittavissa selviä muutoksia vuosina 1983-1986 metsäojitusten takia, vaikka taimen- ja harjuskannat vähenivät vastaavana aikana alle puoleen entisestään. Tämä samoin kuin muut tiedot metsäojitusten vaikutuksista viittaavat siihen, että lohensukuisten kalojen osuus kalastosta vähenee.

Metsätaloudelliset toimenpiteet kohdistuvat Suomessa usein vesistöihin, joissa kevätkutuiset kalat ovat valtalajeina. Kevätkutuisiin lajeihin kohdistuvia vaikutuksia ei ole tiettävästi tutkittu Suomessa tai ulkomailla.

Laaja-alaiset metsätaloustoimenpiteet johtavat yleensä huomattavan suuriin muutoksiin virtaavien vesien ekosysteemeissä, mikä puolestaan voi aiheuttaa taloudellisesti arvokkaiden kalakantojen tuoton pysyvän tai tilapäisen vähenemisen. Vaikutukset kalakantoihin voivat

kuitenkin vaihdella tapauskohtaisesti hyvinkin paljon. Vaikutusmekanismit ovat monimutkaisia ja usein vaikeasti ennustettavissa. Muutokset aiheuttavat yleensä pitkäaikaisia heilahteluja kalakannoissa ja niiden välisissä runsaussuhteissa. Kalakantojen stabiilisuuden väheneminen altistaa ne samalla myös muille häiriötekijöille, mm. liikakalastukselle ja vesistökuormitukselle (mm. Gibbons ja Salo 1973, Gregory ym. 1987, Simonsson 1987).

9. METSÄTALOUDEN VAIKUTUKSET RAPUIHIN

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia rapuihin ei ole tiettävästi tutkittu missään. Ravut eivät ole olleet tutkimuskohteena esimerkiksi niissä jo pitkään jatkuneissa ruotsalaisissa ja pohjois-amerikkalaisissa tutkimusprojekteissa, joissa on selvitetty metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia vesistöjen pohjaeläimiin. Metsätalouden vesistövaikutukset ovat suurimmillaan vesistöjen latvojen pienvesissä. Luonnontilaisina tällaisten vesistöjen ravuntuotanto saattaa olla Etelä- ja Keski-Suomessa merkittävää. Vastaavasti rapukantojen häviäminen saattaa olla markoissa mitattuna suurin vesiympäristön muutoksista aiheutuva haitta.

Metsätaloustoimenpiteistä ojitukset lienevät rapuille haitallisimpia. Yleisesti tiedetään, että rapukannat taantuvat tai häviävät kokonaan ainakin väliaikaisesti pienvesistä, joiden valuma-alueilla tehdään mittavia suo- ja metsäojituksia tai missä itse puroja tai jokia perataan. Rapujen häviämisen syitä ei ole kovinkaan tarkoin tutkittu. Tiedossa ei ole yhtään tapausta, jossa olisi selvitetty varsinaisesti ojituksen vaikutusta alapuolisen vesistön rapukantoihin. Arvioita vaikutustavoista on tehtävä niiden vähäisien havaintojen pohjalta, joita on tehty jokien perkauksen vaikutuksista rapuihin. Vesiympäristön muutokset ovat kummassakin tapauksessa osin yhtäläisiä.

Ravut ovat hidasliikkeisiä pohjaeläimiä eivätkä ne kykene kalojen tavoin väistämään tilapäisiäkään veden laadun muutoksia. Lyhytkestoinen vedenlaadun heikkeneminen saattaa siten hävittää rapukannan virtaavissa vesissä kilometrien matkalta. Vastaavasti kannan palautuminen kestää edullisissakin olosuhteissa kauan. Rapujen suhteellisen hidas tapa liikkua ja niiden riippuvuus suojapaikoista aiheuttavat sen, että myös autoituneen alueen uudelleen valtaus käy hitaasti. Suurissa määrin ravut siirtyvät uusille alueille vasta, kun kanta jo vallatulla alueella muodostuu tiheäksi. Myös rapukannan yksilömäärän kasvu on melko hidasta. Ravut tuottavat jälkeläisiä ensimmäisen kerran edullisissakin olosuhteissa vasta 4-7 vuoden ikäisinä. Viljelylaitoksilta saadun kokemuksen perusteella poikasia syntyy lisääntyvää emoa kohti keskimäärin alle sata. Poikasista vain 5-10 % selviytyy luonnossa sukukypsiksi.

Ei ole selvitetty, voiko jokin toinen eläinlaji, esimerkiksi made, vallata ravulta autioksi jääneet alueet, ja siten haitata rapukannan elpymistä.

Rapukannat hävisivät Uljuan tekoaltaan alapuolisista osista Siikajoessa kesällä 1969, kun tekoaltaan täyttökanaavaa imuruopattiin ja ruoppausvesiä ohjattiin ajoittain eri reittejä joen pääuomaan. Tuolloin veden väriarvo suureni purkupaikan alapuolella noin 20 kertaiseksi ollen 4 100 mg Pt/l ja rautapitoisuus kohosi 20-50 -kertaiseksi normaaleihin kevätmaksimeihin verrattuna ollen 97 mg/l (Westman 1974, 1979). Niemen (1982) Kokkolan vesipiirissä tekemän selvityksen mukaan rapukannat taantuivat tai hävisivät Pyhäjoen latvoilla 1970-luvun puolivälissä tehtyjen perkausten yhteydessä laajoilta alueilta varsinaisten toimenpidealueiden alapuolelta. Perkausten seurauksena veden kiintoaine- ja rautapitoisuus suurenivat huomattavasti. Suurimmillaan kiintoainepitoisuudet olivat 500 - 600 mg/l ja rautapitoisuus 18 - 16 mg/l. Alueilla, joilla kiintoainepitoisuus pysytteli alle 100 mg/l:ssa ja rautapitoisuus alle 5 mg/l:ssa, ei havaittu rapukantamuutoksia. Sitä, mihin suuren kiintoaine- tai rautapitoisuuden haitallisuus perustuu, ei tarkkaan tiedetä. On ilmeistä, että veden pH:n laskiessa rautayhdisteitä saostuu rapujen emäksisten kidusten pinnalle ja haittaa siinä tapahtuvaa kaasujen vaihtoa. Lähemmin selvittämättömiä rapukantojen häviämisiä perkausten ja ruoppausten yhteydessä on raportoitu myös mm. Ruotsista (Vallin 1964), Puolasta (Kossakowski 1973) ja Yhdysvalloista (Hobbs & Hall 1974).

Viljelylammikoissa on suurentuneen kiintoainepitoisuuden havaittu yhdessä piilevien kanssa muodostavan rapujen kidusten pinnalle tiiviin peitteen, joka estämällä kaasujen vaihdon kiduspinnalla aiheuttaa ravun kuoleman (Vey 1977). Samanlaisissa olosuhteissa saattaa myös kiduksissa päällysvieraina elävien ripsieläinten määrä lisääntyä ravulle haitallisen suureksi (Vey 1986). Kiintoainepitoisuuden suurenmisen ohella metsänlannoituksesta tai muusta metsätaloustoimenpiteestä aiheutuva vesistöjen rehevöityminen voinee johtaa samanlaisiin seurauksiin, joskin vähäinen ravinnelisäys niukkaravinteisissa vesissä voi lisätä vesistön ravuntuotannon edellytyksiä.

Ojituksista ja ruoppauksista aiheutuvat vesiympäristön fysikaaliset muutokset saattavat olla rapujen kannalta kemiallisia muutoksia hankalampia. Rapujen suojakolot voivat täytyä veden mukana kulkeutuvista maa-aineksista. Suojaa ja ravintoa tarjoavat vesikasvustot saattavat myös peittyä ja tukahtua pitkiksi ajoiksi. Jos perkaus kohdistuu suoraan rapujen asuttamalle alueelle, tuhoutuvat rapujen menestymismahdollisuudet suojapaikojen hävitessä vuosikymmeniksi eteenpäin.

Liettyminen on erityisen haitallista ravunpoikasille. Siikajoessa pidetään jokiuoman liettymistä perimmäisenä syynä rapujen lisääntymisen epäonnistumiseen (Ylitalo 1985). Siellä liettyminen aiheutuu vuorokausisäännöstelystä. Kiintoaineita kulkeutuu kuitenkin myös alueille, joissa vedenkorkeuden vaihtelu on vähäistä. Sukukypsinä istutetut ravut kasvavat normaalisti tällaisilla alueilla (Pursiainen & Westman 1984), mutta uusia sukupolvia ei synny. Pohjien liettyminen on myös eräs ilmeinen syy rapujen häviämislle suuresta osasta Lapväärtinjoki-Isojoki-systeemiä. Ei ole kuitenkaan arvioitu, mikä osuus liettävästä aineksesta tulee metsäojituksista. Ei ole myöskään missään selvitetty, voiko metsäojituksista peräisin oleva veden samentuminen olla niin suurta, että se vesistön valaistusolosuhteita tai lämpötiloutta muuttamalla vaikuttaisi rapuihin.

Ravun mäti on alttiina veden laadun muutoksille pidempään kuin yhdenkään meillä tavattavan kalalajin mäti. Rapunaaraat munivat syys-lokakuulla ja poikaset kuoriutuvat seuraavana vuonna veden lämpenemisestä riippuen kesä-, heinä-elokuulla. Niinpä esim. vesien laskeuma-peräisen happamoitumisen kalataloudellisia vaikutuksia selvittävässä tutkimuksessa voitiin osoittaa, että haittavaikutukset ilmenivät ensimmäisinä juuri lisääntymishäiriöinä. Kun pH oli laskenut ympärivuotisesti alle pH 6:n, rapujen mäti tuhoutui valtaosaltaan haudonnan lopuvaiheessa (Tuunainen ym. 1991).

Vuosina 1980-82 tehdyssä Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tilaa selvittäneessä tutkimuksessa todettiin joen pääuoman alaosan happamoituneen siinä määrin, ettei rapu siinä enää menestynyt. Happamoituminen aiheutui pääosin sulfidimailta tehdyistä maankuivatustoimenpiteistä. Tutkimuksessa ei arvioitu, miten hapanta valunaa aiheuttaneet kuivatustoimenpiteet, avo- ja salaojitukset jakautuivat maa- ja metsätalouden kesken (Pursiainen ym. 1984).

Tehokas valuma-alueiden ojitus edellyttää usein myös laskuojien ja -purojen perkaamista. Jos tällaiseen purosysteemiin kuuluu vettä varastoivia lampia ja järviä, joiden laskupurot perataan, terävöityvät tulvahuiput samalla, kun kevättalven ja loppukesän alivirtaamat pienenevät. Tällöin ajoittainen veden vähyys saattaa vähentää puron ravuntuotantoedellytyksiä. Myös laajat avohakkuut saattavat ääreistää latvapurojen virtaamia (Ahtiainen 1990). Samalla hakkuusta aiheutuva varjostuksen väheneminen saattaa kohottaa pienten virtaavien vesien lämpötilaa, mikä olisi meillä levinneisyytensä pohjoisrajalla elävälle ravulle yksinomaan edullista.

10. KALATALOUS

Metsätalouden vaikutuksia kalastukseen ja yleensäkin kalatalouteen on tutkittu Suomessa hyvin vähän. Vaikutukset kohdistuvat selvimmin pieniin vesiin ja jokivesistöihin, joissa kalastus on lähes poikkeuksetta virkistys- ja kotitarvekalastusta. Suurissa vesistöissä, joihin sisävesien ammattikalastus on keskittynyt, samoin kuin merialueilla metsätalouden vaikutusten erottaminen muista luonnontilaa muuttavista tekijöistä on vaikeaa.

10.1 Kalastus

Tutkimusten vähydestä huolimatta joitain viitteitä nimenomaan metsätalouden aiheuttamista haitoista pienten sivuvesistöjen arvokala- ja rapukannoille sekä saaliille kuitenkin löytyy. Esim. Hyrynsalmen reitin sivuvesistöissä ojitusten otaksutaan perkausten ohella aiheuttaneen huomattavaa arvokalasaaliiden vähenemistä ja samalla vähäarvoisten lajien saaliiden lisääntymistä (Salojärvi ym. 1983). Samansuuntaisia havaintoja on tehty myös eräistä Pohjanlahteen laskevista vesistöistä (Huovila ja Tolonen 1986, Viitala ja Hyvärinen 1986). Vähäarvoisten lajien tuotannon kasvu vähentää usein vesistön kalataloudellista arvoa, vaikka arvokalatuotantokin saattaa samanaikaisesti kasvaa, sillä suhteellisesti vähälukuisempia arvokaloja on kalastamalla usein melko vaikeaa valikoida.

Turvetuotannon vaikutuksina kalastoon ja kalastukseen on havaittu mm. pyydysten limoittumista sekä kalojen karkottumista (Ylitalo 1987). Todennäköisesti vastaavanlaisia, mutta lyhytaikaisempia haittoja voi ilmetä myös laajojen metsä- ja suo-ojitusten alapuolisilla vesialueilla. Likaantuneiden pyydysten puhdistamisesta aiheutuu lisätyötä, ja pahimmillaan voimakas likaantuminen voi estää esim. verkkojen tai katiskoiden käytön vesistöissä kokonaan. Piilevät on todettu järvissä tärkeäksi havasten limoittumista aiheuttavaksi leväryhmäksi (Heinonen ym. 1984).

Pienten sivuvesistöjen kalataloudellinen arvo pelkästään saaliin taloudellisen arvon perusteella laskettuna on yleensä vähäinen. Pieniä vesistöjä on Suomessa kuitenkin paljon, ja niillä saattaa olla huomattavaa merkitystä virkistys- ja kotitarvekalastukselle. Merkitys voi tulevaisuudessa kasvaa esim. loma-asutuksen ja vapaa-ajan mahdollisesti lisääntyessä. Paikallisesti, esim. latvavesialueilla, pienimmillä metsäpuuroillakin saattaa olla huomattavaa virkistyskalastuksellista merkitystä. Puolangalla vuonna 1976 tehdyn tutkimuksen mukaan noin 30 % kuntalaisista harrasti tammukan ongintaa vähintään pari kertaa kesässä. Lisäksi lähes kaikki tammukan onkijat pitivät metsäojituksen vaikutuksia tammukkapuroille hyvin kielteisinä (Karhu 1978).

Arvon määrittäminen yksiselitteisesti on vaikeaa, sillä virkistys- ja kotitarvekalastukseen liittyy rahassa vaikeasti mitattavia aineettomia arvoja ja arvostuksia. Välittömästi kalastukseen liittyvien tekijöiden ohella virkistysarvoon voidaan olettaa olevan vaikutusta myös muilla tekijöillä, kuten maisemaominaisuuksilla, joihin metsätalouden toimenpiteet voivat voimakkaasti vaikuttaa. Myöskään virkistys- ja kotitarvekalastajia ei ole syytä tarkastella yhtenä homogeenisena ryhmänä (ks. Leinonen 1990). Erilaista kalastusta harjoittavien virkistys- ja kotitarvekalastajien arvostukset, asenteet ja kalastusmahdollisuuksiin liittyvät toiveet, esim. saaliin merkitys, samoin kuin sitoutuneisuus tiettyyn nimenomaiseen kalastusvesistöön vaihtelevat todennäköisesti paljon. Tästä seuraa myös se, että erilaiset ympäristömuutosten vaikutukset koetaan todennäköisesti eri tavalla eri kalastajaryhmissä.

10.2 Kalojen käyttökelpoisuus

Turvetuotantoalueiden alapuolisilla vesialueilla on havaittu kaloissa ja nahkiaisissa makuvirheitä (Ylitalo 1987). Oletettavasti vastaavanlaisia, mutta lyhytaikaisempia haittoja voi ilmetä myös laajojen metsätalouteen liittyvien metsä- ja suo-ojitusten yhteydessä.

Pienten, etenkin tummavetisten metsäjärvien kaloissa tavataan Etelä- ja Keski-Suomessa usein poikkeuksellisen korkeita elohopeapitoisuuksia. Esim. Verran ym. (1986) tutkimista noin 90:stä metsäjärvestä noin 4 %:ssa haukien keskimääräinen elohopeapitoisuus ylitti 1,0 mg/kg, jolloin kaloja ei lääkintöhallituksen suositusten mukaan tulisi ollenkaan käyttää ihmisravinnoksi. Noin 40 %:ssa tutkituista metsäjärvistä haukien elohopeapitoisuus oli keskimäärin 0,5 - 1,0 mg/kg. Tällaista kalaa saisi syödä enintään 0,5 kg viikossa. Metsäojitusten on todettu lisäävän järveen tulevaa elohopeakuormitusta merkittävästi, ääritapauksissa jopa moninkertaiseksi. Suurin osa elohopeasta on kuitenkin kiintoaineeseen sitoutuneena ja sedimentoituu nopeasti, eikä näin ollen kerry kaloihin (Verta ja Rekolainen 1985). Selvää osoitusta siitä, että ojitukset lisääisivät kalojen elohopeapitoisuutta, ei ole.

10.3 Kalanviljely

Vuonna 1985 Suomessa oli 677 ammattimaista viljelyä harjoittavaa kalanviljelylaitosta, joista sisävesilaitoksia oli 285 ja luonnonravintolammikkoyrityksiä 216 (Eskeinen 1989). Metsätalouden toimenpiteiden samoin kuin useimpien muidenkaan ympäristömuutosten kalanviljelylle aiheuttamat haitat eivät liene kovin yleisiä, koska laitokset on perinteisesti pyritty sijoittamaan mahdollisimman luonnontilaisille vesialueille. Ruotsista löytyy kuitenkin havaintoja ainakin 1970-luvun alkupuolelta tapauksesta, jossa nimenomaan metsäojituksesta johtuvat kalakuolemat aiheuttivat huomattavia taloudellisia tappioita alapuolella sijaitsevalla kalanviljelylaitoksella (Monten 1974). Koska Suomen laitokset ovat pääasiassa melko uusia (alle 20

vuotta), mahdolliset ongelmat on pystytty useimmissa tapauksissa ottamaan huomioon jo laitoksia sijoiteltaessa (Päivi Eskelinen, suullinen tieto).

Joissakin laitoksissa joudutaan kuitenkin käyttämään erilaisia suotimia tai kalkituslaitteita sisääntuloveden laadun parantamiseksi. Useimmiten ongelmia on ilmennyt mädinhaudonnassa, ja syynä ovat olleet suuret kiintoaine- ja rautapitoisuudet tai äkilliset pH:n muutokset (Esa Erkamo, suullinen tieto). RKTL:n vesihallitukselle kalanviljelylaitospaikkojen inventointia varten esittämien ohjeiden mukaan veden pH:n tulisi olla pääsääntöisesti yli 6,2 (suositus yli 6,5), värin alle 80 mg Pt/l (suositus alle 30 mg Pt/l) ja rautapitoisuuden alle 0,4 mg/l (suositus alle 0,2 mg/l).

11. YHTEENVETO

Metsätalouden vesistövaikutuksista on olemassa niukasti tietoa. Tiedon vähäisyys korostuu, kun otetaan huomioon, että metsätalous on tärkein vesistöjen valuma-alueiden maankäyttömuoto. Suomalaisen metsätalouden vaikutuksista kaloihin, rapuihin tai kalatalouteen ei ole juuri ollenkaan tutkimustietoa.

Voimakkaimmin vesiluontoon vaikuttavia metsätaloustoimenpiteitä ovat ojitus ja siihen liittyvät uomien perkaukset, erilaiset maanpinnan käsittelyt sekä hakkuut. Ne aiheuttavat muutoksia mm. vesistöjen kulloisiinkin vesimääriin ja muihin hydrologisiin muuttujiin, kiintoaineeseen ja liuenneen orgaanisen aineen huuhtoutumiin, ravinnekuormitukseen ja mahdollisesti lämpötilaan ja happamuuteen sekä siihen läheisesti liittyvään metallien huuhtoutumiseen. Metsänlannoitus vaikuttaa lähinnä ravinnekuormitukseen, mutta sillä voi olla maaperäkemiallisten muutosten kautta vaikutusta myös esim. happamuuteen. Vesakon, metsätuholaisten ja muiden biologisten haittojen torjuntaan käytettävillä kemikaaleilla ei nykytietämyksen mukaan ole oikein käsiteltyinä oleellisia myrkyvaikutuksia tai muita vaikutuksia vesistöissä. Kemikaalien määrän jatkuva kasvu, mahdollinen käytön lisääntyminen ja käyttövirheisiin liittyvät riskit muodostavat kuitenkin uhkatekijän myös vesistöille ja niiden eliöstölle.

Arviot metsätalouden kalakannoille aiheuttamista haitoista tai muutoksista perustuvat pääte-lyyn, jossa on yhdistetty tietoja metsätalouden vaikutuksista kalojen elinympäristöön ja toisaalta tietoja kalojen elinympäristövaatimuksista. Metsätalous ja sen aiheuttamat ympäristömuutokset voivat vaikuttaa ainakin kalojen lisääntymiseen, ravinnonsaantiin, kasvuun ja kuo-levuuteen sekä lajien välisiin vuorovaikutussuhteisiin. Mahdollista on sekin, että metsäta-loustoimenpiteet aiheuttavat välittömiä kalakuolemia.

Metsätalous voi vaikuttaa kalojen lisääntymiseen järvissä ja lammissa lähinnä orgaanisen aineksen kertymisen ja kasvavan ravinnekuormituksen seurauksena. Pohjaan sedimentoituva orgaaninen aines voi vähentää pohjakutuisten lajien mädin hautoutumisen onnistumista. Kertyneen orgaanisen aineksen hajoaminen voi aiheuttaa hapen puutetta alusvedessä erityisesti loppupalvella. Ojituksen aiheuttama virtaamien äärevöityminen voi haitata joissa matalaan veteen kutevien lajien lisääntymistä. Metsäojitukset ja perkaukset tuhoavat tai heikentävät erityisesti virtakutuisten lohensukuisten kalojen poikastuotantoalueita. Havaintoja on mm. meritaimenen kutusoraikkojen hiekottumisesta, jolloin ne eivät enää ole kelvollisia mädin hautoutumiselle. Ojituksista mahdollisesti aiheutuvat happaman veden sysäykset tai niihin liittyvä metallien saostuminen voivat olla mädille ja poikasille tappavia. Virtaavien vesien kalojen lisääntymisen on joissakin tapauksissa arvioitu estyvän, koska lähinnä ojitusten aiheuttama vedenlaadun heikentyminen on mahdollisesti karkottanut kutujokeen pyrkivät kalat.

Kalojen kasvu riippuu lämpötilan ohella soveliaan ravinnon saatavuudesta. Kaikilla metsätaloustoimilla, jotka lisäävät ravinteiden määrää vesistöissä, voi olla vaikutuksia myös kaloille soveltuvien ravintokohteiden tuotantoon. Tuotantoa rajoittavat lämpö- ja valaistusolosuhteet saattavat myös muuttua veden värin tummuessa kuormituksen kasvun myötä. Jos ravinteiden määrän kasvu lisää vesistön perustuotantoa, on mahdollista, että myös kalantuotanto kasvaa. Usein rehevöitymisestä aiheutuva kalantuotannon kasvu lisää suhteellisesti eniten vähäarvoisten lajien tuotantoa. Purovesissä on havaittu kesäaikaisen lämpötilan selvä nousu hakkuiden seurauksena. Yhdessä ravinnepitoisuuksien kasvun kanssa tällä voi olla selviä vaikutuksia viileiden ja niukkaravinteisten purojen tuotantoon ja mahdollisesti kalojen kasvuun. Lämpötilan jaksoisuuden muutokset voivat vaikuttaa esimerkiksi meritaimenen ja lohen poikasten mereen vaelluksen valmiuden eli smolttiutumisen ajoittumiseen.

Kalalajien väliset vuorovaikutussuhteet voivat muuttua monien metsätalouden aiheuttamien vesiympäristön muutosten seurauksena. On mahdollista, että esimerkiksi lisääntynyt ravinnekuormitus ja siitä seuraava rehevöityminen parantaa särjen kilpailuedellytyksiä ahveneen nähden metsäjärvissä. Särki kykenee ahventa tehokkaammin hyödyntämään pientä eläinplanktonia, mutta se voi tarvittaessa syödä myös kasviainesta, jopa detritusta, joiden kaikkien määrää kasvaa rehevöitymisen seurauksena. Lajien tai kantojen välinen kilpailutilanne saattaa muuttua myös, jos esimerkiksi lämpötila, valaistusolosuhteet, kasvillisuus tai happitilanne muuttuu tiettyinä aikoina tai tietyssä osassa vesistöä. Pohjoisamerikkalaisten tutkimusten mukaan metsätalouden vaikutukset kalakantoihin vaihtelevat paljon tapauskohtaisesti. Vaikutusmekanismit ovat monimutkaisia ja vaikeasti ennustettavissa. Muutokset aiheuttavat yleensä pitkäaikaisia heilahteluja kalakannoissa ja niiden välisissä runsaussuhteissa.

Metsätaloustoimien vaikutuksia rapuihin ei ole tiettävästi tutkittu missään. Ilmeistä kuitenkin on, että pääasiassa samat vesiympäristön muutokset, jotka vaikuttavat kaloihin, vaikuttavat myös rapujen viihtymiseen ja selviytymiseen. Joidenkin ympäristötekijöiden, kuten happamuuden suhteen, ravut ovat jopa herkempiä kuin kalat. On havaintoja, että jokien latvaosissa tehtyjen maankaivuiden seurauksena alapuoliset rapukannat ovat tuhoutuneet tai taantuneet.

Metsätalouden aiheuttamat ympäristömuutokset, lähinnä veden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet, ilmenevät kalojen (ja rapujen) elintoiminnoissa jo aiemmin kuin muutoksia voidaan havaita kalakantoja tarkastelemalla. Kalojen fysiologia on siten keskeisessä osassa, kun pyritään selvittämään kannoissa havaittujen muutosten tarkempia vaikutusmekanismeja. Fysiologiset tutkimukset ovat tarpeellisia, jotta voidaan eritellä vaikuttavia tekijöitä, ja toisaalta tarkastella myös useamman tekijän yhteisvaikutuksia.

Metsätalouden vaikutuksesta Suomen kalatalouteen ei ole kokonaiskäsitystä. Vaikutukset kohdistunevat erityisesti pienvesien kotitarve- ja virkistyskalastukseen. Metsätalouden vaikutukset suurten sisävesien ja merialueen ammattikalastukseen ovat vaikeasti erotettavissa muista tekijöistä. Metsätalouden aiheuttama kalastukseen kohdistuva haitta voi olla esimerkiksi kalalajien keskinäisten runsaussuhteiden muuttuminen vähäarvoisten kalojen suuntaan. Saaliskalojen käyttökelpoisuus voi heikentyä, jos kuormituksen lisääntymisestä aiheuttaa maku- tai hajuvirheitä tai haitallisten aineiden kertymistä. Kalastus voi vaikeutua, jos pyydykset likaantuvat tai limoittuvat kasvaneen kuormituksen seurauksena. Kotitarve- ja virkistyskalastuksen kohteena olevien vesistöjen kalataloudellisen arvon tai arvon muutosten määrittäminen on vaikeaa, koska kalastukseen liittyy rahassa vaikeasti mitattavia aineettomia arvoja tai arvostuksia. Virkistyskalastuksen liitännäisarvona voi olla esimerkiksi maisema tai muut luonnonominaisuudet, joihin metsätalous vaikuttaa.

Metsätaloustoimet voivat vaikuttaa myös kalanviljelyyn. Ruotsissa on 1970-luvulla todettu viljelylaitoksissa jopa kalakuolemia metsäojitusten seurauksena. Nykyään kalanviljelylaitokset pyritään suunnittelemaan niin, etteivät ne ole satunnaiselle kuormitukselle tai vedenlaadun vaihtelulle alttiina.

Keskeisten metsätaloustoimien käsittelyalat pysynevät tulevaisuudessa karkeasti arvioiden nykyhetken tasolla. Hakkuumäärät ja siten myös hakkuualat voivat hieman lisääntyäkin, mikäli metsien puuntuotto paranee metsänhoidon ansiosta. Metsänparannustoimista selvästi vähenevin on ollut uudisojitus. Vesistöjen kannalta ojitusvaikutukset säilynevät nykytasolla, sillä mahdollisesti vieläkin vähentyvä uudisojitus korvautunee kunnostus- ja täydennysojituksilla. Toisaalta erilaiset valmistavat maanpinnan käsittelyt, kuten maanmuokkaus ja auraus, ovat lisääntyneet selvästi viimeisten vuosikymmenten aikana. Näiden vesistövaikutukset ovat

ojitusten kanssa samansuuntaisia. Metsänlannoituksen tulevaisuutta on vaikea ennustaa. Alkuperäisessä Metsä 2000 -ohjelmassa esitettiin tuntuvia lannoitusmäärien lisäyksiä, jotka eivät kuitenkaan näytä toteutuvan. Mahdollisesti lannoitusmäärät vähenevät lyhyellä aikavälillä, sillä vuoden 1992 alusta tulee voimaan uusi typpeen ja fosforiin kohdistettu aiempaa ankarampi lannoitevero. Pitkällä aikavälillä on mahdollista, että metsät vaaativat kokonaan uusia käsittelyjä, joilla torjutaan esimerkiksi laskeumaperäistä maaperän happamoitumista.

Metsätaloustoimien vaikutusten kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen voidaan olettaa säilyvän lähitulevaisuudessa nykyisen kaltaisina ja nykyhetken tasolla, ellei haittavaikutuksia torjuta. Vaikka metsätaloustoimien käsittelyalat pysyisivät kutakuinkin ennallaan, haitat voivat silti lisääntyä, sillä useat vaikutukset, esimerkiksi ravinnekupermituksesta aiheutuva järvien rehevöityminen, ovat pitkäaikaisia. Valuma-alueen toistuvat käsittelyt voivat siten aiheuttaa haittojen kertymistä.

12. SAMMANDRAG: Skogsbrukets effekter på fisk, kräftor och fiskeri - litteraturutredning

Skogsbrukets effekter på vattendragen är relativt lite undersökta då man beaktar att skogsbruket är den viktigaste markanvändningsformen i vattendragens tillrinningsområden. Vad det finländska skogsbruket beträffar, finns det i praktiken inga undersökningsresultat som gäller skogsbrukets effekter på fisk, kräftor och fiskeri. Dikning med påföljande rensningar, olika slag av markberedning, samt avverkningar är de skogsbruksåtgärder som kraftigast påverkar vattendragens natur. De förorsakar hydrologiska förändringar och förändringar i urlakningen av fast substans och lösta organiska ämnen, i näringsbelastningen och eventuellt eller delvis också i temperatur, surhet och i urlakningen av metaller, som är nära förbunden med surheten. Skogsgödslingen inverkar främst på näringsbelastningen.

Skogsbruket kan påverka fiskens förökning i sjöar och dammar främst genom ansamling av organiskt material och ökad näringsbelastning. Det organiska material som sedimenteras på botten kan försvåra romutvecklingen hos bottenlekande fisk. Nedbrytningen av organiskt material kan förorsaka syrebrist i djupvattnen, särskilt under vårvintern. Dikningen förorsakar ökade fluktuationer i strömföringen som kan skada förökningen hos arter som leker i grunda områden i älvar och åar. Skogsdikning och rensningar förstör eller försämrar särskilt de strömlökande laxfiskarnas yngelområden. Det finns bl.a. observationer av att grusområden där havsöringen lekt täckts med sand, varefter de inte längre lämpar sig för rommen. Surchocker som eventuellt beror på dikning, eller utlösning av metaller på grund av ökad surhet kan vara

dödande för rom och yngel. Dikningen försämrar också vattenkvaliteten, vilket kan driva bort de fiskar som försöker ta sig upp i ett vattendrag för att leka.

Fiskens tillväxt är, vid sidan av temperaturen, beroende av tillgången på lämplig föda. Alla skogsbruksåtgärder som ökar mängden näringsämnen i vattendragen kan ha effekter också på produktionen av de organismer som fisken äter. De produktionsbegränsande värme- och ljusförhållandena kan också förändras om en ökad belastning gör vattnet mörkare. Om mängden närsalter ökar vattendragets primärproduktion kan det hända att också fiskproduktionen växer. Eutrofieringen gynnar dock ofta relativt sett mest produktionen av mindre värdefulla fiskarter. Interaktionen och konkurrensen mellan olika fiskarter kan förändras om t.ex. temperaturen, belysningsförhållandena, vegetationen eller syrehalten på grund av skogsbruksåtgärder förändras under en viss tid eller i en viss del av ett vattendrag.

Nordamerikanska undersökningar visar att skogsbrukets effekter på fiskbestånden kan variera från fall till fall. Verkningsmekanismerna är komplicerade och svåra att förutse. Förändringarna förorsakar i allmänhet långvariga fluktuationer i fiskbestånden och i dessas inbördes riklighetsförhållanden. Skogsbrukets miljöförändringar, främst vattnets fysikalisk-kemiska egenskaper, yttrar sig i livsfunktionerna hos fisk (och kräftor) redan långt innan man kan iaktta några beståndsförändringar. Fiskarnas fysiologi är därför i en central ställning då man försöker reda ut de mekanismer som står bakom de iakttagna beståndsflyktuationerna. Fysiologiska undersökningar är nödvändiga för att särskilja de olika inverkanse faktorerna och för att granska interaktionen mellan olika faktorer.

Skogsbruksåtgärdernas effekter på kräftor har veterligen aldrig undersökts. Det står dock klart att i huvudsak samma förändringar i vattenmiljön som som inverkar på fisken, också påverkar kräftors trivsel och överlevnad. I fråga om vissa miljöfaktorer, t.ex. surhet, är kräftor t.o.m. känsligare än fisk. Det finns observationer som visar att kräftbestånden i ett vattendrags nedre lopp förstörts eller decimerats på grund av grävarbeten i upprinningsområdena.

Det finns idag ingen helhetsuppfattning om skogsbrukets inverkan på fiskeriet i Finland. Effekterna riktas främst mot husbehovs- och fritidsfisket i mindre vattendrag. I större vattendrag i inlandet och i havsområdet är effekterna på yrkesfisket svåra att skilja från andra faktorer. Fisket kan t.ex. skadas av att fiskarternas inbördes förhållanden förändras till förmån för mindre värdefulla arter. Möjligheterna att använda fångsten kan försämras om en ökad belastning förorsakar t.ex. smak- och luktfel eller anrikning av skadliga ämnen. Fisket kan också försvåras om fångstredskapen smutsas eller täcks av slem på grund av ökad belastning på vattnet. Bestämningen av det fiskeriekonomiska värdet hos ett vattendrag som utnyttjas för husbehovs- eller fritidsfiske är svårt. Till fisket ansluter sig ju immateriella värden eller

kvaliteter som är svåra att mäta i pengar. Till fritidsfiske hör också njutningen av t.ex. vackra landskap och andra naturvärden som även de påverkas av skogsbruket.

De områden som berörs av de viktigaste skogsbruksåtgärderna kommer troligen i framtiden att vara grovt taget de samma som idag. Den skogsförbättringsåtgärd som minskat mest är nydikning. Dikningseffekterna på vattendragen torde dock förbli på nuvarande nivå, då den minskande nydikningen ersätts av restaurerings- och kompletteringsdikningar i redan dränerade områden. Markberedning och hyggesplöjning har, å andra sidan, ökat klart under de senaste decennierna, och deras effekter liknar dikningens. Skogsgödslingens framtid är svår att förutspå. På lång sikt är det möjligt att skogen kommer att kräva helt andra slag av skötselåtgärder, t.ex. för att motarbeta den markförsurning som åstadkoms av luftföroreningar. Skogsbruksåtgärdernas effekter på fisk, kräftor och fiskeri kommer troligen att i den närmaste framtiden förbli i stort sett likadana, och på samma nivå som idag, om inga motåtgärder sätts in.

Kiitokset

Kiitämme Kaisa Heikkistä, Pekka Hynnistä ja Anne Lainetta (Oulun vesi- ja ympäristöpiiri), Anna-Liisa Holopaista (Joensuun yliopisto) sekä Sari Saukkosta (Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri) käsikirjoitukseen tai johonkin sen osaan tutustumisesta ja hyvistä korjausehdotuksista.

KIRJALLISUUS

- Aarne, M., Uusitalo, M. & Herrala-Ylinen, H. (toim.) 1990. Metsätilastollinen vuosikirja 1989. Helsinki, Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa- ja metsätalous 1990: 4. Folia Forestalia 760. 246 s.
- Agrawal, S. J. 1980. Effects of certain metal pollutants on a fresh water fish. Ph. D. Thesis, Gorakhpur University, Gorakhpur, India. 150 p.
- Agrawal, S. J. & Srivastava, A. K. 1980. Haematological responses in a fresh water fish to experimental manganese poisoning. *Toxicology* 17, p. 97-100.
- Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. *Communicationes instituti Forestalis Fenniae* 111, p. 1-20.
- Ahti, E. & Paarlahti, K. 1988. Ravinteiden huuhtoutuminen talvella lannoitetulta metsäojitusalueelta. *Suo* 1-2. s. 19-25.
- Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A nro 45. 122 s. ISBN 951-47-3631-1.
- Ahtiainen, M., Holopainen, A.-L. & Huttunen, P. 1988. General description of the Nurmes-study. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6 - 8 June, 1988. Vol. 1. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988. p. 107-121.
- Alabaster, J. S. & Lloyd, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworth, London.
- Almer, B., Dickson, W., Ekstrom, C. & Hornstrom, E. 1978. Sulphur pollution and the aquatic ecosystem. In: Nriagu, J. O. (ed.): Sulfur in the Environment, Pt. II. Chichester. John Wiley. p. 271-311.
- Amelung, M. 1982. Auswirkungen gelöster Eisenverbindungen auf die Ei- und Larvalentwicklung von *Salmo gairdneri* (Richardson). *Arch. FischWiss.* 32, p. 77-87.
- Amend, D. F., Yasutake, W. T. & Morgan, R. 1969. Some factors influencing susceptibility of rainbow trout to the acute toxicity of an ethyl mercury phosphate formulation (Timsan). *Trans. Am. Fish. Soc.* 98, p. 419-425.
- Andersson, A., Bergquist, B. & Lundin, L. 1982. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Siksjöbäcksojektet. Metodik och resultat 1979-1981. Preliminär rapport. Uppsala Univ., Limnol. Inst. Forskn.rapp. LIU 1982: B 10. 112 s.
- Arvola, L. 1983. Primary production and phytoplankton in two small, polyhumic forest lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 101, p. 105-110.
- Arvola, L., Metsälä, T.-R., Similä, A. & Rask, M. 1990. Phyto- and zooplankton in relation to water pH and humic content in small lakes in southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, p. 688-692.

- Auld, A. H. & Schubel, J. R. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6, p. 153-164.
- Baker, J. P. 1981. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Ph. D. thesis, Cornell University, Ithaca, NY. 441 p.
- Baker, J. P. 1982. Effects on fish of metals associated with acidification. In: Johnson, R. E. (ed.): *Proc. Int. Symp. Acid. Precip. Fish. Impacts Northeastern North America*, Cornell University, Ithaca, NY. American Fisheries Society, Bethesda, MD. p. 165-176.
- Baker, J. P. & Schofield, C. L. 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. In: D. Drabløs & A. Tollan (eds.): *Ecological impact of acid precipitation. SNSF-Project, Oslo-Ås*. p. 292 - 293.
- Bengtsson, B. E., Carlin, C. H., Larsson, Å. & Svanberg, O. 1975. Vertebral damage in minnows, *Phoxinus phoxinus* L., exposed to cadmium. *Ambio* 4, p. 166-168.
- Bergman, E. 1987. Temperature dependent differences in foraging ability of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*. *Env. Biol. Fish.* 19, p. 45-53.
- Bergman, E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. *J. Anim. Ecol.* 57, p. 443-453.
- Bergquist, B. 1987. Effects of peatland drainage and fertilization on the abundance and biomass of *Stichtochironomus rosenschoeldi* (Zett.) and *Sergentia longiventris* (Kieff.) (Diptera: Chironomidae) in lake Siksjön, central Sweden. *Ent. Scand. Suppl.* 29, p. 225-231.
- Bergquist, B., Lundin, L. & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs och myrdikning. Uppsala, Uppsala Universitet, Limnologiska institutionen. 116 s.
- Bielek, E. 1974. Beitrag zur Ontogenese der Blutbildung bei den Teleostiern. I. Blutbildentwicklung bei der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). *Zool. Jb. Anat.* 93, s. 243-258.
- Bilby, R. E. & Bisson, P. A. 1987. Emigration and production of hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) stocked in streams draining an old-growth and clear-cut watershed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44, p. 1397-1407.
- Bjornn, T. C. 1968. Survival and emergence of trout and salmon fry in various gravel-sand mixtures. In: Myren, R. T. (ed.): *Logging and salmon. Proc. Forum am. Inst. of Fish. Res. Biol.*, Alaska District, Juneau, Ak. p. 80-88.
- Black, J. A. & Birge, W. J. 1988. An avoidance response bioassay for aquatic pollutant. *Univ. K. Water Ressour. Res. Inst. Rept.* 123, p. 34.
- Blomqvist, H., Hirvonen, L., Hynninen, E-L. & Vanhanen, R. 1991. Torjunta-aineet. Luettelo rekisterissä olevista torjunta-aineista ja niiden käyttöä koskevistä ehdoista. Maatilahallitus, Helsinki. 83 s.
- Boetius, J. 1960. Lethal action of mercuric chloride and phenyl-mercuric acetate on fishes. *Medd. fra Dan. Fisk.-og Havunders* 3, p. 93-115.

- Borgmann, U. 1983. Metal speciation and toxicity of free metal ions to aquatic biota. In: Nriagu, J. O. (ed.): Offprints from aquatic toxicology. John Wiley & Sons, Toronto, Ont. p. 47-72.
- Borovyagin, V., Hernádi, L. & Salánki, J. 1989. Mercury and cadmium induced structural alterations in the taste buds of the fish *Alburnus alburnus*. *Acta Biologica Hungarica* 40(3), p. 237-254.
- Brenner, J., Corbett, S. & Shertzer, R. 1976. Effect of ferric hydroxide suspension on blood chemistry in the common shiner, *Notropus cornutus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105 (3), p. 450-455.
- Brown, D. J. A. 1983. The effect of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*), at low pH. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.* 30, p. 582-587.
- Brown, D. J. A. & Lynam, S. 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching of eggs and the survival of the yolk sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L., at low pH. *J. Fish Biol.* 19, p. 205-211.
- Brown, G. W. 1971. Water temperature in small streams as influenced by environmental factors and logging. In: Forest land uses and stream environment. Proceedings of a symposium. Corvallis. USA. p. 175-181.
- Brown, S. B., Evans, R. E., Thompson, B. E. & Hara, T. J. 1982. Chemoreception and aquatic pollutants. In: Hara, T. J. (ed.): Chemoreception in fishes. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York. p. 363-393.
- Buck, H. D. 1956. Effects of turbidity on fish and fishing. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 21, p. 249-261.
- Calabrese, A., Thurberg, F. P., Dawson, M. A. & Wenzloff, D. R. 1975. Sublethal physiological stress induced by cadmium and mercury in the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. In: Koeman, J. H. & Strik, J. J. T. W. A. (eds.): Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic fish. Amsterdam. Elsevier. p. 15-21.
- Chovelon, A., George, L., Gulayets, C., Hoyano, Y., McGuinness, E., Moore, J., Ramamoorthy, S., Ramamoorthy, S., Singer, P., Smiley, K. & Wheatley, A. 1984. Pesticide and PCB levels in fish from Alberta (Canada). *Chemosphere* 13, p. 19-32.
- Christensen, G. M., McKim, J. M., Brungs, W. A. & Hunt, E. P. 1972. Changes in the blood of the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus* (Lesueur)) following short and long term exposure to copper (11). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 23, p. 417-427.
- Coble, D. W. 1961. Influence of water exchange and dissolved oxygen in redds on survival of steelhead trout embryos. *Trans. Am. Fish. Soc.* 90, p. 469-474.
- Cooper, A. C. 1965. The effect of transported stream sediments on the survival of sockeye and pink salmon eggs and alevins. *Int. Pac. Salmon Fish. Comm. Bull.* 18. 71 p.
- Cordone, A.J. & Kelly, D.W. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *Calif. Fish and Game* 47, p. 189-228.
- Cusimano, R. F., Brakke, D. F. & Chapman, G. A. 1986. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper and zinc to steelhead trout (*Salmon gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, p. 1497-1503.

- Daan, S. 1981. Adaptive daily strategies in behaviour. In: Aschhoff, J. (ed.): Handbook of behavioural neurobiology. New York, USA. p. 275-298.
- Davies, P. H. & Everhart, W. H. 1973. Lead toxicity to rainbow trout and testing application factor concept. Effects of Chemical Variations in Aquatic Environments 3. EPA-R3-73-Ollc, Washington, D. C.
- Davies, P. H., Goettl, Jr., J. P., Sinley, J. R. & Smith, N. F. 1976. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. Water Res. 10, p. 199-206.
- Dawson, M. A. 1981. Seasonal variations in hematology of the windowpane founder, *Scophthalmus aquosus*, at three stations in Long Island Sound, U. S. A. ICES C. M. 1981/E: 8. 15 p. (mimeo).
- Dawson, M. A. 1982. Effects of long-term mercury exposure on hematology of striped bass, *Morone saxatilis*. Fish. Bull. 80, p. 389-392.
- Decker, C. & Menendez, R. 1974. Acute toxicity of iron and aluminum to brook trout. Proc. W. Virg. Acad. Sci. 46, p. 159-167.
- Dixon, D. & Sprague, J. B. 1981. Acclimation to copper by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) - A modifying factor in toxicity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, p. 880-888.
- Driscoll, C. T. 1985. Aluminium in acidic surface waters, chemistry, transport and effects. Environ. Health Perspect. 63, p. 93-104.
- Eckerberg, K. 1981. Skogsbrukets inverkan på yt- och grundvatten. Sammanställning och utvärdering av tillgänglig dokumentation. Statens Naturvårdsverk PM 1373. 67 s.
- Eklöv, P. & Hamrin, S.F. 1989. Predatory efficiency and prey selection: interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. Oikos 56, p. 149-156.
- Ellis, A. E. 1981. Stress and the modulation of defense mechanisms in fish. In: Pickering, A. D. (ed.): Stress and fish. London, Great Britain. p. 147-169.
- Eloranta, P. 1987. Hapro-projektin perifytonleviä koskevat tutkimukset vv. 1984-85. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 12, s. 1-36. ISSN 0783-327X.
- Erman, D.C. & Chouteau, W.C. 1979. Fine particulate organic carbon output from fens and its effect on benthic macroinvertebrates. Oikos 32, p. 409-415.
- Eskelinen, U. 1989. Kalanviljely Suomessa vuonna 1985. Suomen kalatalous 55. s. 22-25.
- Fagerström, T. & Jernelöv, A. 1972. Some aspects of the quantitative ecology of mercury. Water Res. 6, p. 1193-1202.
- Finer, L., Heimala-Reimas, R. & Päivänen, J. 1988. Tree stands and ground vegetation in two watersheds in the Nurmes-research area. Aqua Fennica 18, 1, p. 47-60.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): mortality and physiological response. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm. 61, p. 69-77.

Fromm, P. D. 1980. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. *Env. Biol. Fish.* 5(1), p. 79-93.

Fu, H., Steinebach, O. M., Hamer, C. J. A. van den, Balm, P. H. M. & Lock, R. A. C. 1990. Involvement of cortisol and metallothionein-like proteins in the physiological responses of tilapia (*Oreochromis mossambicus*) to sublethal cadmium stress. *Aquatic Toxicology* 16, p. 257-270.

Gardner, G. R. & Yevich, P. P. 1970. Histological and hematological responses of an estuarine teleost to cadmium. *J. Fish. Res. Board Can.* 27, p. 2185-2196.

Gibbons, D.R. & Salo, E.O. 1973. An annotated bibliography of the effects of logging on fish of the Western United States and Canada. Portland, Oregon. USDA Forest Service General technical Report PNW-10. 145 p.

Gjessing, E. T. 1981. The effect of aquatic humus on the biological availability of cadmium. *Archiv für Hydrobiologie* 91(2), p. 144-149.

Granberg, K. 1986. The eutrophication of Lake Lestijärvi as a consequence of forest bog ditching. *Aqua Fennica* 16, p. 57-61.

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

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. In: E.O. Salo & T.W. Cundy (eds.): *Streamside management: Forestry and fishery interactions*. University of Washington, Institute of Forest Resources. Contribution No. 57, p. 233-255.

Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala Universitet, Division of Hydrology, Department of Physical Geography. UNGI Repport no. 58. 144 p. ISBN 91-5060359-0.

Hall, J. D. & Lantz, R. L. 1968. Effects of logging on the habitat of coho salmon and cutthroat trout in coastal streams. Oregon Agricultural Experimental Station, Technical Paper 2570.

Hansman, E.W. & Phinney, H.K. 1991. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon. *Ecology* 54, p. 195-199.

Harriman, R. & Morrison, B. R. S. 1981. Forestry, fisheries and acid rain in Scotland. *Scottish Forestry* 35(2), p. 89-95.

Hartman, G. F., Holtby, L. B. & Scrivener, J. C. 1984. Some effects of natural and logging-related winter stream temperature changes on the early life history of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. In: Meehan, W. R., Merrell, T. R. & Hanley T. A. (eds.): *Fish and wildlife relationships in old-growth forests*. Proceedings of a symposium. April 1982. Juneau, Alaska. *Am. Inst. Fish. Res. Biol.* p. 141-149.

Hartman, G. F., Scrivener, J. C., Holtby, L. B. & Powell, L. 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia. In: Salo, E. O. & Cundy, T. W. (eds): *Streamside management: forestry and fishery interactions*. Proceedings of a symposium. Seattle, USA. p. 330-372.

- Heikkinen, K. & Visuri, A. 1990. Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidätyimisestä virtaavan veden ekosysteemissä. Vesi- ja ympäristö-hallinnon julkaisuja 49, s. 5-41. ISSN 0786-9592.
- Heikurainen, L. Kenttämies, K. & Laine, J. 1978. The environmental effects of forest drainage. Suo vol. 29 no. 3-4, p. 49-58.
- Heinonen, P., Herve, S. & Yli-Karjanmaa, S. 1984. A method for estimation of sliming of nets in lake waters. *Aqua Fennica* 14,1, p. 59-64.
- Heitto, L. 1990. Macrophytes in Finnish forest lakes and possible effects of airborne acidification. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): *Acidification in Finland*. Berlin, Springer-Verlag. p. 963-972.
- Henriksen, A. & Wright, R. F. 1978. Concentrations of heavy metals in small Norwegian lakes. *Water Res.* 23, p. 101-112.
- Herbert, D. W. M. & Merkens, J. C. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *International Journal Of Air and Water Pollution* 5, p. 46-55.
- Hintsala, J., Kaijalainen, E. & Lipkin, T. 1984. Lohiluoman metsäojitusalueen selkeytyksellä. Raportti koetuloksista vuosilta 1980-82. Vaasan vesipiirin vesitoimisto. Moniste 10 s.
- Hobbs, H.H. and Hall, E.T. 1974. Crayfishes (Decapoda: Astacidae). In: Hart, C.W. & Fuller, S.H.H. (eds.): *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York. p. 195-214.
- Hodson, P., Blunt, B. & Spry, D. 1978. Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water. *Water Res.* 12, p. 869-878 .
- Hodson, P. V., Blunt, B. R. & Whittle, D. M. 1984. Monitoring lead exposure to fish. In: Cairns, V. W., Hodson, P. V. & Nriagu, J. O. (eds.): *Contamination effects of fisheries*. John Wiley & Sons Ltd, New York.
- Holopainen, A.-L. 1988. Avohakkuun, ojituksen ja maanmuokkauksen vaikutukset metsäpurojen levälajistoon ja perustuotantoon. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos, tutkielma MML-tutkintoa varten. 67 s.
- Holopainen, A.-L., Hovi, A. & Rönkkö, J. 1985. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutuksista vesibiologiaan. *Vesihallituksen monistesarja* 369, s. 33-41.
- Holtby, L. B. 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, p. 502-515.
- Holtby, L. B. & Hartman, G. F. 1982. The population dynamics of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in a west coast rain forest stream subjected to logging. In: Hartman, G. F. (ed.): *Proceedings of the Carnation Creek workshop: a ten-year review*. Nanaimo, Canada. p. 308-347.
- Honkasalo, L. ja Jokikokko, E. 1987. Uittoperkaukset ja perattujen jokien kunnostus kalatalouden kannalta. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 71, s. 1-45. ISSN 0358-4623.
- Horner, R.R. & Welch, E.B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, p. 449-457.

- Howarth, R. S. & Sprague, J. B. 1978. Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. *Water Res.* 12, p. 455-462.
- Hultberg, H. 1988. Critical loads for sulphur to lakes and streams. In: Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19 - 24. March, 1988. *NORD Miljörapport 1988:15*, p. 185-200.
- Huovila, J. & Tolonen, R. 1986. Alueellinen kalataloussuunnittelu Pohjanmaalla. Osa 1. Kalatalouden nykytila. Oulun yliopiston Perämeren tutkimusaseman monisteita 17. 167 s. + liitteet.
- 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.
- Huttunen, P., Holopainen, A.-L. & Hovi, A. 1988. Effects of silvicultural measures on primary production in forest brooks. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6-8 June, 1988. Vol. 1. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988, p. 239-248.
- Hynninen, E-L & Blomqvist, H. 1991. Torjunta-aineiden myynti Suomessa 1990. *Kemia-Kemi* 18(6), s. 506-509.
- Hynninen, P. & Sepponen, P. 1983. Erään suoalueen ojituksen vaikutus purovesien laatuun Kiiminkijoen vesistöalueella. *Silva Fennica* vol. 17 no. 1 s. 23-43.
- Itkonen, J. 1987. Martimojokea koskevaan valitukseen liittyvien maastotarkastusten ja vedenlaatututkimusten tulokset. Muistio. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 14 s. + 2 liitettä. (Moniste).
- Johnson, R. A. 1980. Oxygen transport in salmon spawning gravels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, p. 155-162.
- Kamchen, R. & Hara, T. J. 1980. Behavioral reactions of whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to food extract: an application to sublethal toxicity bioassay. *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 975, p. 182-191.
- Karhu, I. 1978. Puuntuotantoon kuulumattomat metsänkäyttömuodot Puolangan kunnassa ja metsätaloustoimintojen vaikutukset niihin. Ympäristönsuojelun pro gradu -työ. Helsingin yliopisto. 81 s.
- Karlsson-Norrgren, L., Runn, P., Haux, C. & Förlin, L. 1985. Cadmium-induced changes in gill morphology of zebrafish, *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan), and rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish. Biol.* 27, p. 81-95.
- Kelso, J. R. M. & Gunn, J. M. 1984. Responses of fish communities to acidic waters in Ontario. In: Hendrey, G. R. (ed.): Early biotic responses to advancing lake acidification. Butterworth Publ., Stoneham, MA. p. 105-116.
- Kenttämies, K. 1987. Metsäojituksen ja metsänlannoituksen vaikutus valumaveden ominaisuuksiin. Helsingin yliopiston limnologian laitos. Lisensiaattityö. 34 s.
- Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. No 43, p. 24-31.

- Kippo-Edlund, P. & Heitto, A. 1990. Phytoplankton and acidification in small forest lakes in Finland. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 973-983.
- Kiviranta, A. 1975. Maa- ja metsätalouden torjunta-aineiden käytöstä Suomessa ja tärkeimpien yhdisteryhmien vaikutuksista vesissä. Vesihallitus. Tiedotus 100. 121 s.
- Koli, L. 1990. Suomen kalat. Porvoo, WSOY. 357 s.
- Komiteanmietintö 1987. Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. Komiteanmietintö 1987:62. 344 s.
- Kossakoowski, J. 1973. The freshwater crayfish in Poland. In: Abrahamsson, S. (ed.) Freshwater crayfish 1. Lund. p. 17-26.
- Kreutzmann, H. L. 1976. Hämatologische Untersuchungen über die Kiemennekrose des Karpfens. Z. Binnenfischerei, DDR, 23, s. 75-82.
- Kreutzmann, H. L. & Franke, P. 1982. Hämatologische Untersuchungsmethoden - Beitrag zum diagnostischen Überwachungsprogramm des Fischgesundheitsdienstes. Z. Binnenfischerei, DDR, 29, s. 370-376.
- Kurimo, H., Latja, A. & Antikainen, K. 1985. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset biotooppien mikroilmastoon sekä maan pintakerroksen lämpö- ja kosteusoloihin. Vesihallituksen monistesarja 369.
- Kurkela, T. & Löyttyniemi, K. 1986. Metsän tuhoeläimet ja taudit. Teoksessa: Tapion taskukirja, 20. painos. Keskusmetsälautakunta Tapion julkaisuja. Helsinki. Kirjayhtymä. s. 262-270. ISBN 951-26-3006-0.
- Kännö, S. 1987. Kalakannan kehitys Rovaniemen maalaiskunnan Kuohunkijoessa koskien kunnostuksen jälkeen. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 71, s. 97-132. ISSN 0358-4623.
- Lammassaari, V. 1990. Uitto ja sen vesistövaikutukset. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja-sarja A 54. 238 s. ISSN 0786-9592.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarct. Ecol. 5, p. 273-310.
- Larson, K. & Olsen, S. 1950. Ochre suffocation of fish in the river Tim. Rep. Danish Biol. Sta. 6, p. 3-27.
- Lauren, D. J. & McDonald, D. G. 1986. Interactions of water hardness, pH, and alkalinity with the mechanisms of copper toxicity in juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, p. 1488-1496.
- Leach, J.H., Johnson, M.G., Kelso, J.R.M., Hartmann, J., Numann, W. & Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 34, p. 1964-1971.
- Leinonen, K. 1990. Virkistys- ja kotitarvekalastuksen moniselitteisyys. Teoksessa: Kuikka, S. ja Marttinen, M. (toim.): Vesistöjen kalataloudellinen hyödyntäminen. Helsinki, Ympäristöalan ammattijärjestö YAJ ry. s. 23-32.

- Leskinen, E. 1983. Keinoalustojen käyttö vedenlaadun seurantamenetelmänä murtovedessä. I. Eksponointiajan ja alustatyypin vaikutus perifytonin kolonisaatioon. Vesihallituksen monistesarja 171, 24 s.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in south Swedish lakes. Lund, Institute of Limnology, University of Lund. 172 p.
- Likens, G.E. 1985. The aquatic ecosystem and air-land-water interactions. In: G.E. Likens (ed.): An ecosystem approach to aquatic ecology. New York, Springer-Verlag. 430-444.
- Lindahl, P. E. & Hell, C. E. B. 1970. Effects of short-term exposure of *Leuciscus rutilus* L. (Pisces) to phenylmercuric hydroxide. *Oikos* 21, p. 267-275.
- Lipkin, T. & Setälä, J. 1989. Lapväärtinjoen suojelu- ja kehittämissuunnitelma. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri, Vaasan kalastuspiirin kalastustoimisto. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 267. 187 s. ISBN 951-47-3050-X.
- Lloyd, D. S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* 7, p. 34-45.
- Lloyd, R. & Herbert, D. W. M. 1962. The effect of the environment on the toxicity of poisons to fish. *Inst. Publ. Hlth Engrs J.* 61, p. 132-145.
- Lukowicz, M. von 1976. Der Eisengehalt im Wasser und seine Wirkung auf den Fisch. *Fisch Umwelt* 2, s. 85-92.
- Lundgren, A. 1978. Experimental lake fertilization in the Kuokkel area, northern Sweden: Changes in sestonic carbon and the role of phytoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20, p. 863-868.
- MacLeod, J. C. & Pessah, E. 1973. Temperature effects on mercury accumulation, toxicity and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Res. Board Can.* 30, p. 485-492.
- Mannio, J., Verta, M. & Iivonen, P. 1990. Raskasmetallit latvajärvissä - laskeuman ja happamoitumisen merkitys. *Vesitalous* 3, s. 5-13.
- Marja-aho, J. & Koskinen, K. 1989. Turvetuotannon vesistövaikutukset. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 36, 278 s. ISSN 0783-327X.
- Maule, A. G., Schreck, C. B. & Kaattari, S. L. 1987. Changes in the immune system of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) during the parr-to-smolt transformation and after implantation of cortisol. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, p. 161-166.
- Mayer Jr, F. L. & Eilersieck, M. R. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U. S. Fish Wildl. Serv., Resour. Publ. 160. 579 p.
- McDonald, D. G., Höbe, H. & Wood, C. M. 1980. The influence of calcium on the physiological responses of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to low environmental pH. *J. Exp. Biol.* 88, p. 109-131.
- 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.

- McLeay, D. J., Ennis, G. L., Birtwell, I. K. & Hartman, G. F. 1984. Effects on Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) of prolonged exposure to Yukon placer mining sediments: a laboratory study. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1241.
- McLeay, D. J., Knox, A. J., Malick, J. G., Birtwell, I. K., Hartman, G. & Ennis, G. L. 1983. Effects on Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) of short-term exposure to Yukon placer mining sediments: laboratory and field studies. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1171.
- Metsähallitus 1986. Lannoitustarvetaulukon muuttaminen. Täydennys metsähallituksen ohjeeseen nro Ym. 1005/17.1.1986. Helsinki 12.3.1986. Ref. Komiteamietintö 1987.
- 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, p. 397-416.
- Monten, E. 1974. Skadeeffecter av skogsdikning. Stockholm, 13.06.1974. Statens Vattenfallsverk. Duplic. 2 s.
- Moring, J. R. 1982. Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and alevins. Hydrobiologia 88, p. 295-298.
- Moring, J. R. & Lantz, R. L. 1974. Immediate effects of logging on the freshwater environment of salmonids. Oregon Wildl. Comm. Fed. Aid Proj. AFS-58, Job Final Rep. 101 p.
- Mount, D. I. 1968. Chronic toxicity of copper to fathead minnows (*Pimephales promelas*). Water Res. 2, p. 215-223.
- Mount, D. I. & Stephan C. E. 1969. Chronic toxicity of copper to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) in soft water. J. Fish Res. Bd. Canada 26, p. 2449-2457.
- Muller, W. 1960. Beiträge zur Biologie der Quappe (*Lota lota* L.) nach Untersuchungen in den Gewässern zwischen Elbe und Oder. Zeitschr. für Fischerei, Band 9, N.F. Heft 1/2, p. 1-72.
- Muniz, I. P. & Leivestad, H. 1980. Acidification - effects on freshwater fish. In: Ecological impact of acid precipitation. Proc. Internat. Symp. Sandefjord, Norway.
- Murphy, M.L. & Hall, D.J. 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, p. 137-145.
- Nakamura, M. 1974. Experimental studies on the accumulation of cadmium in the fish body (*Tribolodon*) Jap. J. Publ. Hlth 21, p. 321-327.
- Newbold, J.D., Erman, D.C. & Roby, K.B. 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, p. 1076-1085.
- Newsome, C. S. & Piron, R. D. 1982. Aetiology of skeletal deformities in the Zebra Danio fish (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan). J. Fish Biol. 21, p. 231-237.
- Niemi, A. 1982. Vesistötöiden vaikutuksista rapukantaan Pyhäjoella. Suomen Kalastuslehti 89(5), s. 131-135.

- Nikinmaa, M., Salama, A. & Tuurala, H. 1990. Respiratory effects of environmental acidification in perch (*Perca fluviatilis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. s. 929-940.
- Nix, J. & Ingols, R. 1981. Oxidized manganese from hypolimnetic water as a possible cause of trout mortality in hatcheries. *Prog. Fish-Cult.* 43(1), p. 32-36.
- Noggle, C. C. 1978. Behavioral, physiological, and lethal effects of suspended sediment on juvenile salmonids. Master's thesis. University of Washington.
- Norton, S. A. 1984. The interpretation of metal chemistry. In: Proceedings of a workshop on paleolimnological studies of the history and effects of acidic precipitation. May 23 - 24 1984, Rockland, Maine. p. 86-105.
- Nuttall, P.M. 1972. The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the river camel, Cornwall. *Freshwat. Biol.* 2, p. 181-186.
- Olsson, T.I. & Byström, P. 1991. Miljökonsekvenser vid torvbrytning; effekter på bottenfauna och fisk. Umeå, Institutionen för ekologisk zoologi, Umeå universitet. 53 s.
- Olsson, T.I. & Näslund, I. 1985. Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and fish. Proceedings on the Peat and Environment '85, International Peat Society Symposium, Jönköping. p. 147-152.
- Olsson, T. I. & Persson, B-G. 1986. Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia* 135, p. 9-14.
- Papoutsoglou, S.E. & Abel, P. D. 1988. Sublethal toxicity and accumulation of cadmium in *Tilapia aurea*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41, p. 404-411.
- Pereira, J. J. 1988. Morphological effects of mercury exposure on windowpane flounder gills as observed by scanning electron microscopy. *J. Fish. Biol.* 33, p. 571-580.
- Persson, G. 1978. Experimental lake fertilization in the Kuokkel area, northern Sweden: The response by the planktonic rotifer community. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20, p. 875-880.
- Persson, L. 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41, p. 126-132.
- Persson, L. 1986. Temperature-induced shift in foraging ability in two fish species, Roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*): implications for coexistence between poikilotherms. *J. Anim. Ecol.* 55, p. 829-839.
- Pickering, A. D. & Duston, J. 1983. Administration of cortisol to brown trout, *Salmo trutta* L., and its effects on the susceptibility to *Saprolegnia* infection and furunculosis. *Journal of Fish Biology* 23, p. 163-175.
- Potts, W. T. W. & McWilliams, P. G. 1989. The effects of hydrogen and aluminium ions on fish gills. In: Morris, R., Taylor, E. W., Brown, D. J. A. & Brown, D. J. (eds.): Acid toxicity and aquatic animals. Society for experimental biology, seminar series 34. Cambridge. p. 201-220.

- Prosi, F. 1989. Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms. *The Science of the Total Environment* 79, p. 157-169.
- Pruuki, V, Anttinen, P. & Ahvonen, A. 1985. Tornion- Muonionjoen vesistön kalatalous-selvitys. Helsinki. RKTAL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 32. 238 s. ISBN 951-9092-65-X.
- Pursiainen, M., Järvenpää, T., Westman, K., Tikka, J., Kuittinen, E. ja Louhimo, J. 1984. Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tila ja nykyiset ravun-tuotantoedellytykset. *Vesihallitus, Tiedotus* 247A, s. 33-64.
- Pursiainen, M. and Westman, K. 1989. The restoration of the crayfish (*Astacus astacus*) in River Siikajoki, Finland. FAO, Rome. Eifac Tech Pap. (42) Supp. 1, Vol. 2. p. 412-421.
- Raat, A.J.P. 1988. Synopsis of biological data on the northern pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758). FAO Fish. Synopsis, 30 (rev. 2), 178 p.
- Ranta, E. 1986. Pääntäneenjoen samennus toukokuussa 1985. Vaasa, Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri. 16 s. (Moniste).
- Rask, M., & Tuunainen, P. 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. p. 911 - 927.
- Rask, M., Vuorinen, P. J. & Vuorinen, M. 1990. Delayed spawning of perch, *Perca fluviatilis* L., in acidified lakes. *J. Fish Biol.* 36, p. 317-325.
- Reader, J. P. 1986. Effects of cadmium, manganese and aluminium in soft acid water on ion regulation in *Salmo trutta* L. Ph. D. thesis, University of Nottingham.
- Reader, J. P., Dalziel, T. R. K. & Morris, R. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminium and manganese in soft acid water. *J. Fish Biol.* 32, p. 607-624.
- Reader, J. P. & Morris, R. 1988. Effects of aluminium and pH on calcium fluxes, and effects of cadmium and manganese on calcium and sodium fluxes in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Comp. Biochem. Physiol.* (In print). (Ref. McDonald, D. G., Reader, J. P. & Dalziel, T. R. K. 1989)
- 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.
- Reid, S. D. & McDonald, D. G. 1988. The effects of cadmium, copper and low pH on calcium fluxes in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, p. 244-253.
- Reinert, K. H. & Rodgers, J. H. 1987. Fate and persistence of aquatic herbicides. *Rev. Environ. Contamin. Toxicol.* 98, p. 61-98.
- Sallantausta, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Helsinki, maa- ja metsätalousministeriö. *Luonnonvarainjulkaisu* 11. 203 s. ISBN 951-46-9524-0.

- Salo, E.O & Cundy, T.W. 1987. *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions*. Institute of Forest Resource Contribution No. 57. Univ. of Washington, Inst. of Forest Resources. Seattle, Washington. 471 p.
- Salo, P., Valta, K. & Mansikkaniemi, H. 1984. Lapväärtinjoen ja Hyyppänjoen valuma-alueiden eroosiotutkimus. Vaasan vesipiirin vesitoimisto. Moniste 46 s.
- Salojärvi, K., Heikinheimo-Schmid, O. & Jutila, E. 1983. Hyrynsalmen reitin kala- ja rapukannoille aiheutuneet vahingot ja niiden kompensointi. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 10. 97 s.
- Salonen, K. 1986. Metsänlannoitus. Teoksessa: Tapion taskukirja, 20. painos. Keskusmetsälautakunta Tapion julkaisuja. Helsinki. Kirjayhtymä. s. 216-233. ISBN 951-26-3006-0.
- Salonen, K. & Arvola, L. 1986. Humusvesien ravintoketjut. *Luonnon Tutkija* 90, s. 208-213.
- Salonen, K., Arvola, L., Heinänen, A., Lehtovaara, A. & Rask, M. 1985. Kulotuksessa vapautuvien ravinteiden ja metalli-ionien vaikutus metsäjärviökosysteemiin. Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema. 7 s.
- Sarvala, J. & Halsinaho, S. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): *Acidification in Finland*. Berlin, Springer-Verlag. p. 1009-1027.
- Saura, M. 1991. Turvemaiden lannoitus voi rehevöittää pienvesiä. *Metsä ja puu* 6/91. s. 23-26.
- Schaeperclaus, W. 1954. *Fischkrankheiten*. Akademie Verlag, Berlin. s. 563-564.
- Schindler, D.W. & Fee, E.J. 1974. Experimenta lakes area: Whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 31, p. 937-953.
- Schindler, D. W., Hesslein, R. H., Wagemann, R. & Broecker W. S. 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, p. 373-377.
- Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruszczynski, T. & Dalton, J.A. 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, p. 328-334.
- Schindler, D. W. & Turner, M. A. 1982. Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification. *Water Air Soil Pollut.* 18, p. 259-271.
- Schneider, R. F. 1971. The impact of various metals on the aquatic environment. Tech. Rep. 2. Denver: Office of Enforcement and Standards Compliance (EPA).
- Schultz, D. P. & Whitney, E. W. 1974. Monitoring 2,4-D residues at Loxahatchee National Wildlife Refuge. *Pest. Monitoring J.* 7, p. 146-152.
- Schweiger, G. 1957. Die toxikologische Einwirkung von Schwermetallsalzen auf Fische und Fischnährtiere. *Arch. Fisch. Wiss.* 8, s. 54-78.

- Servizi, J. A., Gordon, R. W. & Martens, D. W. 1987. Acute toxicity of garlon 4 and roundup herbicides to salmon, Daphnia, and trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39, p. 15-22.
- Seuna, P. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on runoff in the Nurmes-study. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6-8 June, 1988. Vol. 1. Suomen Akatemian julkaisu 4/1988. p. 122-134.
- Seuna, P. 1990. Metsätalouden toimenpiteet hydrologisina vaikuttajina. *Vesitalous* 1990 (2), s. 38-41.
- Sevola, P. ja Ranta, E. 1986. Uhattu Isojoki. *Suomen kalastuslehti* 93, s. 402-406.
- Sherk, J. A., O'Connor, J. M. & Neumann, D. A. 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments. In: Cronin, L. E. (ed.): *Estuarine research*, volume 2. New York, USA. p. 541-588.
- Sigler, J. W., Bjornn, T. C. & Everest, F. H. 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 113, p. 141-150.
- Simola, H. 1983. Limnological effects of peatland drainage and fertilization as reflected in the varved sediment of a deep lake. *Hydrobiologia* 106, p. 43-57.
- Simonsson, P. 1987. Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser. Naturvårdsverket, Rapport 3270. 196 s. ISBN 91-620-3270-4.
- Smith, E. J. & Sykora, J. L. 1976. Early developmental effects of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on brook trout and coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2, p. 308-312.
- Smith, E. J., Sykora, J. L. & Shapiro, M. A. 1973. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth, and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *J. Fish. Res. Board Can.* 30, p. 1147-1153.
- Solander, D. 1978. Experimental lake fertilization in the Kuokkel area, northern Sweden: Distribution, biomass and production of the submerged macrophytes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20, p. 869-874.
- Sordyl, H. 1984. Konzentrations- und zeitabhängige Untersuchungen zur Wirkung der Umweltfaktoren pH, NH₃ und Pb²⁺ auf das Blut von Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* Rich.). Diss. A, WPU Rostock.
- Sordyl, H. 1990. Influence of exposure time and H⁺ concentration of the water on the effects of sublethal Pb²⁺ loads on blood parameters of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Zool. Jb. Physiol.* 94, p. 141-152.
- Srivastava, D. K. 1982. Comparative effects of copper, cadmium and mercury on tissue glycogen of the catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Toxicol. Lett.* 11, p. 135 -.
- Steinnes, E. 1990. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. *Environ. Toxicol. Chem.* 9, p. 825-831.
- Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 8, p. 406-421.

Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 55, p. 144-171.

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

Särkkä, M. 1970. Metsälannoituksen vaikutus vesistöissä. Suo 21, s. 67-74.

Talousneuvosto 1985a. Metsä 2000 -ohjelma. Helsinki, talousneuvosto. Metsä 2000 ohjelmajaosto. 53 s. ISBN 951-46-8661-6.

Talousneuvosto 1985b. Metsä 2000 -ohjelman pääraportti. Helsinki, talousneuvosto. Metsä 2000 ohjelmajaosto. 189 s. ISBN 951-46-8662-4.

Tam, W. H. & Payson P. D. 1986. Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, *Salvelinus fontinalis*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, p. 275 - 280.

Tapion taskukirja 1986. 20. painos. Keskusmetsälautakunta Tapion julkaisuja. Helsinki. Kirjayhtymä. ISBN 951-26-3006-0.

Thedinga, J. F., Murphy, M. L., Heifetz, J., Koski, K. V. & Johnson, S. W. 1989. Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in Southeast Alaska streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46, p. 1383-1391.

Thedinga, J.F. & Koski, K.V. 1984. The production of Coho Salmon, *Oncorhynchus kisutch*, smolts and adults from Porcupine Creek. In: Meehan, W. R., Merrell, T. R. & Hanley T. A. (eds.): Fish and wildlife relationships in old-growth forests. Proceedings of a symposium. April 1982. Juneau, Alaska. Am. Inst. Fish. Res. Biol., p. 99-108.

Toivonen, H. 1984. Makrofyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. Luonnon Tutkija 88, s. 92-95.

Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M. & Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. Am. Nat. 136, p. 345-375.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1987. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1986. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1986. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 67. 72 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1988. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1987. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 84. 103 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1989. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1988. English summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1988. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 93. 86 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1990. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Sammandrag:

- Effekterna av surt nedfall på fisk och kräftor. Rapport för år 1989. Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 8. 97 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 (painossa).
- Ultsch, G. R. & Gros, G. 1979. Mucus as a diffusion barrier to oxygen: possible role of O₂ uptake at low pH in carp (*Cyprinus carpio*) gills. *Comp. Biochem. Physiol.* 62A, p. 685-689.
- Vallin, S. 1964. Kräftan, *Potamobius astacus* (Linné). In: Andersson, K.A. (ed.): *Fiskar och fiske i Norden*. s. 505-512.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, p. 130-137.
- Verboost, P. M., Flik, G., Lock, R. A. C. & Wendelaar Bonga, S. E. 1987. Cadmium inhibition of Ca²⁺ uptake in rainbow trout gills. *Am. J. Physiol.* 253: R216-R221.
- Verry 1986. E.S. 1986. Forest harvesting and water. The lake states experience. *Water Resources Bulletin* vol. 22. no. 6, p. 1039-1047.
- Verta, M. & Rekolainen, S. 1985. Ilmaperäisen elohopean, metsäojituksen ja tekojärvien rakentamisen vaikutus kalojen elohopeapitoisuuteen. Tutkimuksen loppuraportti. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja 320. 42 s. ISBN 951-46-8408-7.
- Verta, M., Rekolainen, S., Mannio, J. & Surma-aho, K. 1986. The origin and level of mercury in Finnish forest lakes. *Publications of the Water Research Institute* no. 65 s. 21-31. ISBN 951-46-9381-7.
- Vey, A. 1977. Studies on the pathology of crayfish under rearing conditions. In: Lindqvist, P. (ed.): *Freshwater crayfish 3, Papers from the third Symposium on Freshwater crayfish at the University of Kuopio, Finland, August 5-8, 1976*. p. 311-318.
- Vey, A. 1986. Disease problems during Aquaculture of freshwater Crustacea. In: Bronk, P. (ed.): *Freshwater crayfish 6, Papers from the Sixth International Symposium of Astacology, Lund Sweden, 13-15 August 1984*. p. 212-222.
- Viitala, L. & Hyvärinen, P. 1986. Kiiminkijoen vesistöalueen taimen- ja harjuspurojen tilaselvitys. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja 391. 63 s. ISBN 951-46-8963-1.
- Vuorinen, P. 1984. Rautaruukki Oy:n Rautuvaaran kaivoksen jätevesien vaikutuksesta taimenen alkionkehitykseen ja poikasiin. Helsinki. RKTL kalantutkimusosasto, Monistettuja julkaisuja 23, s. 193-206.
- Vuorinen, P. J., Lappalainen, A., Rask, M., Tuunainen, P., Vuorinen, M. & Revizer, H. Water quality during snowmelt and in summer in small Finnish forest lakes sensitive to acidification. (manuscript).
- Vuorinen, P. J., Rask, M., Vuorinen, M. & Raitaniemi, J. 1988. Espoon järvien happamoitumistutkimus 1987: vaikutukset kaloihin. Pohjois-Espoon järvien happamoituminen, tutkimusraportit vuonna 1987. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 2/88. 23 s.

- Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990a. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/aluminium: Effects on reproduction, growth, blood composition and gills. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.): Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. p. 941 - 961.
- Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990b. Happamuuden ja alumiinin vaikutukset kaloihin. *Vesitalous* 5/1990. s. 14-20.
- Wallen, I. E. 1951. The direct effects of turbidity on fishes. Oklahoma Agricultural and Mechanical College, Arts and Sciences Studies, Biological Series 2, Bulletin 48, p. 1-27.
- Westman, K. 1974. Uljuan tekoaltaan rakentamisen vaikutukset alapuolisen Siikajoen rapukantoihin v. 1969. Helsinki, RKTL kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 1. s. 37-55.
- Westman, K. 1979. Raputaloudellisten vahinkojen kompensointi. Teoksessa: Auvinen, H. & Muhonen, K. (toim.): Kalatalousvahinkojen arviointi, kompensointi ja korvaaminen. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 97-106.
- Wilzbach, M.A., Cummins, K.W. & Hall, J.D. 1986. Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout and invertebrate drift. *Ecology* 67, p. 898-911.
- Witters, H. E. 1986. Acute acid exposure of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson: effects of aluminium and calcium on ion balance and haematology. *Aquat. Toxicol.* 8, p. 197-210.
- Witters, H. E., van Puymbroeck, S., Vangenechten, J. H. D. & Vanderborcht, O. L. J. 1990. The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Biology* 37, p. 43-53.
- Witzel, L. D. & MacCrimmon, H. R. 1981. Role of gravel substrate on ova survival and alevin emergence of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Zool.* 59, p. 629-636.
- Wobeser, G. 1975a. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. *J. Fish. Res. Board Can.* 32, p. 2005-2013.
- Wobeser, G. 1975b. Prolonged oral administration of methyl mercury chloride to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fingerlings. *J. Fish. Res. Board Can.* 32, p. 2015-2023.
- Wood, C. M. 1989. The physiological problems of fish in acid waters. In: R. Morris, E. W. Taylor, D. J. A. Brown & J. A. Brown (eds.): Acid toxicity and aquatic animals. Society for Experimental Biology, Seminar Series 34. Cambridge. p. 125-152.
- Wright, R.F. 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. *Ecology* 57, p. 649-663.
- Ylitalo, A. 1985. Siikajoen vesistön raputalouden elvytysmahdollisuudet koeravustusten perusteella. Oulun kalastuspiirin kalastustoimisto. Tiedotus no. 1. s. 1-29.
- Ylitalo, A. 1987. Turvetuotanto ja kalatalous. *Suomen kalastuslehti* 4/1987 s. 172-175.
- Zaba, B. N. & Harris, E. J. 1978. *Comp. Biochem. Physiol.* 61C: p. 89-. Ref. Agrawal, S. J. & Srivastava, A. K. 1980.



- No. 30. SALMI, J. ja SALMI, P.: Silakan kalastuksesta monilajikalastukseen. Pohjois-Satakunnan rannikon ammattikalastuksen muutokset (Transformation of the Baltic herring fishery to a multispecies fishery off the Finnish coast of the Bothnian Sea). Helsinki 1991. 140 s.
- No. 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). 5. - 6.4.1989, Jyväskylä. U. Eskelinen, M. Pursiainen ja R. Rahkonen (toim.). Helsinki 1991. 74 s.
- No. 32. JUNTUNEN, K. ja 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). Helsinki 1991. 58 s.
- No. 33. SALMINIITY, J.: Merialueen kalanviljely-yritysten taloudellisen kehityksen arviointi perinteisen tilinpäätösanalyysin avulla (Economic development of marine fish farms evaluated from analysis of accounts). Helsinki 1991. 70 s.
- No. 34. VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., HAKKARI, L., JANHONEN, I. ja OLKIO, K.: Konneveden nuotta-apajat (Seining sites in Lake Konnevesi). Helsinki 1991. 28 s. + 22 karttaa.
- No. 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). 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). s. 71-148. Helsinki 1991.
- No. 36. NYLANDER, E., AHVONEN, A. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöä vuosilta 1987-1989 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1987-1989). s. 1-48.
KARTTUNEN, V., ROMAkkANIEMI, A. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöä vuodelta 1990 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1990). s. 49-78.
AHVONEN, A.: Kalastuskirjanpidon käytökelpoisuus Tornion-Muonionjoen kalakantojen seurannassa (The value of fishermen's book-keeping data in monitoring fish stocks in the Rivers Tornionjoki and Muonionjoki). s. 79-113. Helsinki 1991.
- No. 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). 68 s. Helsinki 1991.
- No. 38. AHONEN, M., JÄÄSKÖ, O., HEINIMAA, P., PASANEN, P. ja SIMOLA, O.: Inarijärveen vuosina 1972-1985 tehtyjen harmaaniirien Carlin-merkkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with lake trout (*Salvelinus namaycush* (Walbaum))) in Lake Inari in 1972-1985). 53 s. Helsinki 1991.
- No. 39. LEHTONEN, H.: Suomen ja Japanin välisen elintarvikealan tutkimusyhteistyön ja tutkijavaihdon kehittämisen arviointivaltuuskuunnan matka Japaniin (Report of the visit of Finnish study 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.
- No. 40. Rapu-Kräft-Symposium (Symposium on Crayfish). 23.-24.8.1990, Hämeenlinna. Wallin, I. ja Westman, K. (toim.). Helsinki 1991. 116 s.
- No. 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). 29 p. Helsinki 1992.
- No. 42. Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Kalatautiin 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). 31.3.-1.4.1987, Polvijärvi. Lavikainen, R. ja Rahkonen, R. (toim.). 68 s. Helsinki 1992.
- No. 43. AHONEN, M.: Inarijärveen vuosina 1965-1986 tehtyjen niirien Carlin-merkkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in Lake Inari in 1965-1986). 38 s. Helsinki 1992.
- No. 44. SETÄLÄ, J. ja KLEMOLA, O.: Siian kalastajahinnanmuodostus Merenkurkussa (Factors affecting the price formation in the whitefish fishery in the northern Quark, the Baltic Sea). s. 1-46.
SETÄLÄ, J. ja AHLFORS, A.: Siian fileoinnin kannattavuus (Profitability of filleting whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l. L.)). s. 47-77. Helsinki 1992.
- No. 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). 69 s. Helsinki 1992.

RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

**KALATUTKIMUKSIA-
FISKUNDERSÖKNINGAR**



SISÄLTÖ – INNEHÅLL – CONTENTS

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.

**ISSN 0787-8478
Helsinki 1992
Yliopistopaino**