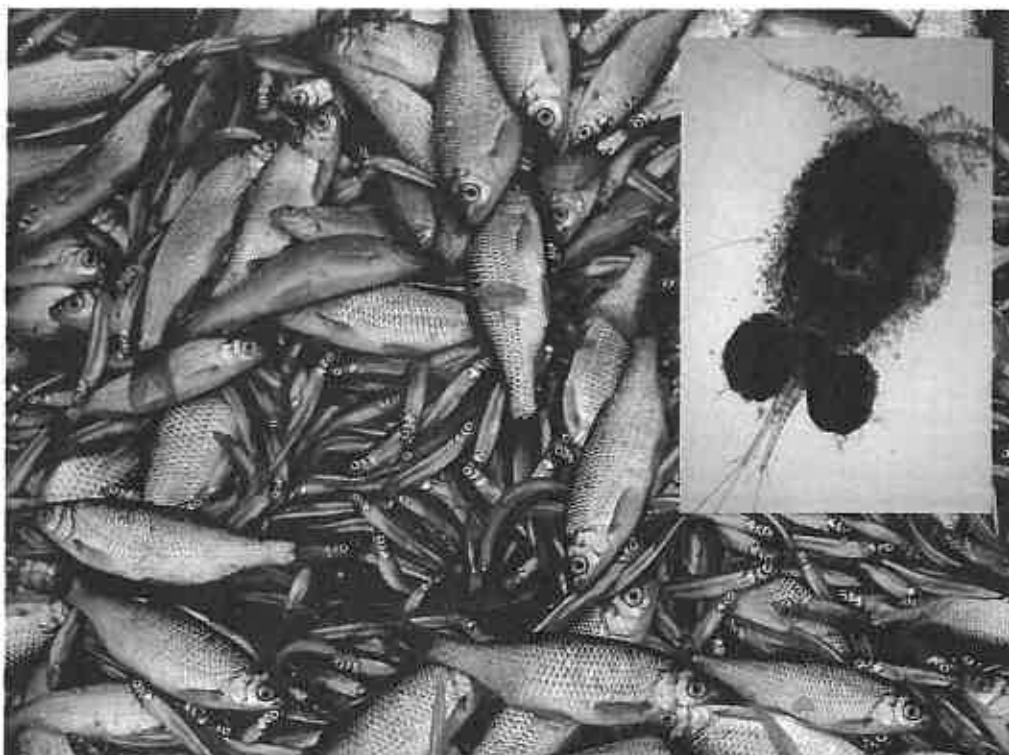


Jouni Tammi

Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen

Kirjallisuuskatsaus



RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 103

1996

Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen
kirjallisuuskatsaus

Jouni Tammi

Helsinki 1995

Vastaava toimittaja: Lauri Urho

Kansi: Rehevöityneelle järvelle tyypillistä särki- ja kuoresaalista ja alkueläimiä hankajalkaisen pinnalla (kuvat: Lauri Urho)

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

ISBN 951-776-041-8

ISSN 0787-8478

Oy Edita Ab

Helsinki 1996

Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen – kirjallisuuskatsaus

Kirjallisuuskatsaukseen on koottu keskeistä tietoa rehevöitymisen kalasto- ja kalastusvaikutuksista sekä fysikaalis-kemiallisista ja biologisista muutoksista kalojen elinympäristössä. Rehevöitymistä pidetään tällä hetkellä maamme suurimpana vesiensuojeluongelmana niin sisävesissä kuin rannikkovesissäkin. Perustuotannon kasvu lisää sedimentaatiota ja alusveden hapenkulutusta, samentaa vettä sekä muuttaa vesikasvillisuutta. Nämä ympäristömuutokset vaikuttavat kalojen lisääntymiseen, lajien väliseen kilpailuun ravinnosta ja habitaateista, peto-saalissuhteisiin sekä kalojen kasvuun ja kantojen tuottavuuteen. Rehevöitymisellä on haitallisia vaikutuksia lohikaloihin kun taas ahvenkalat ja erityisesti särkikalat hyötyvät perustuotannon kasvusta tiettyynajaan saakka. Lohikalojen taantuminen aiheutuu lisääntymishäiriöistä sekä aikuisille kaloille sopivan habitaatin kaventumisesta alusveden happitilanteen heikentyessä. Särkikalojen runsastuminen rehevyyden lisääntyessä perustuu mm. niiden kykyyn käyttää ravintonaan leväbiomassaa ja detritusta. Monet särkikalat käyttävät myös eläinplanktonravintoa tehokkaasti. Petokalaston taantuminen rehevöitymisen seurauksena edesauttaa ylitähteiden, voimakkaasti kilpailun säätelemien planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalapopulaatioiden kehittymistä. Tiheän, lajisuhteiltaan vääristyneen kalaston valikoiva saalistus ja ravinteiden kierrätys lisäävät ulkoisen kuormituksen ohella rehevöitymishaittoja. Arvokalojen osuuden pieneneminen saaliissa sekä pyydysten nopea likaantuminen haittaavat kalastustoimintaa ja haju- ja makuvirheet vähentävät kalojen käyttökelpoisuutta.

Rehevöityminen, kalat, kalakannat, yhteisövuorovaikutukset, kalastus

Oy Edita Ab
Kirjakauppa
Annankatu 44
00100 Helsinki

Puh. (90) 566 0566 Fax (90) 566 0570

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 202
00151 Helsinki

Puh. (90) 228 811 Fax (90) 631 513

Utgivare

Vilt- och fiskeriforskningsinstitut

Utgivningsdatum

Januari 1996

Författare

Tammi, Jouni

Publikationens namn

Eutrofieringens effekter på fisk, fiskbestånd och fiske – litteraturöversikt

Typ av publikation

Litteraturöversikt

Uppdragsgivare

Datum för uppdragsgivandet

Projektnamn och -nummer

Eutrofieringens effekter på fisk och fiske (203 150)

Referat

I litteraturöversikten ingår centrala data angående eutrofieringens effekter på fiskbestånd och fiskar samt om de fysikaliskt-kemiska och biologiska förändringarna i fiskarnas livsmiljö. Eutrofieringen anses för närvarande vara det största vattenvårdsproblemet i vårt land, såväl i insjöar som i kustområdet. Den ökade primärproduktionen ökar sedimentationen och de lägre vattenskiktens syreförbrukning, grumlar vattnet och förändrar vattenväxtligheten. Dessa miljöförändringar påverkar fiskens förökning, arternas inbördes konkurrens om föda och habitat, predator-bytesdjursförhållandena samt fiskens tillväxt och beståndens produktivitet. Eutrofieringen påverkar laxfiskarna negativt, medan abborr- och särskilt mörtfiskar drar nytta av den ökade produktionen till en viss gräns. Laxfiskarnas tillbakagång beror på förökningsstörningar och på att andelen lämpliga habitat för de fullvuxna fiskarna minskar då syresituationen i bottenskiktet försämras. Mörtfiskarnas ökning beror på att de kan utnyttja algbiomassan och dd ökade mängderna detritus som näring. Många mörtfiskar kan också effektivt utnyttja djurplanktonföda. Rovfiskarnas tillbakagång gynnar utvecklingen av övertäta fiskbestånd som äter plankton och bottendjur och regleras genom inbördes konkurrens. Ett selektivt fiske av dessa bestånd förorsakar tillsammans med näringscirkulationen och den yttre belastningen eutrofieringsskador. Fisket skadas då andelen värdefisk minskar i fångsten och fångstredskapen smutsas ned. Smak- och luktfel hos fisken minskar dess användbarhet.

Nyckelord

Eutrofiering, fisk, fiskbestånd, samverkande effekter, fiske

Seriens namn och nummer

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 103

ISBN

951-776-041-8

ISSN

0787-8478

Sidoantal

66 s.

Språk

Finska

Pris

75 FM

Sekretessgrad

Offentlig

Försäljning

Oy Edita Ab
Bookhandel
Annegatan 44
00100 Helsingfors
Tel. (90) 566 0566

Fax (90) 566 0570

Förlag

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet
PB 202
00151 Helsinki

Tel. (90) 228 811 Fax (90) 631 513

Published by

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Date of Publication

January 1996

Author(s)

Tammi, Jouni

Title of Publication

The Effects of Eutrophication on Fishes, Fish Stocks and Fisheries – A Literature Review

Type of Publication

A literature review

Commissioned by

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Date of Research Contract

Title and Number of Project

Effects of eutrophication on fishes and fisheries (203 150)

Abstract

A review of the literature refers to the main information on the effects of eutrophication on fishes and fisheries. The effects of eutrophication on the biotic and abiotic environments of fishes are also considered. Eutrophication can be seen as one of the biggest problems in water management in Finland, both inland and in coastal areas. An increase in primary production then increases sedimentation and oxygen consumption in the hypolimnion, creates turbidity and affects the macrophyte communities. These environmental changes affect reproduction and the interspecific competition of fishes, predator-prey interactions and the growth and production of fish and fish stocks. Degradation of the Salmoniformes during the eutrophication process is caused by reproductive failures and the loss of suitable habitat. Cyprinids benefit from some features of eutrophication and have a better competitive ability than many other species in the effected environment. The degradation of predatory fishes also enables the development of highly abundant and strongly biased fish stocks. Abundant planktivorous and benthivorous fish stocks accelerate eutrophication through selective food consumption and increasing the recycling of nutrients. Eutrophication affects fisheries by decreasing the proportion of valuable fish in catches and fouling fishing gear. The offensive tastes and odours may decrease the suitability of the fish for human consumption.

Key words

Eutrophication, fishes, fish stocks, community interactions, fisheries

Series (key title and no.)

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 103

ISBN

951-776-041-8

ISSN

0787-8478

Pages

66 p.

Language

Finnish

Price

75 FIM

Confidentiality

Public

Distributed by

Oy Edita Ab

Book-shop

Annankatu 44

FIN-00100 Helsinki, Finland

Phone. +358 0 566 0566 Fax +358 0 566 0570

Publisher

Finnish Game and Fisheries Research Institute

P.O.Box 202

FIN-00151 Helsinki, Finland

Phone +358 0 228 811

Fax +358 0 631 513

SISÄLLYSLUETTELO

YHTEENVETO SAMMANDRAG

1. JOHDANTO	1
2. REHEVÖITYMISEN KALASTOVAIKUTUKSIA KÄSITTELEVÄT TUTKIMUKSET	3
3. VESIEN REHEVÖITYMISTILANNE SUOMESSA	5
3.1. Sisävedet.....	5
3.2. Rannikkovedet.....	6
3.3. Itämeren ulappa-alueet	7
3.4. Rehevöitymisen aiheuttajat	8
3.4.1. Pistekuormitus	9
3.4.2. Hajakuormitus	10
3.4.3. Järvien sisäinen kuormitus	11
4. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALOJEN ELINYMPÄRISTÖÖN.....	13
4.1. Fysikaaliset ja kemialliset vaikutukset.....	13
4.1.1. Ravinnepitoisuudet.....	13
4.1.2. Sedimentaatio ja veden happipitoisuus	14
4.1.3. Veden emäksisyys	15
4.1.4. Haitalliset aineet	15
4.2. Biologiset vaikutukset	16
4.2.1. Kasviplanktonin tuotanto ja biomassa.....	16
4.2.2. Perifyton	17
4.2.3. Makrofyytit.....	17
4.2.4. Eläinplankton.....	18
4.2.5. Pohjaeläimet	19
5. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALOIHIIN JA KALAKANTOIHIIN	21
5.1. Kalojen lisääntyminen.....	21
5.1.1. Lisääntymis- ja poikasalueiden muutokset.....	21
5.1.2. Kehittyvän mädin kuolevuus	22
5.1.3. Poikasten ravintotilanne ja kilpailu	23
5.2. Aikuisiin kalayksilöihin kohdistuvat vaikutukset	23
5.2.1. Kalojen ravinto ja kasvu.....	24
5.2.2. Veden happipitoisuuden ja lämpötilan vaikutukset	24
5.2.3. Haitallisten aineiden ja levämyrkkujen vaikutukset.....	25
5.2.4. Veden emäksisyyden vaikutukset.....	26
5.2.5. Kalataudit ja loiset.....	27
5.2.6. Rehevöitymisen vaikutukset rapuun.....	28

5.3. Kalayhteisömuutokset	28
5.3.1. Kalatuotanto	28
5.3.2. Lajikoostumus	29
5.4. Kalayhteisömuutosten mekanismit.....	31
5.4.1. Lajienvälinen ja lajinsisäinen kilpailu kalaston rakenteen säätelijöinä	31
5.4.2. Saalistus kalaston rakenteen säätelijänä.....	32
5.4.3. Muutokset habitaattien rakenteessa.....	34
5.5. Kalaston vaikutus muuhun vesiekosysteemiin: vuorovaikutussuhteet ja populaa- tioiden säätely	34
5.5.1. Kalaston vaikutukset alemmilla tuotantotasoilla.....	35
5.5.2. Tuotantotasojen vuorovaikutukset ja perustuotannon potentiaali.....	36
5.5.3. Kalaston suorat vaikutukset ravinnekiertoon	37
6. HAVAINTOJA REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSISTA SUOMEN SISÄVESIEN JA ITÄMEREN KALAKANTOIHIN.....	39
6.1. Sisävedet.....	39
6.2. Rannikkovedet.....	41
6.3. Itämeri	43
7. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALASTUKSEEN	45
7.1. Muutokset saaliissa	45
7.2. Pyydysten likaantuminen.....	45
7.3. Haju- ja makuhaitat kaloissa	46
7.4. Veden likaisuus ja vapaa-ajankalastus	47
8. TÄRKEIMPIÄ TUTKIMUSTARPEITA SUOMESSA	48
KIITOKSET	49
KIRJALLISUUS	50

YHTEENVETO

Rehevöitymisongelma nousi tieteellisessä vesistötutkimuksessa esille 1940- ja 1950-luvuilla. Ensimmäiset rehevöitymisen aiheuttamia merkittäviä kalakantamuutoksia käsitelleet tutkimukset julkaistiin 1970-luvun alkupuolella. Tutkimukset keskittyivät järviekosysteemeihin, joissa havaittiin lohikalakantojen heikentyminen ja vastaavasti särkikalojen runsastuminen sekä muutoksia ahvenkalakannoissa. Rehevöitymisen kalastovaikutusten tutkimus on laajentunut 1980-luvulta lähtien eri tuotantotasojen vuorovaikutuksia käsitteleväksi ekosysteemitutkimukseksi, jonka teorioihin myös teho-kalastukseen perustuva ravintoketjukurinnotus vahvasti liittyy.

Rehevöitymistä pidetään tällä hetkellä yhtenä maamme suurimmista vesiensuojelu-ongelmista niin sisävesissä kuin merialueellakin. Pahoin likaantuneiden vesialueiden määrä on supistunut 1980- ja 1990-luvuilla kun merkittävimpien pistekuormittajien, kuten massa- ja paperiteollisuuden, haittoja on onnistuttu vähentämään. Samalla kuitenkin hajakuormituksen osuus kokonaiskuormituksesta on kasvanut ja sen aiheuttamat haitat ovat lisääntyneet. Hajakuormituksesta johtuen aiemmin puhtaissakin vesistöissä on havaittu ravinnepitoisuuksien nousua. Järvien sisäinen kuormitus on myös merkittävä ongelma maatalouden ja yhdyskuntajätevesien rasittamisissa järvissä.

Elinympäristömuutokset ja suorat vaikutukset kaloihin

Perustuotannon kasvu lisää sedimentaatiota ja alusveden hapenkulutusta, samentaa vettä sekä kohottaa veden pH:ta erityisesti tuotantohuippujen aikana. Rehevöittävä kuormitus sisältää usein myös eliöille välittömästi haitallisia aineita, kuten metalleja, klooriyhdisteitä sekä maatalouden torjunta-aineita. Biologisia muutoksia perustuottajatasolla ovat kasviplanktonin sekä perifytonin tuotannon ja biomassan suureneminen sekä muutokset vesikasvillisuudessa, erityisesti uposvesikasvillisuuden väheneminen voimakkaan rehevöitymisen seurauksena. Eläinplanktoniin vaikuttavat haitallisesti mm. suurten kasviplanktonlevien yleistymisen sekä runsastuneen eläinplanktonia syövän kalaston saalistus. Kohtuullinen rehevöityminen lisää pohjaeläimistön lajilukua ja biomassaa, mutta alusveden hapettomuus voi romahduttaa pohjaeläintuotannon.

Rehevöityminen heikentää monien kalalajien lisääntymis- ja poikasalueiden olosuhteita kutualustojen liettyessä, happitilanteen heikentyessä sekä rihmalevien runsastuessa. Etenkin syksyllä järvien syvään veteen kutevien lohikalajien mädin kehitys on alttiina näille munien kuolevuutta lisääville muutoksille. Rehevöitymisestä hyötyvien lajien runsastuminen lisää kalojen poikasvaiheen ravintokilpailua, mikä voi edelleen heikentää muille haittatekijöille herkkien kalalajien poikasten eloonjäätymistä.

Rehevöitymisen aiheuttamilla muutoksilla kalojen ravintovaroissa ei ole selkeää yhteyttä kalojen yksilölliseen kasvunopeuteen, sillä myös monet muut tekijät vaikuttavat kalojen ravinnon saatavuuteen ja ravintokilpailuun. Välittömästi aikuisille kalayksilöille haitallisia tekijöitä ovat alusveden happipitoisuuden aleneminen yhdessä päänäyveden korkeiden lämpötilojen kanssa, kuormituksen sisältämät haitalliset aineet, levämyrkyt sekä veden ernäisyys. Myös kalataudit ja loiset saattavat runsastua rehevöitymisen seurauksena.

Kalayhteisömuutokset

Kohtuullinen ravinnelisäys oligotrofiseen vesistöön hyödyttää useimpia kalalajeja, sillä perustuotannon kasvu mahdollistaa myös kalatuotannon kasvun. Suurimmat kalasaaliit saadaan luonnostaan eutrofisista vesistä. Voimakas rehevöityminen pienentää koko systeemin tuottavuutta, jolloin myös kalatuotanto pienenee. Rehevöitymisen edetessä lohikalat taantuvat kun taas ahvenkalat ja erityisesti särkikalat hyötyvät rehevyyden lisääntymisestä tiettyyn rajaan saakka. Kaikkien lajiryhmien sisällä eri lajit kuitenkin reagoivat eri tavoin suurentuneeseen tuottavuuteen.

Rehevöityvissä vesissä planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen lajienvälinen ja lajinsisäinen kilpailu voimistuu. Voimakas lajienvälinen kilpailu planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalalajien välillä johtaa särkikalojen runsastumiseen, mikä perustuu mm. särkikalojen kykyyn käyttää ravintonaan leväbiomassaa ja detritusta. Monet särkikalat käyttävät myös eläinplanktonravintoa tehokkaammin kuin esim. ahven. Myös lajinsisäinen kilpailu rehevissä järvissä on usein voimakasta kun ikäluokkien ravintoekolokerot ovat päällekkäisiä ja habitaattien homogeenisuudesta johtuen ikäluokat eivät voi välttää kilpailua käyttämällä eri elinympäristöjä.

Kalaa syövien petokalojen taantuminen sekä särkikalojen biomassan kasvu pienentävät petokalojen osuutta kalaston kokonaisbiomassasta. Runsastuvaan ja voimakkaasti kilpailun säätelemään saaliskalastoon kohdistuvan saalistuksen väheneminen edesauttaa ylitiheidä, pienistä yksilöistä koostuvien kalapopulaatioiden syntyä. Keskituotteisissa järvissä kalaa syövien petokalojen saalistus on tärkeämpi planktonia ja pohjaeläimiä syövän kalayhteisön rakennetta säätelevä tekijä kun taas runsastuottoisissa järvissä kilpailu on merkittävämpi säätelytekijä.

Habitaattien rakenteellinen monimuotoisuus, lähinnä happipitoisen alusveden sekä uposvesikasvillisuuden määrä, vähenee runsastuottoisissa järvissä. Vesiympäristön rakenteellisen monimuotoisuuden ja kalaa syövien petokalojen biomassan suhde liittyy hypoteesiin kahdesta vaihtoehtoisesta tasapainotilasta matalissa, rehevissä järvissä. Rakenteeltaan monimuotoista systeemiä luonnehtii suuri uposvesikasvien biomassa, runsas suurempikokoisten eläinplanktereiden biomassa sekä suuri kalaa syövien petokalojen biomassa. Toista tasapainotilaa taas luonnehtii suuri kasviplanktonin biomassa, vähäinen pienikokoisten lajien eläinplanktonbiomassa sekä suuri planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen biomassa.

Yhteisövuorovaikutukset

Kalojen valikoivalla saalistuksella on merkittävä vaikutus vesiekosysteemin eri tuotantotasojen vuorovaikutuksissa, jossa kalat toimivat alempien tuotantotasojen populaatioiden säätelyssä. Planktoninsyöjäkalat saalistavat vapaassa vedessä valikoiden eläinplanktonin suurimpia yksilöitä, jotka ovat tehokkaimpia planktonlevien kuluttajia. Tällöin kasviplanktoniin kohdistuva laidunnus vähenee ja leväbiomassa kasvaa.

Potentiaalisen tuottavuuden ja tuotantotasojen vuorovaikutusten suhteesta johdetun teorian mukaan vesistön potentiaalisen tuottavuuden kasvu johtaa aina ylimmän tuotantotason biomassan nousuun. Teorian mukaan vesiekosysteemissä, jossa ylimmällä tasolla ovat kalaa syövät petokalat, kohtuullinen rehevöityminen suurentaa petokalojen ja eläinplanktonin biomassaa, mutta ei muuta kasviplanktonin eikä planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen biomassaa. Petokalojen puuttuessa rehevyyden nousu näkyy planktoninsyöjäkalojen ja kasviplanktonin runsastumisena, kun taas eläinplanktonin biomassa pysyy muuttumattomana.

Kalaston ravinnonkäyttö vaikuttaa vesistön ravinnedynamiikkaan lisäämällä ravinteiden kiertonopeutta sekä kokonaispitoisuuksia. Pohjaeläimiä syövät kalat siirtävät pohjasedimentin sisältämiä ravinteita tuottavaan kerrokseen sekoittaessaan ja syödes-

sään pohjasedimenttiä. Lisääntyvä kiertonopeus ja fosforin laikuttainen vapautuminen kalojen ulosteissa ja eritteissä vaikuttavat merkittävästi planktonlevien kasvuun.

Kalakantamuutokset lähialueilla

Suomessa on lukuisia esimerkkejä yhdyskuntajätevesien, maatalouden ja mm. massa- ja paperiteollisuuden rehevöittämissä vesistöissä tapahtuneista vakavista kalakantamuutoksista, joissa arvokalojen osuus on romahtanut särkikalojen runsastuessa haitallisesti. Myös rannikkovesien kalakantamuutoksista on raportoitu erityisesti Suomenlahden rannikolta sekä Saaristomereltä. Kalastomuutokset ovat olleet samansuuntaisia kuin sisävesissä. Rehevöitymisen on arveltu lisänneen kalatuotantoa Itämeren ulappa-alueilla, mikä olisi näin ollen osaltaan vaikuttanut kalasaaliiden voimakkaaseen kasvuun viime vuosikymmeninä.

Vaikutukset kalastukseen

Rehevöitymisen kalastustoimintaan kohdistuvia vaikutuksia ovat arvokalojen osuuden pieneneminen saaliissa sekä pyydysten nopea likaantuminen. Jo pelkästään vähäarvoisten kalalajien runsastuminen pienentää arvokalojen osuutta saaliissa, sillä suhteellisesti vähälukuisempia arvokaloja on kalastamalla vaikea valikoida. Rehevöityneissä vesissä pyydykset likaantuvat pintakasvustolevien ja bakteerien aiheuttaessa niiden limoittumista. Rannikkovesissä myös irronnut rihmalevä likaa pyydyksiä heikentäen niiden kalastavuutta. Rehevöityneillä vesialueilla kaloissa esiintyvät haju- ja makuvirheet vähentävät niiden käyttökelpoisuutta. Sinilevät ja sädesienet ovat usein syynä kaloissa havaittaviin haju- ja makuvirheisiin.

Vapaa-ajankalastajat pitävät yleensä hyvää veden laatua erittäin tärkeänä edellytyksenä harrastukselleen. Monien vapaa-ajankalastajien mielestä veden laadun parantaminen olisi vapaa-ajankalastuksen kannalta istutusmäärien kasvattamista tärkeämpää.

SAMMANDRAG

Eutrofieringsproblemet dyker upp i den vetenskapliga vattenforskningen under 1940- och 1950-talen. De första undersökningar som behandlar betydande förändringar i fiskbestånden på grund av eutrofieringen publicerades i början av 1970-talet. Undersökningarna koncentreras till insjöekosystem där man observerade en försvagning av laxfiskbestånden, ett motsvarande uppsving för mörtfiskarna samt förändringar i bestånden av abborrfiskar. Sedan 1980-talet har undersökningarna av eutrofieringseffekter på fiskbestånd utvidgats till en ekosystemforskning som behandlar interaktionen mellan olika produktionsnivåer. Restaurering av näringskedjorna med hjälp av ett effektivt fiske baserar sig på dessa teorier.

Eutrofieringen anses idag vara ett av de svåraste vattenvårdsproblemen i vårt land, både i insjöarna och i kustområdet. Mängden svårt förorenade vattenområden har minskat under 1980- och 1990-talen då belastningen från de viktigaste punktkällorna, t.ex. massa- och pappersindustrin minskat. Den diffusa belastningens andel av totalbelastningen har dock samtidigt ökat och likaså dess skadliga effekter. Nu ser man ökade näringsmängder också i tidigare rena vattendrag. Också den inre belastningen har blivit ett stort problem i sjöar som belastas av jordbruk och samhällen.

Livsmiljöförändringar och direkta effekter på fisken

Den ökade primärproduktionen ökar sedimentationen och syreförbrukningen i bottenvattnet, grumlar vattnet och höjer pH, i synnerhet under produktionstopparna. Den eutrofierande belastningen innehåller dessutom ofta också ämnen med direkt skadlig inverkan på organismerna, t.ex. metaller, klorföreningar och bekämpningsmedel från jordbruket. Biologiska förändringar på primärproducentnivå är att växplanktonets och perifytonets produktion och biomassa ökar och vattenväxtligheten förändras. Sjunkbladsväxtligheten minskar på grund av den kraftiga eutrofieringen. Djurplanktonet påverkas negativt, bl.a. av ökningen av makroskopiska planktonalger samt predation från ökande djurplanktonätande fiskbestånd. En måttlig eutrofiering ökar bottenfaunans artantal och biomassa, men syrebrist i djupvattnet kan leda till att hela bottendjursproduktionen slås ut.

Eutrofieringen försämrar förhållandena i många fiskarters föröknings- och yngelområden. Lekbottnarna slammas igen, syrehalterna minskar och trådalger ökar. Laxfiskarna leker på hösten och lägger sin rom på djupt vatten. Därför är de särskilt utsatta för dessa förändringar. Ökningen av de fiskarter som drar nytta av eutrofieringen försvårar konkurrensen om näring under yngelstadiet, vilket ytterligare kan försvåra överlevnadsmöjligheterna för yngel av arter som redan lidit av förändringarna.

Eutrofieringsberoende förändringar av fiskarnas näringsresurser har inget klart samband med den individuella tillväxttakten. Födans tillgänglighet och konkurrensen om näring påverkas nämligen också av flera andra faktorer. Dylka faktorer med en omedelbar skadeverkan på fullvuxna fiskar är t.ex. en kombination av syrefattigt djupvatten och varmt ytvatten, skadliga ämnen i avloppsvatten, alggifter och basiskt vatten. Fisksjukdomar och parasiter kan också öka till följd av eutrofieringen.

Förändringar i fisksamhället

Ett måttligt näringstillskott gynnar de flesta fiskarter i en oligotrof sjö, den ökande primärproduktionen ger utrymme också för en ökad fiskproduktion. De största fiskfångsterna fås i naturligt eutrofa sjöar. En kraftig eutrofiering minskar dock hela systemets produktivitet, varvid också fiskproduktionen minskar. Då eutrofieringen framskrider, minskar laxfiskbestånden medan bestånden av abborr- och mörtfiskar gynnas fram till en viss gräns. Inom alla grupper reagerar arterna dock olika på den ökade produktionen.

I vatten som håller på att eutrofieras förstärks konkurrensen mellan och inom de arter som lever av plankton och bottendjur. Konkurrensen mellan arterna leder till att mörtfiskarna ökar, eftersom de kan äta algbiomassa och detritus. Många mörtfiskar utnyttjar också djurplankton mera effektivt än t.ex. abborren. Också konkurrensen inom arterna är ofta hård i eutrofa sjöar då de olika åldersklassernas ekologiska nischer överlappar och de homogena habitaterna förhindrar en differentiering av miljövalet.

Rovfiskarnas nedgång och den ökade mörtfiskbiomassan minskar rovfiskarnas andel av den totala fiskbiomassan. Den minskade predationen gynnar uppkomsten av övertäta fiskpopulationer bestående av små individ. I sjöar med genomsnittlig produktivitet spelar predationen från rovfiskarna en större roll för regleringen av fisksamhället än i högproduktiva sjöar där konkurrensen är den viktigaste regleringsfaktorn.

Habitatens strukturella diversitet, främst det syrehaltiga djupvattnet och sjunkbladsväxtlighetens mängd minskar i högproduktiva sjöar. Relationen mellan en strukturell diversitet i vattenmiljön och biomassan av fiskätande rovfiskar hänför sig till hypotesen om förekomsten av två alternativa jämviktstillstånd i grunda eutrofa sjöar. Det strukturellt högdiversa systemet karakteriseras av att sjunkbladsväxtligheten, större djurplanktonarter och fiskätande rovfiskar uppvisar stora biomassor. Det andra

jämviktstillståndet kännetecknas däremot av att växtplankton och plankton- och bottenbjursätande fiskar uppvisar stora biomassor, medan biomassan av mindre djurplanktonarter är anspråkslös.

Interaktion inom samhällena

Fiskars selektiva näringssök spelar en stor roll för interaktionen mellan olika trofinivåer i vattenekosystemet, där fiskarna bidrar till regleringen av populationer på lägre trofinivå. Planktonätande fiskar väljer de största individen som är de effektivaste algkonsumenterna. Härvid minskar konsumtionen och algbiomassan växer.

Enligt den teori som härletts ur relationen mellan den potentiella produktiviteten och trofinivåernas interaktion leder en ökning av vattendragets potentiella produktivitet alltid till att de högsta trofinivåernas biomassa ökar. Enligt teorin kommer en måttlig eutrofiering av ett vattenekosystem där fiskätande rovfiskar utgör den högsta trofinivån att öka biomassan av rovfiskar och djurplankton, men inte att förändra biomassorna av växtplankton och plankton- och bottenbjursätande fiskar. Då rovfiskar saknas ses den höjda produktiviteten som en ökning av planktonätande fisk och växtplankton, medan djurplanktonbiomassan bibehålls oförändrad.

Fiskbeståndets konsumtion påverkar vattendragets näringsdynamik genom att försnabba näringscirkulationen och de totala näringshalterna. Bottenbjursätande fiskar överför näringsämnen från botten sedimenten till det produktiva skiktet. Den ökande cirkulationshastigheten och det fläckvisa frigörandet av fosfor i fiskavföring och -sekret har åter en signifikant betydelse för planktonalgernas tillväxt.

Förändringar i närområdenas fiskbestånd

I Finland finns det talrika exempel på hur belastningen från samhällen, jordbruket och t.ex. massa- och pappersindustrin förorsakat allvarliga förändringar i fiskbestånden. Värdefulla fiskar har minskat kraftigt samtidigt som mörtfiskbestånden ökat i skadlig utsträckning. Också i kustvattnen har förändringar i fiskbestånden rapporterats bl.a. från Finska viken och Skärgårdshavet. Dessa förändringar har påmint om dem som inträffat i sjöarna. Eutrofieringen har också ansetts öka fiskproduktionen i Östersjöns yttre havsområden och på så vis bidragit till de kraftigt ökade fiskfångsterna under de senaste decennierna.

Effekter på fisket

Eutrofieringen har påverkat fisket i form av minskade andelar värdefisk i fångsterna och en snabb nedsmutsning av fångstredskapen. Redan det att fiskar av lägre värde ökar gör att de värdefulla fiskarnas andel i fångsten minskar, eftersom det är svårt att inrikta fisket på de mera värdefulla arterna. I eutrofierade vatten täcks redskapen av slem från ytväxande alger och bakterier. I kustvattnen fastnar lösgjorda trådalger också i redskapen och minskar deras effektivitet. I eutrofierade vattenområden minskas fiskens användbarhet av lukt- och smakfel. Dessa förorsakas ofta av cyanobakterier och strålsvampar.

Fritidsfiskarna uppger i allmänhet att en god vattenkvalitet är en förutsättning för deras verksamhet. Många av dem anser att en förbättring av vattenkvaliteten skulle vara viktigare för fritidsfisket än ökade utplanteringsmängder.

1. JOHDANTO

Rehevöityminen on laaja-alaisin vesistöjen muutosilmiö maassamme. Pahoin likaantuneiden vesialueiden määrä on vähentynyt 1980- ja 1990-luvuilla, mutta samanaikaisesti ennen puhtaiden vesien vähittäinen rehevöityminen on selvästi lisääntynyt. Tämän johdosta Suomen pintavesien tila on kokonaisuutena heikentynyt viime vuosina (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Myös merialueellamme rehevöityminen on merkittävä ongelma, sillä Suomen saaristoiset rannikkovedet ovat herkkiä kuormitukselle (Pitkänen 1994).

Vesistön rehevöitymisellä tarkoitetaan laajimmassa merkityksessään ravinnekuormituksen suurenemisesta johtuvaa veden eliöstön lisääntynyttä kasvunopeutta. Rehevöitymisen peruskriteerinä on tavallisimmin pidetty kasviplanktonin ja alkuvaiheessa myös korkeampien vesikasvien lisääntynyttä tuottavuutta ja/tai biomassaa, mutta yleensä myös vesistön muu biomassa kasvaa (Lee ym. 1991, Harper 1992). Rehevyyttä mitataan tavallisimmin fosfori- ja *a*-klorofyllipitoisuudella. Rehevöitymishaitat ilmenevät selvimmin levien pintakukintojen yleistymisenä, veden samentumisena, myrkyllisten sinilevien esiintymisenä, rantojen ja kalanpyydysten limoittumisena, ranta- ja vesikasvillisuuden muutoksina sekä kalastomuutoksina.

Ravinnepitoisuudet, erityisesti fosfori sisävesissä ja jokisuissa sekä typpi merialueella, ovat valon ja lämmön ohella tärkeimmät tuotannon säätelijät. Ravinteiden määrä vesistössä riippuu monesta joko vesistön itsensä tai valuma-alueensa ominaisuudesta. Erilaiset ihmisen toiminnoista aiheutuvat kuormitustekijät, kuten maankäyttö (esim. maa- ja metsätalous, turvetuotanto), teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesikuormitus sekä ilman kautta leviävä kuormitus lisäävät vesiin tulevien ravinteiden määrää kuitenkin monin verroin luontaisia prosesseja nopeammin (engl. cultural eutrophication). Ilmaston lämpenemisen on myös ennustettu kasvattavan vesistöihin kohdistuvaa hajakuormitusta lisäämällä ravinteiden huuhtoutumista (Anon. 1990b).

Kalatalouden kannalta merkittävimpiä rehevöitymisen vaikutuksia ovat haitalliset muutokset kalakannoissa, kalastustoiminnassa ja kalan käyttökelpoisuudessa. Vesistöjen kohtuullinen rehevöityminen voi olla jossain määrin hyödyllistä kalatalouden kannalta, sillä perustuotannon kasvu yleensä lisää kalaston kokonaistuotantoa (Svårdson ja Molin 1981, Hanson ja Legget 1982, Oglesby ym. 1987). Kasvavalla ravinnelisäyksellä tiedetään kuitenkin olevan haitallisia vaikutuksia kalataloudellisesti merkittäviin lajeihin, kuten lohikaloihin, kun taas ahvenkalat ja erityisesti särkikalat hyötyvät rehevöitymisestä tiettyyn rajaan saakka (Colby ym. 1972, Leach ym. 1977, Hartmann ja Nümann 1977, Leopold ym. 1986, Persson ym. 1991). Pyydysten nopea likaantuminen ja arvokalojen osuuden pieneneminen saaliissa haittaavat kalastustoimintaa ja kaloissa esiintyvät haju- ja makuvirheet vähentävät niiden käyttökelpoisuutta.

Rehevöitymisongelma sisävesissämme keskittyy erityisesti Etelä- ja Länsi-Suomeen eli tärkeimmille maatalousalueille. Haitallisten kalakantamuutosten yleisyydestä ja voimakkuudesta näillä alueilla ei ole olemassa tarkkaa tietoa. Järvikohtaisia tutkimuksia ja havaintoja kalakantamuutoksista maatalouden, yhdyskuntajätevesien sekä massa- ja paperiteollisuuden kuormittamissa vesistöissä on kuitenkin lukuisia (esim. Keto ja Sammalkorpi 1988, Hakkari 1992, Hirvonen ja Salonen 1995). Merialueella rehevöitymisen aiheuttamat haitalliset kalakantamuutokset sekä pyydysten nopea likaantuminen ovat vaikeuttaneet kalastusta ja sen kannattavuutta etenkin Saaristo-

merellä ja Suomenlahden rannikoilla (Anttila 1973, Lehtonen ja Hildén 1980, Hildén ym. 1982, Lehtonen 1985, Jumppanen ja Mattila 1994, Lappalainen ja Pönni 1996).

Kalatalouden katsotaan yleensä kärsivän vesistön ulkopuolisten tekijöiden aiheuttamasta rehevöitymisestä. Myös kalaston rakenne ja sitä muovaava valikoiva kalastus vaikuttavat kuitenkin merkittävästi rehevöitymiskehityksen mekanismeihin sekä vesistön tilan paranemiseen kuormituksen loputtua. Kalat lisäävät vesistön ravinnekiertoa ja -pitoisuuksia (Brabrand ym. 1990, Schindler ym. 1993) sekä vaikuttavat ravintoverkon alemmien tuotantotasojen rakenteeseen ja tätä kautta kasviplanktonin biomassaan sekä perustuotannon energian suuntautumiseen (Carpenter ja Kitchell 1993). Ylitiheällä, lajisuhteiltaan vääristyneellä kalastolla on usein suuri merkitys vesistön tilan huonontajana.

Tämä kirjallisuuskatsaus kuuluu osana Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) kalakantojen ja kalavesien tutkimuksen tulosityksikön ympäristömuutosten kalatalousvaikutuksia selvittäviin hankkeisiin. Työn tarkoituksena oli koota keskeinen rehevöitymisen kalasto- ja kalastusvaikutuksiin liittyvä tutkimus- ja taustatieto. Kirjallisuuden valinnassa on pyritty painottamaan uusimpia aiheeseen liittyviä tutkimuksia ja selvityksiä unohtamatta kuitenkaan keskeisiä vanhempia julkaisuja.

2. REHEVÖITYMISEN KALASTOVAIKUTUKSIA KÄSITTELEVÄT TUTKIMUKSET

Rehevöitymisiongelma havaittiin laajemmin tieteellisessä vesistötutkimuksessa 1940- ja 1950-luvulla (Sawyer 1947, Hutchinson 1957) ja rehevöitymisen seurausvaikutusten tutkimus sekä vesiensuojelutoimenpiteiden kehitys lisääntyivät merkittävästi 1960- ja 1970-luvulla (Beeton 1965, Vollenweider 1968, Rohlich 1969, Hutchinson 1973). Kasvava ravinnekuormitus tiedostettiin yhdeksi vesistöjen likaantumisen erilliseksi ongelmaksi, jonka vaikutukset näkyivät ensimmäisenä sisävesissä, erityisesti järvissä. Kahden-kolmen viime vuosikymmenen aikana myös merien rannikkoalueilla ja jokisuissa ravinnekuormituksen aiheuttamat haitat ovat lisääntyneet ja erityisesti 1970- ja 1980-luvuilla rehevöitymisen vaikutuksia on alettu tutkia laajalti mm. Itämeressä, Kattegatissa, Skagerrakissa ja Pohjanmeressä sekä valtamerien rannikoilla, erityisesti jokisuissa (Hansson 1985, Schulz ja Kaiser 1986, Elmgren 1989, Baden ym. 1990, Burkholder ym. 1992).

Merkittävimmät rehevöitymisen kalasto- ja ekosysteemivaikutuksiin liittyvät tutkimukset ovat keskittyneet järviin, missä lisääntyvän ravinnekuormituksen aiheuttamat tuottavuuden muutokset seurausvaikutuksineen voivat tapahtua suhteellisen nopeasti ja ne havaitaan usein helposti. Järviekosysteemien monimuotoisuus (rehevyytaso, geologinen ikä, koko, muoto, syvyys, kerrostuneisuus) on mahdollistanut vertailevan tutkimuksen sekä kokonaisia järviä käsittävän kokeellisen tutkimuksen rehevöitymisen vaikutuksista vesieliöstön yhteisörakenteeseen, tuotantoon ja tuotantotasojen vuorovaikutuksiin (Carpenter ja Kitchell 1988).

Rehevöitymisen aiheuttamista merkittävästä kalakantamuutoksista suurissakin järvikokonaisuuksissa raportoitiin ensi kerran 1970-luvulla (Colby ym. 1972, Nümann 1972, Regier ja Hartmann 1973, Hartmann ja Nümann 1977, Leach ym. 1977). Mm. edellä mainittuihin tutkimuksiin perustuu hypoteesi kalalajiston sukkessiasta vesiekosysteemin tuotannon kasvaessa (Hartmann ja Nümann 1977) ja sitä tukevat myös uudemmat tutkimukset (esim. Persson ym. 1991). Lohikalakantojen taantumiselle on monissa tutkimuksissa esitetty selkeät biologiset mekanismit, mm. lisääntymishäiriöt ja habitaatin kaventuminen (ks. luvut 5.1. ja 5.2.). Sen sijaan särkikalajien runsastumiseen johtavien kalastomuutosten mekanismit keskituottoisista järvistä runsastuottoisiin ovat monimutkaisempia ja niitä on tutkittu viime vuosina suhteellisen vilkkaasti (Diehl 1988, Lammens 1989, Bergman 1991, Persson ym. 1991, Persson ym. 1993, Persson ja Eklöv 1995).

Kalojen valikoiva saalistus kasviplanktonin määrää vähentävää eläinplanktonia kohtaan (Hrbáček ym. 1961, Brooks ja Dodson 1965) sekä kalojen suorat vaikutukset veden ravinteisuuteen (Lamarra 1975, Shapiro ja Carlson 1982) lisäävät ulkoisen kuormituksen ohella rehevöitymishaittoja. Nämä havainnot ovat luoneet teoriapohjan 1980-luvulla alkaneelle ravintoketjukurinnotuksen (biomanipulaatio) tutkimukselle rehevöityneiden järvien hoitokeinona (Shapiro ja Wright 1984, Andersson ym. 1988a). Myös kiinteästi ravintoketjukurinnotuksen teoriaan liittyvää hypoteesia kahdesta vaihtoehtoisesta tasapainotilasta matalissa, rehevissä järvissä on tutkittu viime vuosina (Hosper ja Jagtman 1990, Scheffer 1990, 1993, Schriver ym. 1995). Vaihtoehtoisissa tasapainotiloissa hypoteettisena kalaston rakenteena on joko ylitieä planktonia ja pohja-

eläimiä syövä kalakanta tai enemmän petokaloihin ja harvempaan saaliskalastoon painottuva kalakanta.

Suomessa rehevöityneiden järvien kalastossa tapahtuneista muutoksista on raportoitu mm. massa- ja paperiteollisuuden jätevesien kalastovaikutuksia selvittävässä tutkimuksessa (Hakkari 1992) sekä erilaisissa ravintoketjukurinostushankkeissa (Horppila ja Peltonen 1992, Hirvonen ja Salonen 1995, Karjalainen ja Leppä 1995). Edellä mainituissa ravintoketjukurinostushankkeissa pyritään selvittämään myös kalaston merkitystä rehevöitymiskehityksessä sekä järven tilan paranemisprosessissa (Horppila ja Kairesalo 1990, 1992). Rehevöitymistä sivutaan myös monissa selvityksissä ympäristömuutosten vaikutuksista kalastoon (esim. Ahvonen ym. 1992, Lehtonen ym. 1992).

Itämeren alueella rehevöitymisen aiheuttamista muutoksista rannikon makean veden kalakannoissa on olemassa eniten tutkimuksia ja havaitut muutokset ovat yleensä olleet samansuuntaisia kuin rehevöitymisen kalastovaikutukset sisävesissä. Suomen rannikkoalueen kalastumuutoksiin liittyvät tutkimukset pohjautuvat paljolti ammattikalastuksen saalistietoihin sekä eri tutkimusten koekalastuksista saatuihin tietoihin (esim. Anttila 1973, Lehtonen 1983, 1985, Katajamäki ym. 1990). Kokeellisia tutkimuksia rehevöitymisen kalastovaikutuksista tai kalojen vaikutuksista muuhun vesiekosysteemiin merialueellamme ei ole juuri tehty. Itämeren perustuotannon kasvun vaikutuksista ulappa-alueiden kalayhteisöihin ja -tuotantoon on olemassa käytännössä vain arvioita, jotka mm. Itämeren kokonaiskalatuotannon kasvun suhteen ovat ristiriitaisia (Neuman ym. 1989, Nehring ym. 1989, Elmgren 1989, Hansson ja Rudstam 1990).

Rehevöitymisen kalastustoimintaan kohdistuvista vaikutuksista on saatu tietoa kalastusta koskevista postitiedusteluista mm. velvoitetarkkailututkimuksissa (esim. Hakaste 1989, Salo 1991, Valkama 1994) sekä vapaa-ajankalastustutkimuksissa (Honkasalo ja Mankki 1988, Korhonen 1990, Lappalainen ja Pönni 1996). Rehevöitymisen aiheuttamia pyyntiin, saaliiseen ja sen koostumukseen kohdistuvia haittavaikutuksia pidetään yleisesti kalastustoimintaa eniten haittaavina tekijöinä.

3. VESIEN REHEVÖITYMISTILANNE SUOMESSA

Ravinnepitoisuuksien nousu on havaittavissa suurimmassa osassa vesistöjämme ja järvien vähittäistä rehevöitymistä pidetään tällä hetkellä maamme suurimpana vesien-suojeluongelmana (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Myös merialueella rehevöityminen on merkittävin ongelma, sillä Suomen matalat ja saaristoiset rannikkovedet ovat herkkiä kuormitukselle (Pitkänen 1994). Suomessa toteutetulla laajalla vesiensuojeluohjelmalla on pystytty 1980- ja 1990-luvuilla pienentämään erityisesti yhdyskuntien ja massa- ja paperiteollisuuden aiheuttamaa kuormitusta, mutta hajakuormituksen vähentämisessä ei ole onnistuttu yhtä hyvin, osittain menetelmien ja lainsäädännön puutteellisuuden vuoksi (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Tämän seurauksena hajakuormituksen suhteellinen osuus erityisesti fosforikuormituksesta on kasvanut.

3.1. Sisävedet

Vesistöjen yleisen käyttökelpoisuusluokituksen mukaan järvistämme noin 80 % ja jokiemme kokonaispituudesta 44 % kuuluu luokkiin erinomainen tai hyvä. Järvistämme kuuluu pääasiassa luokkaan tyydyttävä ja laadultaan välttäviä järviä 1990-luvun alkupuoliskolla on arvioitu olleen n. 3 % ja huonoja n. 0,3 % järvien kokonaispinta-alasta. Vielä 1980-luvun puolivälissä vastaavat luvut olivat 3,5 % ja 0,5 % (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Jokivesien kokonaispituudesta yhteensä 30 % on laadultaan huonoa tai välttävää ja nämä joet sijaitsevat pääosin eteläisellä ja lounaisella rannikkoalueella sekä Pohjanmaalla (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Rehevöitymisongelma on pahimmillaan etenkin Etelä- ja Länsi-Suomessa, eli tärkeimmillä maatalousalueilla. Rehevöitymistä havaitaan pienten, paikallisesti rehevöityneiden järvien lisäksi myös suurissa järvioltaissa sekä niiden suljetuissa osissa. Voimakkaasti rehevöityneitä tai rehevöitymässä olevia järviä ovat mm. Köyliönjärvi, Vihdin Enäjärvi ja Kirkkojärvi, Tuusulanjärvi, Iisalmen reitin vedet, Kuortaneenjärvi, Hattulan Lehijärvi, Vanajavesi, Lohjanjärvi, Orimattilan Mallusjärvi ja Lieksan Viekinjärvi (Ilmavirta 1990, Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Veden laadun alueellisesta parantumisesta huolimatta sisävesien yleinen rehevöityminen on selvästi lisääntynyt 1980- ja 1990-luvuilla. Huolimatta jätevesien tehokkaammasta käsittelystä tai muista pistemäisen kuormituksen vähentämistoimenpiteistä ravinnepitoisuudet monissa vesistöissä eivät ole alentuneet vaan jopa nousseet hajakuormituksesta ja sisäisestä kuormituksesta johtuen. Tämän seurauksena myös puhtaat, "luonnontilaiset" vesialueet ovat vähenemässä (Salonen ym. 1992). Aiemmin hyvälaatuisissakin järvissä, kuten Lappajärvessä, Säskylän Pyhäjärvessä sekä Karjalan Pyhäjärvessä on havaittu lisääntynyttä rehevöitymistä (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Massa- ja paperiteollisuuden lopettamisen vuoksi vesien tila parani jo 1980-luvun alkupuolella merkittävästi esimerkiksi Tampereen seudulla, Nokialla ja Lievestuoreen-järvellä. Jätevesien käsittely on parantanut veden laatua myös Mäntän tehtaiden

alapuolisella järviolueella ja Näsijärvellä sekä Äänekosken alapuolisella vesialueella, kuten myös Kymijoessa ja Kokemäenjoessa (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Fosforikuormituksen ja orgaanisen aineksen vähenemisen lisäksi myös monet muut massa- ja paperiteollisuuden kuormituksen aiheuttamat haitat, kuten kuidut ja muu kiintoaine sekä klooriyhdisteet, ovat vähentyneet.

Valtaosa järvistämme on luontaisesti oligotrofisia johtuen heikosti rapautuvasta kalliosta maaperästä sekä metsä- ja suokasvillisuuden hyvästä ravinteiden sitomiskyvystä. Vesiemme korkeahko humuspitoisuus heikentää ravinteiden leväkasvua ylläpitävää vaikutusta. Orgaanista ainesta hajottavien mikrobien kasvuolosuhteiden paraneminen rehevöitymisen myötä voi kuitenkin lisätä yleensä hitaasti hajoavan humuksen pilkkoutumista, mikä edelleen kuluttaa veden happivarjoja. Humusvesien yleisyyden ja tavallisesti alusveden pienen tilavuuden vuoksi ravinnepitoisuuksien nousu heikentää usein nopeasti Suomen sisävesien happitilannetta (Salonen ym. 1992).

Suomessa karujen sisävesien kokonaisfosforipitoisuudet ovat tasolla 5-10 mg m⁻³ ja rehevissä järvissä pitoisuudet vaihtelevat yleensä välillä 30-200 mg m⁻³, mutta voivat erityisesti joki- ja purovesissä nousta tätäkin suuremmiksi (Salonen ym. 1992). Kokonaistyyppipitoisuudet karuissa vesistöissä ovat yleensä tasolla 300-500 mg m⁻³, mutta voivat kohota rehevissä järvissä ja joissa 1 000-3 000 mg:aan kuutiometrissä (Salonen ym. 1992). *a*-klorofyllipitoisuuden maksimi-arvot erittäin karuissa järvissä ovat alle 4 mg m⁻³, karuissa 4-10 mg m⁻³, lievästi rehevissä 10-20 mg m⁻³, rehevissä 20-50 mg m⁻³ ja erittäin rehevissä järvissä yli 50 mg m⁻³ (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Useimmissa Suomen sisävesistöissä sekä rannikon jokisuualueilla fosfori toimii perustuotantoa rajoittavana tekijänä (Rekolainen ym. 1992, Salonen ym. 1992). Rehevyyden lisääntyessä typen merkitys tuotannon rajoittajana kuitenkin kasvaa siten, että selvästi tyyppirajoitteiset vesistöt ovat tyyppirajoitteisia nimenomaan fosforin suuresta kuormituksesta (ulkoinen tai sisäinen) johtuen (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Suurin osa Suomen rannikkovesiin laskevista joista Porvoonjoesta Siikajokeen on niin voimakkaasti kuormitettuja, että käyttökelpoista tyyppiä ja fosforia esiintyy lähes aina ylimäärin levien kasvuvaatimuksiin nähden (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

3.2. Rannikkovedet

Rehevöityneimmät alueet rannikkovesissämme ovat koko Suomenlahden rannikkoalue Virojoelta Hankoon, Saaristomeren sisä- ja välisaaristo, Merenkurkun saaristo sekä koillinen Perämeri. Useilla aiemmin raskaasti kuormitetuilla rannikkovesialueilla ravinnepitoisuudet ovat vesiensuojelutoimenpiteiden ansiosta laskeneet, kun taas ulompien saaristoalueiden pitoisuudet ovat noudatelleet avomerellä havaittua kasvavaa kehityssuuntaa. Suomenlahti on rannikkovesistämme voimakkaimmin rehevöitynyt ja sinne kohdistuu Itämeren osa-alueista suurin ravinnekuormitus pinta-alaa ja vesitilavuutta kohti (Pitkänen 1994). Rehevyytaso Suomenlahdella kohoaa selkeästi lännestä itään. Suomenlahden typpi- ja fosforipitoisuudet ovat nousseet 1980-luvun loppupuolelle saakka varsin selvästi, mutta ovat pysytelleet 1990-luvulla samalla tasolla (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Suomen rannikkovesien ravinnepitoisuudet lisääntyvät yleisesti avomereltä rannikkoa kohti, mutta pitoisuudet vaihtelevat huomattavasti sekä ajallisesti että paikallisesti. Kesäiset pintakerroksen kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat suurimmillaan Suomenlahden itäosissa (TN: 300-400 mg m⁻³, TP: 10-20 mg m⁻³) ja alhaisimmillaan Perämerellä (TN: 200-300 mg m⁻³, TP: 6-10 mg m⁻³) (Pitkänen ym. 1986, Pitkänen ym. 1993). *a*-klorofyllipitoisuudet rannikkovesissä Perämerellä ja Merenkur-

kussa ovat 2-5 mg m⁻³, Saaristomeren keskiosissa 2-4 mg m⁻³ ja sisäsaaristossa 3-10 mg m⁻³, läntisellä Suomenlahdella 3-10 mg m⁻³ ja Suomenlahden itäosissa 5-10 mg m⁻³ (Pitkänen 1994).

Suomen rannikkovesiin joutuu vuosittain jokien välityksellä sekä rannikon asutuksesta ja teollisuudesta 79 000 tonnia typpeä ja 4 800 tonnia fosforia. Jokien tuoma osuus maalta tulevasta kokonaiskuormasta on typen osalta 87 % ja fosforin osalta 88 % (Pitkänen 1994) eli vain noin 12-13 % fosforin ja typen kokonaiskuormituksesta joutuu rannikkovesiimme rannikon asutuksesta ja teollisuudesta. Huolimatta maalta peräisin olevan ravinnekuorman suuresta biologisesti käyttökelpoisen typen ja fosforin suhteesta (3,4-kertainen verrattuna perustuotannon optimiin), typpi kuitenkin toimii perustuotannon minimitekijänä rannikkovesissä keski- ja loppukesällä (Pitkänen 1994).

Saariston ja rannikkovesien morfologialla ja hydrografialla on keskeinen merkitys alueellisen rehevyyden säätelijänä. Avoimelta rannikolta ravinteet joutuvat nopeasti osaksi koko Itämeren ravinne määrää. Matala ja saaristoinen rannikko vähentää veden vaihtuvuutta, jolloin suuri osa ravinteista käytetään rannikon ekosysteemeissä. Tämä aiheuttaa usein paikallisia ongelmia, mutta vähentää Itämeren ulappa-alueille joutuvien ravinteiden määrää, sillä huomattava osa ravinteista poistuu rannikkovesissä sedimentaation ja denitrifikaation seurauksena (Wulff ja Niemi 1992).

3.3. Itämeren ulappa-alueet

Yleisen rehevyytason nousu on Itämeren tilan kannalta vakava uhka. Typen ja epäorgaanisten typpiyhdisteiden talviset pitoisuudet pintavesissä kaikkialla Itämeren alueella ovat lisääntyneet sitten 1960-luvun, jolloin mittaukset aloitettiin (Nehring ym. 1989, Cederwall ja Elmgren 1990). Varsinaisen Itämeren talviset pintaveden typpipitoisuudet ovat kaksin-kolminkertaistuneet tällä ajanjaksolla (Elmgren 1989). Fosforin talvipitoisuudet ovat nousseet 1950- ja 1960-lukujen vaihteesta kaikkialla muualla paitsi Riianlahdella ja Pohjanlahdella (Nehring ym. 1989, Cederwall ja Elmgren 1990). Monilla alueilla kuitenkin fosforin pitoisuudet ovat pysyneet ennallaan tai jopa hieman laskeutuneet 1970-luvun lopulta lähtien, mikä on johtunut lähinnä halokliinin alapuolisten ravinteiden pysyvyydestä.

Pohjanlahteen, Suomenlahteen ja Itämereen kulkeutuu vuosittain noin 50 000 tonnia fosforia ja runsas 1 000 000 tonnia typpeä, minkä on arvioitu olevan 3-10 kertaa enemmän kuin vuosisadan vaihteessa (Bernes 1993). Koska suurin osa ravinnekuormituksesta tulee suoraan maalta (noin 60 % tyypestä ja noin 90 % fosforista, Anon. 1987), ravinnepitoisuudet ovat korkeammat rannikkovesissä kuin avomerellä (Pitkänen 1994) ja myös rehevöitymisen biologiset vaikutukset näkyvät selvimmin rannikkoalueella haittojen vähentyessä ulappa-alueita kohti.

Aiemmin kiinnitettiin huomiota lähinnä fosforiin Itämeren rehevöittäjänä, mutta tutkimukset ovat osoittaneet, että varsinaisen Itämeren ja Suomenlahden rehevyytaso on riippuvainen lähinnä typpikuormituksesta (Salonen ym. 1992, Pitkänen 1994). Pohjanlahti poikkeaa muusta Itämerestä sikäli, että siellä perustuotantoa rajoittavana ravinteena toimii fosfori (Elmgren 1989). Muuten typpirajoitteisilla rannikkoalueilla myös fosfori voi toimia rajoittavana tekijänä ajanjaksoina, jolloin typpeä tulee runsaasti rannikkovesiin valuma-alueelta tai ilmakehästä (Elmgren 1989). Yksipuolinen fosforipäästöjen vähentäminen on saanut aikaan veden laadun paranemisen monilla alueilla rannikon sisälahdissa. Koska Itämeren ulappa-alueiden perustuotantoa rajoittaa Pohjanlahtea lukuunottamatta kuitenkin typpi, kuormituksen ylimääräinen typpi lisää rehevöitymistä joutuessaan runsaasti fosforia sisältäville ulappa-alueille (Wulff ja Niemi 1992).

3.4. Rehevöitymisen aiheuttajat

Rehevöityminen johtuu vesistöihin joutuvasta liian suuresta ravinnemäärästä. Ravinteiden lähteet voidaan jakaa ihmisen aiheuttamaan ravinnekuormitukseen ja luonnonhuuhtoutumaan. Ihmisen aiheuttama kuormitus voidaan edelleen jakaa pistekuormitukseen ja hajakuormitukseen. Merkittävimpiä pistekuormittajia Suomessa ovat teollisuus, erityisesti massa- ja paperiteollisuus, sekä yhdyskunnat ja kalankasvatus (Rekolainen ym. 1992, Salonen ym. 1992, Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995) (taulukko 1). Hajakuormituksen merkittävimmät aiheuttajat ovat maa- ja metsätalous, haja- ja loma-asutus sekä laskeuma (taulukko 1). Luonnonhuuhtoutuman määrää lähinnä vesistön valuma-alueen maa- ja kallioperän laatu, topografia sekä kasvillisuuden sukkessiovaihe (Salonen ym. 1992). Luonnonhuuhtoutuma ei ole aiheuttanut vesistöjen pilaantumista eikä sitä näin ollen katsota kuuluvaksi vesiensuojelun ongelma-alueisiin.

Ihmisen aiheuttama ravinnekuormitus Suomen vesistöihin vuonna 1993 oli 5 291 t/v fosforia ja 75 154 t/v typpeä (taulukko 1). Epävarmuutta kuormituksen suuruudesta sisältyy erityisesti hajakuormituksen arviointiin (Salonen ym. 1992). Kokonaiskuormitus tulee todennäköisesti alenemaan lähivuosina, sillä esim. merkittävimpien ravinnekuormittajien, peltoviljelyn ja teollisuuden fosforikuormituksen arvioidaan alenevan noin puoleen vuoden 1993 tasosta seuraavan kymmenen vuoden aikana (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Typpikuormituksen ei kuitenkaan arvioida pienenevän samassa suhteessa, sillä typen poistaminen jätevesistä on hankalaa ja kallista.

Taulukko 1. Sisä- ja rannikkovesien vuotuinen fosfori- ja typpikuormitus (tonnia/v.) eri lähteistä Suomessa vuosina 1990-1993 lukuunottamatta luonnonhuuhtoutumaa (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi vuoteen 2005 (1995) mukaan).

	Fosfori t/v	%	Typpi t/v	%
Massa- ja paperiteollisuus ¹	379	7,2	2 953	3,9
Muu teollisuus ¹	35	0,7	1 609	2,1
Yhdyskunnat ¹	242	4,6	14 338	19,1
Kalankasvatus ¹	190	3,6	1 400	1,9
Turkistarhaus ¹	45	0,9	430	0,6
Pistekuormitus yhteensä	891	16,8	20 730	27,6
Peltoviljely ²	3 000	56,7	30 000	39,9
Karjatalouden suorat päästöt ²	300	5,7	2 900	3,9
Metsätalous ³	208	3,9	1 188	1,6
Haja- ja loma-asutus ⁴	415	7,8	2 700	3,6
Turvetuotanto ¹	50	0,9	1 100	1,5
Puutarhatuotanto ²	42	0,8	345	0,5
Laskeuma ¹	385	7,3	16 191	21,5
Hajakuormitus yhteensä	4 400	83,2	54 424	72,4
Kokonaiskuormitus	5 291	100,0	75 154	100,0

¹ Vuoden 1993 kuormitus

² Vuosien 1990-1993 keskimääräinen vuosikuormitus

³ Arvio vuoden 1991 kuormituksesta

⁴ Vuoden 1992 kuormitus

3.4.1. Pistekuormitus

Ravinnekuormituksen rehevöittävä vaikutus riippuu paitsi kuormituksen suuruudesta ja purkualueen luonteesta (avoin-suljettu vesialue) myös ravinteiden käyttökelpoisuudesta leville sekä kuormituksen ajoittumisesta tuotantokaudelle. Asutus-, kalankasvatus- ja usein myös teollisuusjätevesien sisältämät ravinteet ovat lähes kokonaisuudessaan perustuottajille helppokäyttöisessä muodossa (Salonen ym. 1992). Teollisuuden ja erityisesti asutuksen aiheuttama kuormitus jakautuu melko tasaisesti ympäri vuoden. Sen sijaan mm. kalankasvatuksen kuormitus keskittyy verrattain lyhyelle jaksolle loppukesään ja alkusyksyyn eli juuri vesiekosysteemin tuottavaan kauteen ja siten paikalliset haitat ovat tuntuvampia kuin kokonaiskuormituksen perusteella voisi päätellä.

Massa- ja paperiteollisuus on suurin vesistöihin ravinnekuormitusta aiheuttava teollisuuden ala Suomessa (taulukko 1). Sen jätevesien kalasto- ym. ympäristövaikutuksia on kuvattu lukuisissa artikkeleissa (esim. Tuunainen ym. 1972, Pulp and paper mill... 1977, Lindesjö ja Thulin 1987, Andersson ym. 1988b, Karås ym. 1991). Jätevesikuormituksen merkittävimmät haitat vesistöissä ovat olleet happea kuluttavan orgaanisen aineksen lisääntyminen ja myrkyllisten aineiden, mm. klooriyhdisteiden vaikutukset eliöihin. Massa- ja paperiteollisuuden prosessien ja jätevesien puhdistustekniikan kehittyminen 1980- ja 1990-luvuilla on vähentänyt etenkin orgaanisen aineksen määrää jätevesissä ja myös fosforikuormitus on vähentynyt merkittävästi. Massa- ja paperiteollisuuden jätevesien fosforin rehevöittävä vaikutus on kuitenkin suuri, sillä sen käyttökelpoisuusaste perustuotannolle on noin 80 % (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Yhdyskuntien aiheuttama fosforikuormitus sekä happea kuluttavan aineksen kuormitus on vähentynyt viime vuosina huolimatta käsiteltävien jätevesien määrän lisääntymisestä. Typpikuormitusta käytetyt jätevesien käsittelymenetelmät eivät kuitenkaan ole vähentäneet yhtä tehokkaasti. Viime vuosina onkin enemmän kiinnitetty huomiota yhdyskuntajätevesien sisältämän ammoniumtyypen happea kuluttavaan vaikutukseen ja typen merkitykseen vesien rehevöittäjänä. Typenpoiston tarve on selkein Suomenlahden, Saaristomeren ja Selkämeren rannikoilla sekä myös joillain järviolueilla (Karimo 1994).

Kalankasvatuksen tuotanto ja samalla vesistökuormitus kasvoivat merkittävästi 1980-luvulla. Ominaiskuormituksen aleneminen ja tuotannon määrän pienentyminen ovat vähentäneet ravinteiden kokonaiskuormitusta noin viidenneksellä vuodesta 1989 vuoteen 1993 (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995), mutta kalankasvatus on yhä edelleen kolmanneksi suurin pistemäinen ravinnekuormittaja maassamme. Yli 80 % kalankasvatuksen kuormituksesta kohdistuu rannikkovesiin ja voimaperäisimmin kalankasvatusta harjoitetaan Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla. Kalanviljelylaitosten rehevöittävästä vaikutuksesta on esimerkkejä myös järviolueelta (Granberg 1980). Kalankasvatuksen haittoja sisävesissä usein lisää niiden sijoitus alueille, joilla vesistön luontainen ravinnekuormitus on vähäinen ja veden laatu hyvä (Harper 1992). Kalankasvatuksen haittoja lisää myös kuormituksen ajoittuminen heinä-syyskuuhun (noin 70 % koko vuoden kuormituksesta; Salonen ym. 1992) sekä se, että valtaosa veteen joutuvasta fosforista ja typestä on välittömästi perustuotannolle sopivina epäorgaanisina yhdisteinä.

3.4.2. Hajakuormitus

Valtaosa ihmisen aiheuttamasta typen ja fosforin kokonaiskuormituksesta Suomessa on hajakuormitusta (taulukko 1). Hajakuormitukseen vesien rehevöittäjänä on alettu kiinnittää enemmän huomiota 1980-luvulta lähtien kun pistekuormituksen haittoja on onnistuttu vähentämään. Vesiensuojelutoimilla aikaansaadut parannukset vesien tilassa ovat usein peittyneet hajakuormituksen aiheuttamiin haittoihin. Hajakuormituksen rehevöittävää vaikutusta vähentää kuitenkin sen pääosan ajoittuminen kevät- ja syysvulun huippukausiin, kun taas rehevöitymisen ja sen aiheuttamien haittojen kannalta keskeinen ajankohta on tuottava kausi, lähinnä keskikesä. Tällöin kevättulvan vaikutus on kaikissa jokivesistöissä jo ohi ja järvissä karkeaan kiintoaineeseen sitoutuneet ravinteet ovat laskeutuneet pohjalle, eivätkä ole enää välittömästi perustuotannon käytettävissä.

Valtaosa hajakuormituksesta on peräisin **maataloudesta**, jossa peltoviljely on suurin yksittäinen vesien ravinnekuormittaja Suomessa (taulukko 1). Karjatalouden päästöt suoraan lantaloista voidaan jossain määrin katsoa pistemäiseksi kuormitukseksi. Peltoviljelyn ravinnekuormituksen aleneman tavoitteeksi seuraavan kymmenen vuoden aikana on asetettu noin 50 % sekä fosforin, että typen osalta (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Tavoitteet eivät kuitenkaan välttämättä toteudu sillä esim. ilmaston lämpeneminen saattaa lisätä ravinteiden huuhtoutumista. Kuormituksen väheneminen maatalouden rehevöittämissä vesistöissä ei myöskään paranna niiden tilaa yhtä voimakkaasti kuin esim. teollisuuden kuormittamisessa, usein suuremmissa reittivesistöissä. Maatalouden kuormittamista järvistä suuri osa on matalia kerrostumattomia järviä, joissa sisäisellä kuormituksella on suurempi merkitys kuin suurissa, syvissä järvissä (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Maatalouden aiheuttamasta typpikuormituksesta valtaosa on liukoista nitraattityppeä, joka on suoraan leville käyttökelpoista. Maatalouden fosfori on kuitenkin suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena, eikä se siten ole kokonaisuudessaan välittömästi perustuotannon käytettävissä. Peltoviljelyn valumavesien fosforista noin neljännes on liukoista reaktiivista fosforia, joka kuvaa suhteellisen hyvin leville välittömästi käyttökelpoisen, liukoisien ortofosfaatin määrää (Rekolainen ym. 1992).

Haja- ja loma-asutus on maatalouden jälkeen merkittävin vesistöjen fosforikuormittaja maassamme. Valtakunnallisesti haja-asutuksen jätevesikuormitus vesistöihin on vähentynyt, mutta paikallisesti kuormitus on saattanut lisääntyä. Kuormitus on alentunut lähinnä viemäriverkostojen ulkopuolisen asutuksen vähentymisen myötä. Loma-asutuksen uudisrakentaminen ja varustetason nousu ovat lisänneet loma-asutuksen aiheuttamaa kuormitusta (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Metsätalouden toimenpiteillä on merkittävä vaikutus alapuolisiin vesistöihin, sillä valtaosa vesistöjen valuma-alueesta Suomessa on metsätalousmaata. Metsätalouden aiheuttamaan ravinnekuormitukseen vaikuttavat mm. metsä- ja suotyyppien jakauma sekä ojitusten, lannoitusten, avohakkuiden ja maanmuokkauksen laajuus. Lyhyellä aikavälillä ojituksen, avohakkuun ja maanmuokkauksen on havaittu lisäävän fosforin ja typen, erityisesti ammoniumtypen huuhtoutumista (Ahvonen ym. 1992, Salonen ym. 1992, Rask ym. 1993). Metsätalouden vesistöhaitat tulevat kuitenkin todennäköisesti vähenemään, sillä fosforilannoitus on vähentynyt nopeasti, uudisojituksista luovutaan kokonaan ja hakkuiden kasvuennusteet eivät näytä toteutuvan (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995).

Laskeuman typpikuormitus voi olla merkittävä rehevöitymisen aiheuttaja etenkin niillä vesialueilla, joilla typen puute rajoittaa perustuotantoa (yleisesti Etelä-Suomen rannikkovedet ja varsinainen Itämeri). Eri merialueilla arviot ilmakehäperäisen typen (luonnollinen ja antropogeeninen kuormitus yhdessä) osuudesta typen kokonaiskuor-

mituksesta vaihtelevat n. 10 %:sta harvaan asutuilla ei teollistuneilla alueilla yli 50 %:iin merialueilla, jotka ovat tiheään asutuksen, teollisuuden ja intensiivisen maatalouden vaikutusalueella (Fisher ja Oppenheimer 1991, Paerl 1993). Wulffin ja Niemen (1992) mukaan yli kolmannes ja Elmgrenin (1989) mukaan yli neljännes Itämeren typen kokonaiskuormituksesta tulee laskeumana ilmakehästä suoraan mereen. Myös joissakin sisävesissä typpi voi toimia perustuotantoa rajoittavana tekijänä, jolloin ilmakehäperäisellä typpellä saattaa olla suuri merkitys järven tuottavuustasoon (Paerl 1993).

Tietyillä alueilla ilmakehäperäinen typpi voi olla suurin yksittäinen typen kuormittaja. Ilman kautta leviävän kuormituksen merkitystä lisää se, että ravinteet ovat lähes täydellisesti perustuottajille välittömästi käyttökelpoisessa epäorgaanisessa muodossa. Toisaalta pääosa ravinteista tulee märkälasseuman mukana, mikä pienentää niiden suhteellista merkitystä tuottavan kauden aikana vähäsateisina kesinä (Salonen ym. 1992).

3.4.3. Järvien sisäinen kuormitus

Järvien sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan sedimentistä yläpuoliseen veteen kohdistuvaa fosforikuormitusta, mikä on ilmiönä yksi vesiensuojelun kannalta vaikeimmin ratkaistavista ongelmista. Rehevöitymiskehitys järvissä voidaan yleensä katkaista tehokkailla päästörajoituksilla ja hoitotoimenpiteillä, jolloin järven tuottavuus voi palata lähelle alkuperäistä tilaa. Jos rehevöitymisen on kuitenkin annettu edetä tietyn tason yli voi palautuminen olla lähes mahdotonta järven sisäisen kuormituksen takia (Kerr ja Ryder 1992). Tällöin ulkoisen kuormituksen aikana järveen kerääntyneet ravinteet palaavat yhä uudelleen kiertoön ylläpitäen korkeaa perustuotantoa. Voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta kärsivät tyypillisesti järvet, joita yhdyskuntajätevedet ja/tai maatalouden kuormitus ovat aikanaan pahasti rasittaneet.

Sedimentistä veteen tapahtuvan ravinteiden vapautumisen mekanismeja ovat niiden kemiallinen vapautuminen, sedimentin pintakerroksen fysikaalinen sekoittuminen virtauksien tai aallokon vaikutuksesta sekä bioturbaatio, jossa pohjaeläimet ja pohja-sedimentistä ravintoa etsivät kalat (mm. särkikalat) irrottavat sedimentin pintakerrosta veteen (Harper 1992). Pohjalla ruokailevat kalat myös siirtävät ravinteita eritteidensä ja ulosteidensa mukana takaisin tuottavaan kerrokseen (Brabrand ym. 1990).

Kemiallisissa reaktioissa vapautuva fosfori on kokonaisuudessaan leville käyttökelpoisessa muodossa. Alusveden hapen loppuun kulumisen seurauksena fosforin pysyvä pidätyminen pohjalietteeseen häiriintyy. Sedimentin pintakerroksen muuttuessa kokonaan hapettomaksi sen hapetus-pelkistyspotentiaali laskee alle 300 mV:n, jolloin 3-arvoinen rauta (Fe^{3+}) pelkistyy 2-arvoiseksi (Fe^{2+}) ja rautaan sitoutunut fosfori vapautuu veteen ortofosfaattina (Harper 1992). Myös hapellisissa oloissa fosforia voi vapautua kemiallisesti desorptioprosessissa, mikäli pH on riittävän korkea (Reynolds 1984). Rehevissä järvissä pH voi nousta tuottavassa kerroksessa jopa yli 10:een voimakkaan yhteyttämisen seurauksena (Wetzel 1983, Rekolainen ym. 1992). Erityisesti matalissa järvissä, joissa tuottava kerros ulottuu pohjaan saakka, korkean pH:n aiheuttama fosforin vapautuminen voi olla merkittävää. Myös fysikaalinen resuspensio voi olla merkittävää matalissa järvissä ja syvienkin järvien ranta-alueilla, mutta sekoittuneeseen kiintoaineeseen sitoutunut fosfori on kuitenkin lähes inaktiivista (Rekolainen ym. 1992).

Vesistöjen rehevöitymisestä puhuttaessa katsotaan kalatalous yleensä kärsiväksi osapuoleksi ja rehevöityminen kokonaan vesistön ulkopuolisten tekijöiden aiheuttamaksi. Rehevöitymiskehityksen aikana usein särkikalavaltaiseksi ja ylitieheäksi

kehittyneellä kalastolla voi kuitenkin olla suuri merkitys järven tilan huonontajana, sillä tiheä särkipopulaatio (*Rutilus rutilus* (L.)) on usein merkittävä suuren levätuotannon ja -biomassan ylläpitäjä järvessä (Andersson ym. 1988a, Brabrand ym. 1990) (ks. luku 5.5.). Tiheä särkikalakanta vaikuttaa usein epäedullisesti järven tilan paranemiseen kuormituksen vähennyttyä tai loputtua kokonaan (Horppila ja Kairesalo 1990, 1992).

4. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALOJEN ELINYMPÄRISTÖÖN

4.1. Fysikaaliset ja kemialliset vaikutukset

Veden ravinnepitoisuuksien suureneminen ei sinänsä vaikuta veden laatua heikentävästi eikä ravinnepitoisuuksilla ole havaittu olevan suoria vaikutuksia kaloihin. Ravinnepitoisuuksien suureneminen ja siitä johtuva perustuotannon kasvu ovat kuitenkin perustana monille fysikaalis-kemiallisille ja biologisille muutoksille, joita rehevöityvissä vesistöissä havaitaan.

4.1.1. Ravinnepitoisuudet

Vesistön tuotannolle on merkitystä vain niillä ravinteilla, jotka ovat leville tai vesikasveille käyttökelpoisessa muodossa. Tärkeimmät näistä perustuotantoa rajoittavista ravinteista ovat yleensä typpi (N) ja fosfori (P), mutta myös muut alkuaineet, kuten pii (Si) sekä metalleista rauta (Fe), sinkki (Zn), koboltti (Co), mangaani (Mn), kupari (Cu) ja molybdeeni (Mo) voivat toimia primaarisina tai sekundaarisina leväkasvua rajoittavina tekijöinä (Harper 1992, Paerl 1993). Vollenweider (1968) teki ensimmäisiä kvantitatiivisia luokituksia järvien tuottavuustasosta niiden fosfori- ja typpipitoisuuksien perusteella.

Fosfori esiintyy vesissä liukoisine epäorgaanisina fosfaatteina sekä liuenneina tai kolloidisina orgaanisina fosforiyhdisteinä. Suuri osa vesien kokonaisfosforista on kiintoaineeseen sitoutuneina orgaanisina ja epäorgaanisina yhdisteinä (Salonen ym. 1992). Fosforin käyttökelpoisuus perustuotannolle riippuu siitä, kuinka suuri osa siitä on liukoisessa muodossa. Vesistön fosfordynamiikan kannalta on keskeistä sedimentin sisältämän fosforivaraston pysyvyys (Salonen ym. 1992). Hapettomissa olosuhteissa sedimentin ferrihydrokseihin sitoutuneen fosforin vapautuminen aiheuttaa järven sisäistä kuormitusta (ks. luku 3.4.3.).

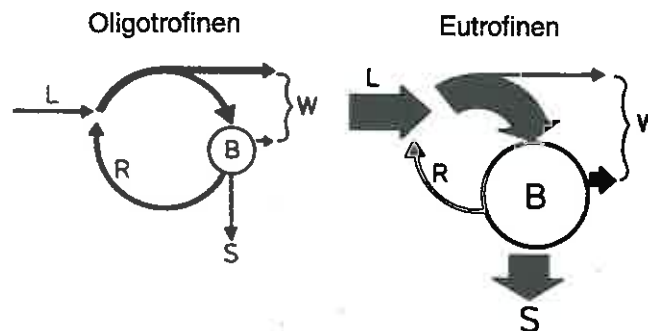
Typpi esiintyy vesistöissä useina epäorgaanisina ja orgaanisina muotoina, kuten ammonium-, nitraatti- ja nitriittityyppinä sekä liuenneina orgaanisina typpiyhdisteinä ja molekulaarisena typpinä. Epäorgaanista ammonium- ja nitriittityyppiä on vesissä yleensä varsin vähän ja vain pieni osa orgaanisesta tyypestä (esim. urea) on perustuotannolle välittömästi käyttökelpoista. Suuri osa orgaanisesta tyypestä järvissä on hyvin hitaasti hajoavina, huonosti perustuottajien käytettävissä olevina humusyhdisteinä (Salonen ym. 1992).

Ravinteiden välinen suhde on merkittävä tuotantoa säätelevä tekijä vesistöissä. Levien kasvun kannalta optimaalinen typpi:fosfori -suhde olisi painosuhteessa 7:1 (Redfield ym. 1963), vaikkakin eri levälajien kasvuoptimi vaihtelee tyyppien, fosforin ja hiilen suhteen (Harper 1992). Jos ihmisen toiminnoista aiheutuva ravinnekuormitus pienentää vesistön typpi:fosfori -suhdetta alle 7, typpiravinteiden alhainen määrä voi aiheuttaa sinilevien runsastumisen (Harper 1992). Sinilevien typensidonta voi muodostaa järveen

tulevasta kokonaistypestä eutrofisissa järvissä 6-82 %, kun vastaava määrä oligotrofisissa ja mesotrofisissa järvissä jää alle 1 %:n (Howarth ym. 1988).

4.1.2. Sedimentaatio ja veden happipitoisuus

Levätuotannon kohoaminen ja levälajiston muuttuminen eläinplanktonin ravinnoksi huonosti kelpaavaksi lisää sedimentaatiota ja hajoamiskelpoisen orgaanisen aineksen määrää vesissä (Salonen ym. 1992) (kuva 1). Tuotantotason kasvaessa vesistön happi-tilanne lähes aina huononee, sillä lisääntyneen sedimentoituvan materiaalin hajotustoiminnan vilkastuminen kasvattaa pohjanläheisen vesikerroksen biologista hapenkulutusta (Harper 1992). Hajottajina toimivat heterotrofiset eli toisenvaraiset organismit, lähinnä bakteerit, jotka kuluttavat liuenneen hapen varastoja (Lee ym. 1991). Sedimentin hapettomuus voi johtaa rikkivedyn muodostumiseen hapettomissa olosuhteissa tapahtuvan orgaanisen materiaalin hajotustoiminnan tuloksena (Harper 1992).



Kuva 1. Ravinnekuormituksen, perustuottajien biomassan ja sedimentaation suhteet sekä ravinteiden kulkureitit oligo- ja eutrofisissa vesissä. L=kuormitus, B=biomassa, R=ravinteiden kierto, S=sedimentaatio, W=ulosvirtaus (Reynolds 1984).

Ravinnekuormituksen, perustuotannon ja sedimentaation välinen riippuvuus ei kuitenkaan ole käytännössä suora tai yksinkertainen. Aluksi ylimääräiset vapaat ravinteet lisäävät kierrätettyjen ravinteiden varastoa, mutta levätuotannon kasvaessa suhteellisesti entistä suurempi osuus ravinnevaroista sitoutuu leväsoluihin, joiden riippuvuus sisäisestä kierrätyksestä vähenee (Salonen ym. 1992). Tällöin yhä suurempi osa ravinnevaroista alkaa pidäytyä järven sedimentteihin, koska hajotustoiminta ei kykene mineralisoimaan sedimentoituvaa ainesta samalla vauhdilla kuin sitä muodostuu (Eloranta 1994). Matalissa järvissä sekä matalilla rannikkovesialueilla, joille ei kesällä muodostu pysyvää lämpötilakerrostuneisuutta, pohjalla tai sen läheisyydessä mineralisoituvat ja sedimentoituvat ravinteet pääsevät helposti takaisin tuottavaan pintakerrokseen kiihdyttäen planktonituotantoa (Pitkänen 1994).

Korkea perustuotanto voi matalissa järvissä johtaa päiväsaikaan hapen ylikyllästyneisyyteen vedessä. Vastaavasti yöaikaan koko järven vesimassaan sekoittuneen runsaan levämassan hengitys voi kuluttaa hapen loppuun (Harper 1992). Suuret vuorokautiset vaihtelut tehostavat alhaisen happipitoisuuden tai hapen ylikyllästymisen haitallisia vaikutuksia vesieläimiin.

Itämeressä viime vuosikymmenien aikana tapahtuneen rehevöitymisen seurauksena sedimentaatio (mitattuna orgaanisena hiilenä) on lisääntynyt 70-190 % (Elmgren 1989).

Shafferin (1979) mukaan 30-50 %:n kasvu Itämeren vuotuisesa perustuotannossa on kasvattanut sedimentaatiota niin, että halokliinin alapuolisen veden hapenkulutus on lisääntynyt jopa 60 %. Keväällä kasviplanktonituotannosta sedimentoituu suurempi osa kuin muina vuodenaikoina, ja koska Itämeressä kevätkukinnan tuotanto on lisääntynyt enemmän kuin kesän ja syksyn tuotanto (ks. luku 4.2.1.), vuotuinen sedimentaatio on myös kasvanut enemmän kuin vuotuinen perustuotanto. Tämä on aiheuttanut varsinaisen Itämeren syvissä vesissä happipitoisuuden alenemista ja laajoja täysin hapettomia alueita (Elmgren 1989). Myös matalilla rannikkovesialueilla esim. Kattegatissa kasviplanktonin, mm. panssarilevien, tuotannon voimakas kasvu on lisännyt merkittävästi alusveden hapenkulutusta ja aiheuttanut ajoittain esiintyvää hapettomuutta laajoilla alueilla (Baden ym. 1990).

4.1.3. Veden emäksisyys

Rehevöityneissä vesissä levätuotannon ollessa vilkasta fotosynteesissä sitoutuu runsaasti hiilidioksidia, mikä kohottaa veden pH:ta (Lee ym. 1991). Veden pH voi vaihdella kasviplanktonituotannon mukaan vuorokaudenaikaisesti siten, että rehevissä vesissä veden pH voi nousta tuotantohuippujen aikana jopa 10-11:een (Wetzel 1983, Hansen ym. 1991, Beklioglu ja Moss 1995). Voimakas levätuotanto yhdessä fotosynteesittisesti aktiivisen vesikasvillisuuden aiheuttaman pH:n kohoamisen kanssa voi muodostaa mosaiikkimaisesti vaihtelevat olosuhteet pH:n suhteen, mikä vaikuttaa esim. eläinplanktonin esiintymiseen ja laidunnukseen (Beklioglu ja Moss 1995).

Matalissa järvissä, joissa tuottava kerros ulottuu pohjaan saakka, voi koko vesimassan pH nousta tuotantohuippujen aikana (Rekolainen ym. 1992), jolloin sedimenttiin sitoutunutta fosforia pääsee vapautumaan kemiallisesti veteen. Veden emäksisyyden kasvu voi myös lisätä ammoniakkin muodostumista (Salonen ym. 1992) ja ionisoitumattoman, eliöille myrkyllisemmän ammoniakkin osuutta vedessä (Lee ym. 1991).

4.1.4. Haitalliset aineet

Ravinteiden ohella vesistöjä rehevöittävä kuormitus sisältää usein myös eliöille välittömästi haitallisia aineita, kuten teollisuuden jätevesien metallit, klooriyhdisteet ym. sekä maatalouden torjunta-aineet. Massa- ja paperiteollisuuden jätevesien aiheuttamien akuuttien eliöihin kohdistuvien myrkyvaikutusten aiheuttajina ovat olleet pääasiassa orgaaniset klooriyhdisteet (esim. kloorifenolit) sekä puun uuteaineet, kuten rasvahapot ja hartsihapot (Hakkari 1992). Monet aineista ovat biologisesti keräytyviä. Puunjalostusteollisuuden orgaanisten klooriyhdisteiden kuorma on viime vuosina pienentynyt kun sellun valkaisu on kloorin sijasta ryhdytty käyttämään yhä enemmän klooridioksidia ja kun jätevesien puhdistuksessa on siirrytty aktiivilietemenetelmään. Puun uuteaineet esim. Etelä-Saimaan Kaukaan tehtaiden jätevesien vaikutusalueella ovat kuitenkin vähentyneet vain vähän vuonna 1992 aloitetun tehokkaamman jätevesienpuhdistustekniikan ansiosta (Oikari, A., suullinen tiedonanto).

Maatalouden torjunta-aineiden hävikki on suuri. Lavosen (1992) mukaan noin 90 % maatalouden torjunta-aineista ei koskaan saavuta torjuntakohdettaan, vaan ne jäävät rasittamaan luontoa. Torjunta-aineiden huuhtoutumiseen vaikuttavat niiden hajoavuus ja adsorboituminen maahan. Mitä nopeammin aine hajoaa, sitä pienempi riski sillä on huuhtoutua vesistöön. Maatalouden vesistöihin kohdistuva torjunta-ainekuormitus on viime vuosina pienentynyt, sillä monet nykyiset torjunta-aineet hajoavat nopeammin ja sitoutuvat tiukemmin hiukkasiin kuin aikaisemmat aineet, joiden kulkeutumisriski vesistöihin oli suurempi (Rekolainen ym. 1992).

4.2. Biologiset vaikutukset

4.2.1. Kasviplanktonin tuotanto ja biomassa

Kasviplanktontuotantoa säätelevät valon ja lämmön ohella vesistön ravinnepitoisuudet. Vesien rehevyytensä kuvataan ravinnepitoisuuksien ohella α -klorofyllin määrällä (Salonen ym. 1992) (ks. luku 3.). Kasvaneen ravinnekuormituksen seurauksena planktonlevätuotanto ja -biomassa kohoavat (kuva 2), mikä aiheuttaa veden samentumista. Samalla planktonlevien lajisuhteet muuttuvat yleensä vesien käytön kannalta epäedulliseen suuntaan. Tyypillistä on sinilevien, piilevien ja yksisoluisten viherlevien runsastuminen (Harper 1992). Lajilukumäärä yleensä lisääntyy ravinteisuuden lisääntyessä, kunnes kokonaisbiomassan merkäpaine kohoaa 2-5 mg:aan litrassa (Heinonen 1980).

Ravinteiden lisäksi kasviplanktonin määrää säätelee eläinplanktonin saalistus (Lampert ym. 1986, Makarewicz ja Bertram 1991). Suurikokoisten, tehokkaasti kasviplanktonia käyttävien eläinplanktonilajien populaatioiden ollessa runsaimmillaan ne voivat vähentää leväbiomassaa merkittävästi (Lampert ym. 1986). Suurikokoisten eläinplanktonien väheneminen kalojen saalistuksen tai muiden ympäristötekijöiden seurauksena lisää kasviplanktonin määrää vesistössä (Carpenter ym. 1985, 1987) (ks. luku 5.5.1.). Planktoninsyöjälajien tehopyyntiin perustuvissa biomanipulaatioissa pyritään juuri suurikokoisen eläinplanktonin määrän lisäämiseen vesistössä.

Rehevissä järvissä erityisesti loppukesällä typen väheneminen voi rajoittaa leväkasvua, jolloin ilmakehän typensidontaan kykenevät koloniaaliset sinilevät yleistyvät (Harper 1992). Monien sinilevien suuri koko suojaa niitä eläinplanktonin laidunnukselta, mikä voi lisätä sinilevien määrää suhteessa muihin leviin jopa epäsuotuisissa fysikaalisissa ja kemiallisissa olosuhteissa (Harper 1992). Sinilevät hyötyvät vilkkaan kasviplanktontuotannon aiheuttamasta hiilidioksidipitoisuuden alenemisesta ja pH:n kohoamisesta. Tämä antaa sinileville kilpailuedun, sillä ne tulevat toimeen vähemmällä yhteyttämiskelpoisella hiilellä kuin muut levät (Beklioglu ja Moss 1995, Granberg 1995). Sinilevissä sekä kahdessa muussa levien pääluokassa - *Chromophyta* eli ruskeat levät ja *Dinophyta* eli panssarilevät - tavataan myrkyllisiä kantoja (Lepistö 1992). Makean veden sinilevät *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* ja *Oscillatoria* sekä lisäksi murtovesisuku *Nodularia* muodostavat kukintoja, jotka voivat olla myrkyllisiä joko kauttaaltaan tai mosaiikkimaisesti (Charmichael ym. 1985).

Rehevoitymisen seurauksena myös muut suurikokoiset levät, joita eläinplankton ei kykene tehokkaasti käyttämään ravinnokseen, yleistyvät (Salonen ym. 1992). Kokoriippuvuus kuluttajan ja tuottajan välillä voi muodostaa pullonkaulan energiansiirrossa ravintoketjun ylemmille tasoille (Neill 1988, Stein ym. 1988). Tällöin suuri osa tuotannosta jää ravintoketjussa hyödyntämättä lisäten vedessä tai pohjalla hajoavan orgaanisen aineksen määrää.

Itämeressä viime vuosikymmenien rehevoituminen on lisännyt kasviplanktonin tuotantoa ja biomassaa (Nehring ym. 1989). Elmgrenin (1989) mukaan ulappa-alueiden perustuotanto on kasvanut noin 30-70 %. Vuosina 1975-1983 kasviplanktonin biomassa (mitattuna klorofylli a :na) on kasvanut merkittävästi kaikilla mittausalueilla läntisellä ja varsinaisella Itämerellä (Schulz ja Kaiser 1986) ja eniten on lisääntynyt kevään perustuotanto. Askö-Himmerfjärdin alueella (varsinaisen Itämeren pohjoisosassa) tehtyjen tutkimusten mukaan kevään perustuotannon taso on suoraan verrannollinen epäorgaanisen typen pitoisuuksiin kevätkukinnan alkaessa (Larsson 1986). Tällöin kevään perustuotannon kasvun on arvioitu olevan lähes yhtä suurta kuin loppupalven

epäorgaanisen tyyppien pitoisuuksien kasvun eli noin 2-3 kertaista (Elmgren 1989). Ringer (1985) on havainnut kasviplanktonin lajikoostumuksessa ulappa-alueiden rehevöitymistä indikoivia muutoksia Eteläisellä Itämerellä. Myös Suomenlahden suulla on havaittu samansuuntaisia muutoksia, etenkin heterokystisten sinilevien runsastumista (Kononen ja Niemi 1984).

4.2.2. Perifyton

Perifytonilla tarkoitetaan vesistössä kiinteillä alustoilla, kuten kivillä, kallioilla sekä makrofyyttien pinnalla kasvavia leviä, bakteereja, sieniä, alkueläimiä ym. organismeja sekä pinnoille tarttuvaa orgaanista ja epäorgaanista ainesta. Perifytonin merkitystä vesien perustuotannossa on usein aliarvioitu. Kuitenkin monet tutkimukset ovat osoittaneet perifytonlevästön soveltuvuuden rehevöitymisen ilmentäjänä niin joki-, järvi- kuin rannikkovesissäkin (esim. Heinonen ja Hongell 1985, Tamminen ja Leskinen 1985). Kasviplanktoniin verrattuna perifytonlevät reagoivat paljon herkemmin ja voimakkaammin ravinteisuuden kasvuun (Marja-aho ja Koskinen 1989) (kuva 2). Veden laadun ja perifytonleväbiomassan välisiä suhteita on tavallisimmin mitattu klorofylli *a* -osuuksina.

4.2.3. Makrofyytit

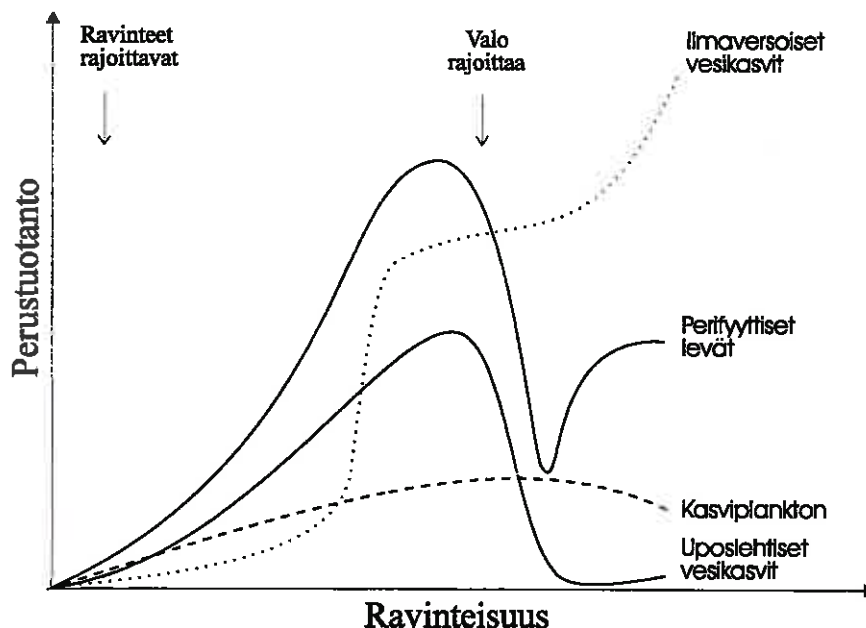
Makrofyyttejä eli vesien suurkasveja on käytetty yleisesti järvien luokittelussa ja ympäristömuutosten, erityisesti rehevöitymisen, arvioinnissa (Marja-aho ja Koskinen 1989). Toivosen (1984) mukaan vesistön kasvilajistoa ja sen runsautta selittävät parhaiten kasvupaikan ravinnetaso ja valaistusolot. Ravinteisuuden nousun vaikutukset kohdistuvat eri tavoin ilmaversoisiin, kelluslehtisiin ja uposlehtisiin kasveihin (kuva 2). Myös vesistön morfologia ja rehevöitymisen voimakkuus vaikuttavat makrofyyttien runsastumiseen tai vähenemiseen. Matalissa järvissä ja rantavyöhykkeellä lievä rehevöityminen yleensä lisää makrofyyttien biomassaa. Uposvesikasvillisuuden monimuotoisuus on maksimissaan keskituottoisissa vesiekosysteemeissä (Phillips ym. 1978, Lodge ym. 1988) (kuva 2). Yleisiä kohtuullisesta rehevöitymisestä hyötyviä vesikasveja ovat mm. kelluslehtiset ulpukka ja lumme. Kurimo (1975) on luokitellut vesikasvien esiintymistä elomuotoryhmittäin puhtaissa ja eri tavoin likaantuneissa vesissä.

Litoraalissa syvyyden lisääntyessä juurellisten vesikasvien esiintymissyvyys on suoraan verrannollinen valon läpäisyvyyteen vedessä. Lisääntynyt kilpailu valosta planktonlevien ja epifyyttisten levien kanssa vähentää runsaasti valoa vaativien uposlehtisten vesikasvien biomassaa ja yksipuolistaa lajistoa rehevöityneissä vesissä (Harper 1992). Uposlehtisten vesikasvien esiintymisen alaraja nousee ylemmäs kaventaen litoraalin kasvillisuusvyöhykettä ja voimakkaasti rehevöityneissä vesissä uposlehtiset vesikasvit voivat puuttua kokonaan, mikä vähentää merkittävästi vesiekosysteemin rakenteellista monimuotoisuutta. Juurillaan ravinteita ottavat uposlehtiset vesikasvit pystyvät alhaisissa ravinnepitoisuuksissa estämään epifyyttien kasvun orgaanisilla eritteillä (Phillips ym. 1978), mutta korkeammassa ravinnepitoisuuksissa planktonlevien ja epifyyttisten levien lisääntyvä varjostus vähentää uposlehtisten kykyä tuottaa levämyrkyjä, jolloin epifyytit voivat tukahduttaa vesikasvit (Phillips ym. 1978, Harper 1992).

Eteläisellä rannikkoalueellamme esiintyvä rakkolevä (*Fucus vesiculosus*) on kärsinyt merialueen rehevöitymisestä. Rakkolevä väheni ja paikoin jopa hävisi kokonaan 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alkupuolella. Rakkolevän vähenemisestä tai katoamisesta

on raportoitu useilta paikallisesti likaantuneilta alueilta myös muilla Itämeren rannikkoalueilla (von Wachenfeldt ym. 1987, Cederwall ja Elmgren 1990). Salemaan ja Kankaan (1984) mukaan häviämiseen vaikuttivat useat tekijät, jotka kaikki liittyivät rannikkovesien perustuotannon kasvuun. Myös rakkolevän esiintymisen alaraja on monin paikoin madaltunut, minkä on arveltu johtuvan leväsamennuksesta (Kautsky ym. 1986). Rakkolevän väheneminen muuttaa voimakkaasti rantavyöhykkeen eliöyhteisöjä ja vähentää esim. monille kalalajeille tärkeitä suoja-, lisääntymis- ja poikasalueita (Kangas ym. 1982).

Rehevöityneillä merialueilla makrofyyttien on havaittu korvautuvan yksivuotisilla rihmalevillä, kuten *Cladophora*-, *Enteromorpha*-, ja *Pilayella*-sukujen levillä (Baden ym. 1990, Jumppanen ja Mattila 1994). Rehevöitymisen seurauksena myös järviruokokasvustot (*Phragmites australis*) ovat runsastuneet ja levittäytyneet sisäsaaristossa (Wallentinus 1981, Jumppanen ja Mattila 1994).



Kuva 2. Kasviplanktonin ja perifytonlevien sekä ilmaversoisten ja uposlehtisten vesikasvien tuotannon muutokset ravinteisuuden lisääntyessä (Wetzel 1983, uudelleen piirretty).

4.2.4. Eläinplankton

Eläinplanktonin pääasiallisena ravintona on kasviplankton. Suuret kasviplanktonia syövät eläinplankterit pystyvät käyttämään ravinnokseen melko suurikokoisia planktonileviä ja ovat näin tärkeitä perustuotannon kuluttajia. Vaikka eläinplanktonin käytävissä olevan ravinnon määrä kasvaa vesistön rehevöityessä, kasviplanktonin koostumuksen muutokset vaikuttavat haitallisesti moniin eläinplanktereihin (Salonen ym. 1992). Voimakas rehevöityminen yleensä vähentää herbivorien eläinplanktereiden suhteellista osuutta verrattuna oligotrofisten vesien eläinplanktonbiomassaan (Jumppanen 1976). Suuret kasviplanktonilevät (esim. monet sinilevät) voivat estää suurien vesikirppujen ravinnonoton ja kasvun (Webster ja Peters 1978) sekä voivat

johtaa pienten eläinplanktereiden dominanssiin sinileväkukintojen aikana (Gliwicz 1980).

Eläinplanktonyhteisön lajiluku ja yhteisön moninaisuus on yleensä suurin lievästi rehevissä vesissä ja vähenee selvästi erittäin rehevillä biotoopeilla, joissa ympäristötekijät muuttuvat epäedullisiksi monille lajeille (Salonen ym. 1992). Kilpailun vähetessä voivat muutamit rehevöitymisestä hyötyvät lajit tuottaa suuren biomassan. Eläinplanktoniin vaikuttavia haitallisia tekijöitä rehevissä ja likaantuneissa vesissä ovat saalistamisen ja liikkumisen vaikeutuminen tiheässä planktonmassassa, sinilevien myrkylliset eritteet ja hyytelömäisellä vaipalla varustettujen eläinplanktereiden herkkyys lisääntyneelle bakteerien toiminnalle (Salonen ym. 1992). Myös fotosynteesin kohottama pH voi vaikuttaa haitallisesti eläinplanktoniin (O'Brien ja deNoyelles 1972).

Rehevissä järvissä tiheä planktonia syövä kalakanta suuntaa eläinplanktonyhteisöä pienikokoisten lajien dominanssiin, sillä niillä on kilpailuetu planktoninsyöjäkalojen saalistusta vastaan (Zaret 1980, McQueen ym. 1989). Suurikokoisten eläinplanktereiden on havaittu runsastuvan järvissä, joissa planktoninsyöjäkalojen kannat ovat romahtaneet (Carpenter ym. 1985, Vanni ym. 1990).

Itämeren eläinplanktontuotanto on Elmgrenin (1989) mukaan kasvanut rehevöitymisen seurauksena noin neljänneksen eli vähemmän kuin perustuotannon kasvu (30-70 %; Elmgren 1989). Tämän on arveltu johtuvan mm. siitä, että eläinplanktonin määrä vesistössä kasvaa vasta lepomunien hautouduttua myöhään keväällä tai kesän alussa, jolloin eläinplanktonyhteisö "myöhästyy" kasviplanktonin kevätukinnasta. Eteläiseltä Itämereltä vuosina 1951-1969 yhtenäisin menetelmin kerätyn aineiston perusteella eläinplanktonbiomassa olisi kasvanut jopa 50 % (Wulff ym. 1986). Monet uusilla menetelmillä kerätyt lyhyemmät aikasarjat eivät kuitenkaan ole osoittaneet tilastollisesti merkittävää biomassojen kasvua. Elmgrenin (1989) mukaan tämä saattaa johtua siitä, että eläinplanktoniin vaikuttaa voimakkaasti myös muut ympäristötekijät, kuten veden lämpötilan ja suolaisuuden vuosien välinen vaihtelu.

4.2.5. Pohjaeläimet

Pohjaeläimistö reagoi herkästi orgaanisen aineen sedimentaation muutoksiin ja sen seurausilmiöihin, kuten hapen vähenemiseen. Kohtuullisen ravinnelisyksen seurauksena pohjaeläimistön lajiluku sekä biomassa yleensä kasvavat (Paasivirta 1989). Sedimentaation lisääntymisen aiheuttaessa ajoittaista hapen vajausta oligotrofiaa suosivat lajit alkavat taantua ja vastaavasti hapen niukkuutta kestävien sedimentinsyöjien tuotanto suurenee. Pohjafaunan tuotannon kasvu pysähtyy yleensä ajoittain esiintyvään hapen puutteeseen, jolloin sietokykyisimpienkin pohjaeläinten kasvu hidastuu tai pysähtyy. Täydellinen hapettomuus romahduttaa pohjaeläintuotannon ja autioittaa pohjan, jolloin perustuotannon ylijäämä kertyy pohjasedimentteihin ja jää käyttämättä ravintoketjussa (Jumppanen 1984, Paasivirta 1989).

Pohjaeläinten biomassan kasvu vaikuttaa yleensä lajikoostumukseen siten, että lajiston keskikoko pienenee eli pienikokoisten lajien osuus kasvaa (Leach ym. 1977, Hayward ja Margraf 1987). Monissa sisävesissä tehdyissä tutkimuksissa orgaanisen aineksen kuormituksen on havaittu vähentävän suurikokoisia pohjaeläimiä (kuten katkat, päivänkorentojen ja vesiperhosten toukat ym.) kun taas pienikokoisten harvasukamatojen, surviaissääskien toukkien, simpukoiden ja kotiloiden biomassat ovat lisääntyneet (Colby ym. 1972, Hartmann ja Nümann 1977, Hayward ja Margraf 1987).

Itämeren syvissä vesissä hapen puute on johtanut pohjaeläinten häviämiseen ja aiemmin tärkeiden ravintoketjujen menetykseen merenpohjalla yli 100 000 km²:n alueella (Elmgren 1989). Matalammissa vesissä, halokliinin yläpuolella pohjan

makrofaunan biomassa on kuitenkin kasvanut 3-5 kertaiseksi 1920-luvun alusta 1970-luvun lopulle (Cederwall ja Elmgren 1980). Nettotuloksena pohjan makrofauna-tuotannon Itämeressä on arveltu kaksinkertaistuneen, mutta meiofaunan (eläimet, jotka menevät 1 mm:n seulan läpi) tuotannossa olisi tapahtunut vain vähän lisäystä. (Elmgren 1989). Pohjan makrofauna lisää denitrifikaatiota yleensä moninkertaisesti (Seitzinger 1988). Alusveden hapettomuuden vähentäessä pohjafaunan määrää myös denitrifi-kaatio ja typen poistuminen alusvedestä vähenee (Seitzinger 1988).

5. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALOIHIN JA KALAKANTOIHIN

Kalat ovat vesiekosysteemien ravintoverkoissa ylemmillä tasoilla, jolloin niihin vaikuttavat suoraan tai epäsuorasti alemmilla tasoilla tapahtuvat muutokset (McQueen ym. 1986, Harper 1992). Monet rehevöitymisen aiheuttamat muutokset kalayhteisöissä ja -tuotannossa ovat ravinnepitoisuuksien nousun indusoimia vaikutuksia kalojen ravinnon saatavuuteen. Rehevöitymisellä on kuitenkin myös lukuisia muita vaikutusmekanismeja, jotka heijastuvat lajien lisääntymismahdollisuuksiin, lajien väliseen kilpailuun ravinnosta ja habitaateista, peto-saalissuhteisiin sekä kalojen kasvuun ja kantojen tuottavuuteen. Sedimentaation lisääntyminen, happipitilanteen heikkeneminen, veden samentuminen ja vesikasvillisuudessa tapahtuvat muutokset ovat ensisijaisina vaikuttajina niin kalastossa kuin myös muissa tuotantotasoissa ja niiden vuorovaikutuksissa havaittavissa muutoksissa.

5.1. Kalojen lisääntyminen

Kalalajien erilaisista lisääntymisstrategioista johtuen ympäristömuutoksilla on hyvin erilaisia vaikutuksia eri lajeihin. Lajit, joilla on suuret ja yhtenäiset lisääntymisalueet ovat herkkiä ympäristömuutoksille, sillä haitallisen muutoksen seurauksena koko populaation lisääntyminen voi vaarantua. Monet pienet alueet puskuroivat paremmin haitallisia ympäristömuutoksia (Karås 1989). Aikuiset kalat voivat jossain määrin välttää huonoja ympäristöoloja, esim. vähähappisia alueita, mutta kudettu mäti ja usein myös pienet poikaset eivät voi paeta heikkenevää veden laatua.

5.1.1. Lisääntymis- ja poikasalueiden muutokset

Perustuotannon kasvusta johtuva lisääntyvän levädetrituksen sedimentaatio liettää monien syyskutuisten kalalajien lisääntymiselle elintärkeitä hiekka-, sora- ja kivikko-pohjia, jolloin kutualueiden happitilanne heikkenee ja mädin normaali kehitys vaarantuu (Ryder 1981, Meng ja Müller 1988, Müller 1992). Rehevöitymisen myötä lisääntyvät epifyytiset rihmalevät voivat myös tukehduttaa ja peittää kalojen kutualustoja, esim. vesikasveja ja kovia pohjia (Kangas ym. 1982). Liiallinen sedimentoituminen voi estää lohensukuisten kalojen poikasten hapen saannin tai kaivautumisen esiin sorasta (Olsson ja Persson 1986).

Suurvesikasvien muodostamat kasvillisuusalueet rantavyöhykkeessä ja matalilla pohjilla ovat monien kalalajien lisääntymiselle välttämättömiä kutualustoina ja tiheä kasvillisuus tarjoaa myös paremman suojan kalanpoikasille. Kohtuullisesta rehevöitymisestä johtuva uposvesivesikasvien runsastuminen voi suosia kasvillisuusvyöhykkeeseen kutevia lajeja (Nümann 1972, Hartmann ja Nümann 1977, Lee ym. 1991, Harper 1992). Voimakkaan rehevöitymisen aiheuttama veden samentuminen vähentää kuitenkin uposvesikasvillisuutta ja heikentää vesikasvillisuudesta riippuvien lajien lisääntymistulosta sekä vähentää poikasille sopivia suoja-alueita (Harper 1992).

Eri kalalajien lisääntymisalueisiin kohdistuvat haitalliset muutokset eivät heikennä useimpien särkikalojen lisääntymismenestystä. Särkikalojen lisääntymisalueet ovat ranta-alueilla, litoraalissa tai sublitoraalissa, missä happikonsentraatiot ovat yleensä korkeita verrattuna alusveden happitilanteeseen. Myöskään voimakkaan rehevöitymisen aiheuttama vesikasvillisuuden (kutualustan) väheneminen ei vaikuta särkikalojen lisääntymiseen, sillä kalat kutevat ja mäti kehittyy myös paljailla mutapohjilla (Barthelmes 1983).

Massa- ja paperiteollisuuden jätevesikuormituksella on useissa tutkimuksissa havaittu olevan haitallisia vaikutuksia kalojen lisääntymiseen ja lisääntymisalueisiin. Muikun (*Coregonus albula* (L.)) (Hakkari ja Bagge 1987) ja ahvenen (*Perca fluviatilis* L.) (Karås 1989, Sandström ym. 1991) poikastiheyksien on todettu olevan hyvin alhaisia potentiaalisilla lisääntymisalueilla jätevesikuormituksen vaikutusalueilla, kutupohjien pilaannuttua mm. jätekuidun sedimentoitumisen ja heikon happitilanteen seurauksena. Myös kuormituksen myrkyvaikutuksilla on merkittävä vaikutus poikastiheysiin (Hakkari ja Bagge 1987).

5.1.2. Kehittyvän mädin kuolevuus

Hapen puute ja lietteeseen tukehtuminen ovat pahimmat mädin ja poikasten normaalia kehitystä uhkaavista abioottisista tekijöistä infektioiden ja saalistuksen lisäksi (Wootton 1990). Hapen puute vaarantaa etenkin syvälle kutevien lajien mädinkehityksen, sillä syvällä happiolot ovat lähes aina huonommat kuin matalassa vedessä. Myös syyskutoiset lajit ovat tässä suhteessa kevätkutoisia herkempiä, sillä syyskutoisten lajien mäti kehittyy talven aikana, jolloin happiolot ovat useimmiten huonoimmillaan (Welch 1980) ja lisäksi mäti joutuu pidemmäksi ajaksi alttiiksi epäsuotuisille ympäristöoloille. Erityisesti järvikutoisten lohikalojen, kuten siian (*Coregonus* sp.), muikun ja nieriän (*Salvelinus alpinus* (L.)) mädinkehitys vaarantuu happitilanteen heikentyessä (Meng ja Müller 1988). Lohikalojen esim. lohen (*Salmo salar* (L.)) ja taimenen (*Salmo trutta* (L.)) normaalin alkionkehityksen kriittisenä happipitoisuutena on yleisesti pidetty pitoisuutta 7 mg O₂ l⁻¹ (Brett 1979). Matalaan veteen keväällä ja kesällä kutevat sekä sellaiset lajit, joiden munat ovat pelagisia tai kiinnittyneinä vesikasveihin (irti pohjasta) ovat vähemmän alttiina huonon happitilanteen vaikutuksille (Colby ym. 1972).

Sedimentaatio huonontaa kutualustan happi- ja virtausoloja, vaikka pohjan läheisen veden happitilanne muuten mahdollistaisi normaalin mädinkehityksen. Liete voi estää veden läpivirtauksen pohjasorassa, mikä heikentää soraan kutevien lohikalojen mädin hapensaantia (Moring 1982, Olsson ja Persson 1986, Meng ja Müller 1988). Müllerin (1992) mukaan siian alkionkehityksen onnistumisen määrää alusveden happipitoisuutta merkittävämmän sedimentin pintakerroksen hapenkulutus, siinä syntyvän happigradientin jyrkkyys ja mahdollinen rikkivetypitoisuus. Rehevissäkin järvissä alusveden happipitoisuus usein riittää mädinkehitykselle, mutta kun mätimuna on osittain hautautuneena sedimenttiin se voi joutua alttiiksi hapettomassa tilassa syntyneelle rikkivedylle (Müller 1992). Sedimentin pintakerroksen hapenkulutuksen ja happigradientin jyrkkyyden määrää sedimentaationopeus (Jørgensen ja Revsbech 1985), mikä riippuu suoraan perustuotannon suuruudesta.

Rehevöitymisen seurauksena lisääntyneet rihmalevät voivat lisätä mätimunien kuolevuutta. Pitempiaikaista happikatoa rihmalevien esiintymissyvyydellä ei yleensä esiinny, mutta jos kasvustot ovat tiheitä, voi happipitoisuus levävyöhykkeessä laskea yöaikaan jopa alle 1 mg:aan O₂ l⁻¹ (Aneer 1985). Erityisesti ruskeat rihmalevät voivat tuottaa eritteitä, joiden on todettu olevan myrkyllisiä silakan (*Clupea harengus*

membras (L.)) mätimunille (Aneer 1987). Veden korkea pH levävyöhykkeessä saattaa myös vaarantaa kalojen mätimunien normaalin kehityksen.

Voimakkaan rihmalevätuotannon seurauksena on esim. Saaristomerellä alkanut esiintyä paikallisia, joskus hyvinkin laajoja irronneen rihmalevän muodostamia pohjan lähellä kelluvia levämattoja. Niiden alapuolella muodostuu hajotustoiminnan seurauksena hapeton tila ja sen seurauksena rikkivetyä (Bonsdorff 1992). Levämatoista on haittaa pohjalle kutevien kalojen mädinkehitykselle.

Itämeren ulappa-alueiden kaloista turskalla (*Gadus morhua* L.) ja kilohaililla (*Sprattus sprattus* L.) on pelagiaalisesti leviävä alkio- ja poikasvaihe, mikä etenkin turskalla on altis happitilanteen heikkenemiselle syvissä vesikerroksissa. Turskan mätimunien kuolevuudesta huomattava osa tapahtuu silloin kun munien paino lisääntyy ja ne vajoavat runsassuolaiseen, usein hapettomaan vesikerrokseen (Wieland 1988).

5.1.3. Poikasten ravintotilanne ja kilpailu

Poikasvaiheessa lähes kaikki kalalajit käyttävät eläinplanktonia ravinnokseen (esim. Vuorinen ja Rajasilta 1980, Wootton 1990). Rekrytointi on siten muiden biotistien ja abioottisten tekijöiden lisäksi suuresti riippuvainen eläinplanktonin tuotannosta. Kohtuullisen rehevöitymisen lisäessä eläinplanktonin määrää myös kalanpoikasten ravintotilanne yleensä paranee. Rajasilan ja Vuorisen (1984) mukaan kalanpoikaset valikoivat rehevöityneellä rannikkoalueella ravinnokseen lähes yksinomaan suurimpia eläinplanktonlajeja, kun taas puhtailla alueilla poikaset söivät valikoimatta kaikenkokoisia ravintokohteita ravintovarojen ollessa niukemmat.

Rehevöitymisestä hyötyvien lajien, kuten särkikalojen ja kiiskien (*Gymnocephalus cernuus* (L.)), runsastuminen lisää lajienvälistä ja lajinsisäistä ravintokilpailua kalojen poikasvaiheessa (esim. Townsend ja Perrow 1989). Vaikka rehevöityminen usein lisää kalaa syövien aikuisvaiheen petokalojen ravinnon määrää, petokalojen poikasten eloonjääntä voi heikentää lisääntynyt ravintokilpailu runsastuvien lajien kanssa (Persson 1994). Lajinsisäinen ravintokilpailu voi myös heikentää kalojen vuosiluokkien runsautta, sillä tiheässä kalastossa yksilöllinen kasvu on kilpailusta johtuen hidasta ja vuosiluokkien kokoerot pieniä, jolloin edellinen vuosiluokka voi rajoittaa poikasten ravinnonsaantia käyttämällä samaa ravintoa (Persson 1983a, Cryer ym. 1986).

5.2. Aikuisiin kalayksilöihin kohdistuvat vaikutukset

Kalojen hedelmöittyneen mädin tai nuoruusvaiheiden herkkyys ympäristömuutoksille ei aina selitä populaatiossa tapahtuvaa taantumista (Coutant 1985). Myös aikuisiin kaloihin kohdistuvat muutokset ravintotilanteessa, tautien ja loisten yleistyminen sekä veden laadun heikkeneminen voivat altistaa yksilöitä uusille stressitekijöille, jotka heikentävät fekunditeettia ja lisäävät kuolevuutta populaatiossa. Viime vaiheessa haitalliset vaikutukset kuitenkin ilmenevät populaation heikentyneenä lisääntymisenä. Veden ravinnepitoisuuksien nousulla ei ole todettu olevan suoria vaikutuksia kalayksilöiden fysiologiaan, mutta ravinnekuormitukseen liittyy usein myös jätevesien sisältämiä myrkyllisiä aineita, joilla voi olla suoria fysiologisia haittavaikutuksia kalayksilöihin.

5.2.1. Kalojen ravinto ja kasvu

Kohtuullinen vesistön tuotantotason nousu nopeuttaa usein kalojen yksilöllistä kasvua (Leach ym. 1987). Rehevöitymisellä ei kuitenkaan ole aina selkeää yhteyttä kalojen kasvunopeuteen, kuntoon (pituus-paino -suhteeseen) tai rasvapitoisuuteen (Hansson 1985). Jos kalojen lisääntymistulos rehevöitymisen seurauksena heikkenee ja samalla ravintovarot runsastuvat tai pysyvät ennallaan, ravintokilpailun väheneminen voi nopeuttaa kalojen kasvua. Jos taas kalojen lisääntyminen ei häiriinny ja ravintovarot vähenevät rehevöitymisen seurauksena (esim. pohjaeläinten väheneminen) tai ravintokilpailu voimistuu yksilömäärien runsastumisen seurauksena, kalojen kasvunopeus ja kunto voivat huonontua. Yksilöiden kasvun hidastuminen ja kannan kääpiöityminen vähentää yksilöiden fekunditeettia ja usein myös populaation biomassaa (Biro 1977, Hayward ja Margraf 1987).

Sisävesissä rehevöitymisestä johtuva pohjaeläinten biomassan kasvu yleensä vähentää suurempia pohjaeläinlajeja pienempien lajien biomassan kasvaessa (Leach ym. 1977) ja alusveden hapettomuus voi rajoittaa pohjaeläintuotannon ranta-alueille. Pohjaeläinten keskikoon pieneneminen vaikeuttaa kalojen ravinnonsaantia ja hidastaa kasvua kun kooltaan optimaalisen ravinnon määrä vähenee (Mittelbach 1983, Hayward ja Margraf 1987). Ravinnon kokorakenteen pieneneminen vaikuttaa yleensä negatiivisimmin suurempiin kalayksilöihin, mikä taas voi johtaa kalakannan kääpiöitymiseen (Persson 1983a, 1986). Perssonin (1986) ja Craig'in (1987) mukaan esim. ahvenen kääpiöityneissä populaatioissa eri ikäluokkien kilpailu samoista, niukoista ravintovaroista voi estää yksilöitä saavuttamasta riittävää kokoa pystyäkseen käyttämään kalaravintoa. Koli ym. (1988) ovat kuitenkin todenneet, että jo ensimmäisenä kesänään ahvenet voivat siirtyä eläinplanktonista kalaravintoon, mikäli sitä on tarjolla.

Kalapopulaatiot ovat rehevöityneissä järvissä yleensä tiheitä ja koostuvat usein nuorista yksilöistä kun vanhempien vuosiluokkien kasvua ja eloonjääntä heikentää sopivan ravinnon puute (Harper 1992). Cryer ym. (1986) ja Wyatt (1988) ovat havainneet kahden rehevän järven särkipopulaation koostuvan enimmäkseen korkeintaan 4-vuotiaista kaloista kun normaalissa särkipopulaatiossa vanhimmat yksilöt voivat olla yli kymmenvuotiaita. Populaatiossa vain n. 20 % vuosiluokasta selviytyi seuraavaan vuoteen, minkä arveltiin johtuvan isommille särjille sopivan ravinnon (vesihyönteiset, simpukat ja kotilot) määrän vähenemisestä vesikasvuston hävitessä (Cryer ym. 1986, Wyatt 1988).

Suurikokoisten eläinplanktereiden osuuden suhteellinen pieneneminen rehevöitymisen seurauksena (Jumppanen 1976, Webster ja Peters 1978) voi heikentää planktonin-syöjäkalojen ravinnonsaantia. Tiheä planktonia syövä kalasto voi myös syödä planktonin niin vähiin, että kalat nälkiintyvät ja joutuvat siirtymään heikompaan ravintoon, esim. pohjaeläimiin (Ursin ja Andersen 1978, Horppila ja Kairesalo 1992).

5.2.2. Veden happipitoisuuden ja lämpötilan vaikutukset

Ympäristötekijöistä voimakkaimmin kalan aineenvaihduntaa säätelevät veden lämpötila ja happipitoisuus (Fry 1971, Kramer 1987). Veden happipitoisuus riippuu lämpötilasta siten, että hapen liukoisuus veteen pienenee lämpötilan noustessa. Hapen alhainen pitoisuus korkeissa lämpötiloissa voi olla merkittävämpi kalan aineenvaihduntakapasiteettia rajoittava tekijä kuin esim. ravinto (Kramer 1987). Lohikalat vaativat hapekasta vettä ja esim. lohen ja taimenen normaalille kasvuille ja kehitykselle hapen vähimmäispitoisuus on 5 mg O₂ l⁻¹ (Brett 1979). Lohensukuaisille kaloille veden letaali

happipitoisuus on noin 1-2,5 mg O₂ l⁻¹ (0-24 °C) kun särkikalojen ja esim. hauen (*Esox lucius* L.) letaali pitoisuus on alle 1 mg O₂ l⁻¹ (Doudoroff ja Shumway 1970). Vähimmäispitoisuudet ja letaaliarvot riippuvat kuitenkin lämpötilasta siten, että mitä lämpimämpää vesi on, sitä enemmän kalat vaativat happea (Doudoroff ja Shumway 1970). Veden alhaisen happipitoisuuden on todettu mm. hidastavan kalojen kasvua (Whitworth 1968).

Lämpötilakerrostuneissa vesissä rehevöitymisestä johtuva alusveden alentunut happipitoisuus voi pakottaa viileää vettä suosivat kalalajit lähemmäs pintaa (Welch 1980, Coutant 1985, 1987, Lee ym. 1991). Pakotettuna lämpimämpään veteen, kuin mikä olisi lähempänä kalojen optimilämpötilaa, kalat altistuvat lämpöstressille (Welch 1980, Coutant 1985). Alusveden hapettomuus "puristaa" kylmän veden lajit hapettoman pohjakerroksen ja liian lämpimän pintakerroksen väliin (Coutant 1987, McCormick 1990). Pohjan ja alusveden selkärangattomien tuotannon väheneminen voi myös pakottaa kalat etsimään ravintoa matalammasta vedestä (Hayward ja Margraf 1987). Elinympäristön kaventuminen ja kalayksilöiden hakeutuminen samoille elinalueille lisää ravinto- ja habitaattikilpailua (Meisner 1990), tautiherkkyyttä ja kalastuskuolevuutta sekä voi heikentää kalojen fekunditeettia ja fysiologista kuntoa (Coutant 1985).

Matalissa, rehevissä järvissä voi esiintyä talvisia kalakuolemia kun talven aikana hajoava orgaaninen aines kuluttaa järven happivarastot loppuun eikä järveen pääse uutta happitäydennystä jääpeitteestä johtuen. Hapettomuutta saattaa esiintyä vasta myöhään keväällä, kun auringon valon avulla jään alla alkaneen tuotannon aiheuttama hajotustoiminta lisääntyy (Schindler 1987). Talviset kalakuolemat rehevöityneissä järvissä eivät juuri koskaan ole täydellisiä ja kalaston uudistuminen on yleensä nopeaa (Barthelmes 1983). Useimmiten talviset kalakuolemat kohdistuvat kuitenkin lajeihin, jotka ovat herkimpiä hapen vajaukselle, kuten esimerkiksi lohikaloihin. Tällöin veden alhaista happipitoisuutta kestävien lajien suhteellinen osuus vesistössä yleensä kasvaa entisestään (Lee ym. 1991).

5.2.3. Haitallisten aineiden ja levämyrkyjen vaikutukset

Massa- ja paperiteollisuuden jätevesikuormituksen sisältämällä myrkyllisillä aineilla on havaittu olevan suoria vaikutuksia kalayksilöihin ja -populaatioihin päästöjen vaikutusalueella. Ahvenella on todettu biokemiallisia ja fysiologisia muutoksia mm. gonadeissa, maksassa sekä esim. hiilihydraattimetaboliassa (Andersson ym. 1988b), pahoja evänavurioita (Lindesjö ja Thulin 1987), gonadien kehityshäiriöitä ja kasvuhäiriöitä (Sandström ym. 1988), poikasten alentunutta eloonjäämistä (Karås ym. 1991) sekä lisääntynyttä aikuisten kuolevuutta (Sandström ja Thoresson 1988). Jätevesikuormituksen haitalliset aineet voivat alentaa kutevien kalojen sulusolujen hedelmöitymiskykyä ja kuormituksen aiheuttamien akuuttien myrkyvaikutusten on useimmiten havaittu olevan syynä munien, alkioiden ja poikasten heikkoon eloonjäämiseen (Karås 1989, Sandström ym. 1991).

Haitalliset yhdisteet voivat aiheuttaa kalojen karkottumista (Lee ym. 1991). Virtaavissa vesissä ojitusten aiheuttaman veden laadun heikkenemisen on joissakin tapauksissa havaittu karkottaneen kutujokeen pyrkivät kalat ja näin estäneen kalojen lisääntymisen (Ahvonen ym. 1992).

Veden alhainen happipitoisuus lisää monien aineiden, kuten esim. massa- ja paperiteollisuuden jätevesien (Hicks ja DeWitt 1971), ammoniumin (Lee ym. 1991) ja rikkivedyn (Adelman ja Smith 1972) myrkyllisyyttä kaloille. Veden happipitoisuuden

pienentyessä kalojen hengitys nopeutuu, jolloin kidusten kautta virtaavan veden määrä ja samalla haitallisille aineille altistuminen lisääntyy (Lloyd 1961).

Osa levien aineenvaihdunnan yhteydessä syntyvistä yhdisteistä on kaloille ja monille muille eläimille myrkyllisiä biotoksiineja (Sivonen 1990). Suomessa ainakin Ahvenanmaan kahdessa sisäjärvässä sinileväkukintojen on todettu aiheuttaneen särkien, lahnojen (*Abramis brama* L.), säyneiden (*Leuciscus idus* (L.)), ruutanoiden (*Carassius carassius* (L.)) ja kuoreiden (*Osmerus eperlanus* (L.)) joukkokuolemia 1970- ja 1980-luvuilla (Lindholm ja Eriksson 1985). Myös Lahden Vesijärvellä vuonna 1982 tapahtuneen tuhansien särkien kuoleman syyksi epäiltiin myrkyllistä *Oscillatoria agardhii*-sinileväkantaa, sillä havainnot leväkukinnan yhteydessä kuolevien kalojen käyttäytymisestä viittasivat myrkytykseen (Keto 1985, Granberg 1995). Lisäksi on raportoitu ruskeisiin leviin kuuluvan *Prymnesium*-levän massaesiintymän aiheuttamasta kalojen joukkokuolemasta matalassa murtovesilahdessa Lounais-Suomessa (Lindholm ja Virtanen 1992; lainattu Lepistö 1992).

Merissä, erityisesti rehevien jokisuiden murtovesissä, yleistyneet myrkyllisten levien, lähinnä sinilevien ja panssarilevien (dinoflagellaatit) massaesiintymät ovat aiheuttaneet kalojen massakuolemia (Malyarevskaya 1983, Potter ym. 1983, Burkholder ym. 1992). Tyypillistä näille leville on niiden nopea runsastuminen. Burkholderin ym. (1992) mukaan Pohjois-Amerikassa eräillä itärannikon jokisualueilla aika-ajoin tapahtuneiden laajojen kalakuolemien aiheuttaja on ollut taksonomisesti aiemmin tuntematon panssarilevä, jonka elinkierto on hyvin nopea ja esiintyminen lyhytaikaista. Saman panssarilevän on epäilty aiheuttaneen selittämättömiä kalojen hermostollisiin vaurioihin viittaavia massakuolemia muillakin matalilla, rehevillä rannikkoalueilla (Burkholder ym. 1992). Ruskeisiin leviin kuuluva *Chrysochromulina polylepis* aiheutti Kattegatissa ja Pohjanmerellä vuonna 1988 mittavia kalakuolemia rannikon kalankasvatustiluksissa (esim. Horstmann ja Jochem 1988). Merialueilla esiintyvien levien massaesiintymien syntymisessä on arveltu ilmakehäperäisellä tyypellä olevan suuri merkitys (Fisher ja Oppenheimer 1991, Owens ym. 1992).

5.2.4. Veden emäksisyyden vaikutukset

Kirjallisuusyhteenvedossa (Anon. 1969) todetaan pidempiaikaisen altistuksen pH-arvoille 10,0 olevan haitallista useimmille kalalajeille ja esim. lohikaloille jo yli 9,0:n pH-arvot ovat haitallisia. Bandt'in (1936) mukaan korkean pH:n minimiletaaliarvo pitkäaikaisessa altistuksessa on puronierillä (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)), kirjolohella (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum), ahvenella ja kiiskellä 9,2, särjellä 10,4, hauella 10,7 sekä karpilla (*Cyprinus carpio* L.) ja suutarilla (*Tinca tinca* (L.)) 10,8. Jordanin ja Lloydin (1964) tekemissä kokeissa korkean pH:n LC50-arvo kirjolohella oli 15 päivän altistuksessa 9,5 ja särjellä 10 päivän altistuksessa 10,15. Isoaurinkoahvenen (*Lepomis macrochirus*) ja juovabassin (*Morone saxatilis*) on havaittu välttävän 9,5:een kohoavia pH-arvoja (Serafy ja Harrel 1993) ja kokeellisissa tutkimuksissa ahvenen syöntiaktiivisuuden on todettu vähenevän merkittävästi pH:ssa 10 (Beklioglu ja Moss (1995).

Veden korkea pH haittaa kalojen kidusten toimintaa jolloin mm. niiden kautta tapahtuva ionisäätely häiriintyy. Lohikaloilla on havaittu sisäisen ionisäätelyn, happo-emästasapainon ja typen kuona-aineiden erityksen häiriintymistä korkeissa pH-arvoissa (pH $\geq$ 9,0) (Wright ja Wood 1985, Wilkie ja Wood 1991). pH:ssa 9,5 kirjolohen kidusten epiteelin ionien sisäänotto väheni ja/tai diffuusinen ulosvuoto lisääntyi, jolloin kalan plasman Na⁺- ja Cl⁻-pitoisuudet laskivat (Wilkie ja Wood 1991, 1994).

Veden emäksisyyden kasvu voi vaikuttaa myös epäsuorasti kaloihin muodostamalla haitallisia ainemuotoja. pH:n noustessa ammoniumin ionisoitumattoman muodon (NH_3) osuus vedessä kasvaa merkittävästi. Ionisoitumaton ammonium on kaloille myrkyllisempää kuin ionisoitunut muoto (NH_4^+) (Lee ym. 1991).

5.2.5. Kalataudit ja loiset

Rehevöityminen lisää useimmiten kalojen yksilömääriä jolloin iho- ja kidusloiset voivat runsastua ja siirtyä tiheässä kalastossa helposti yksilöstä toiseen. Kalojen yksilömäärien kasvaessa myös erilaiset stressitekijät voivat alentaa kalojen vastustuskykyä. Monet loislajit ovat lajispesifisiä isäntänsä suhteen, jolloin kalaston runsastuminen ja yksipuolistuminen voi johtaa loisten massaesiintymiin (Hyytinen ym. 1990). Loiset aiheuttavat usein kaloihin ihoärsytystä sekä pinta- ja evävaurioita. Rehevöitymisen lisätessä bakteerimääriä, myös patogeenisiä bakteereita (Salonen ym. 1992), ne synnyttävät helposti kalojen vaurioituneisiin kohtiin tulehduksia. Hyytisen ym. (1990) mukaan esimerkiksi läikkä- eli haavatauti, jota esiintyy lähinnä ahvenella, särkikaloilla ja hauella, voi yleistyä rehevöitymisen seurauksena. Joissakin järvissä saattaa esiintyä läikkätautisia kaloja huomattavan paljon monenakin peräkkäisenä vuonna ja tauti leviää kalastossa epidemiamaisesti.

Suuren orgaanisen aineksen määrän vedessä on todettu hyödyttävän alkueläimiin kuuluvia ripsieläinloisia, jotka syövät orgaanista materiaalia vedestä (Cernyseva 1979, Wootten 1989). Voimakkaan rihmalevän kasvun kalojen kasvatuslammikoissa on epäilty edesauttaneen esim. Porlan kalanviljelylaitoksessa vuonna 1990 esiintyneen *Ambiphrya*-ripsieläinloisen massaesiintymistä kaloissa (Rahkonen 1994).

Valtonen ym. (1987) vertailevassa tutkimuksessa luonnontilaisen, metsäteollisuuden kuormittaman sekä kahden rehevöityneen järven kalaloisista havaittiin särjillä kalatäitä (*Argulus foliaceus*) sekä monogeeni- ja itiöeläininfektioita eniten rehevöityneissä järvissä. Rehevöityneiden järvien kalojen lihaksissa, evissä ja kiduskaarissa esiintyi myös erityisen runsaasti *Rhipidocotyle illense* -imumadon toukkia, minkä arveltiin johtuvan kalojen alentuneesta vastustuskyvystä. Kalatäit saattavat herkistää kaloja muille taudeille ja levittää bakteeri- ja virustauteja kalayhteisössä (Urho 1995). Monien kalaloisten, kuten kalatäiden, runsaus ja niiden aiheuttamat vauriot kaloissa eivät kuitenkaan aina suoranaisesti liity vedenlaatutekijöihin, esim. rehevöitymiseen. Urhon (1995) mukaan jopa 86 %:lla erään oligotrofisen järven ahvenista havaittiin kalatäitä sekä niiden aiheuttamia evävaurioita.

Rehevöityminen voi lisätä sellaisten kalaloisten määriä, joiden väli-isäntinä toimivat erilaiset vesiselkärangattomat, sillä loiset hyötyvät vesikasvillisuuden lisääntymisestä johtuvasta litoraalifaunan (esim. kotilot ja simpukat) runsastumisesta (Nümann ym. 1972, Valtonen ym. 1987). Myrkyllisiä yhdisteitä sisältävä kuormitus voi myös vähentää joidenkin kalaloisten määrää loisten väli-isäntien vähetessä. Kun massa- ja paperiteollisuuden myrkyllinen jätevesikuormitus vähensi simpukoiden ja kotiloiden määriä Vätian järvessä, myös niitä väli-isäntinään käyttäviä imumatojen (*Diplostomum* spp. ja *Tylodelphus* spp.) toukkavaiheita esiintyi särjissä ja ahvenissa poikkeuksellisen vähän (Valtonen ym. 1987). Myös hauen lymfosarkooman esiintyminen saattaa olla Mulcahyn (1980) mukaan yhteydessä rehevöitymiseen ja erilaisten myrkyllisten aineiden pitoisuuksiin, mutta pelkkä rehevöityminen ei välttämättä aiheuta kasvaimien yleistymistä. Syyksi kasvaintaudin yleisyyteen lounaisilla merialueillamme on arveltu alueen suhteellisen korkeaa suolapitoisuutta hauelle.

5.2.6. Rehevöitymisen vaikutukset rapuun

Tiedot rehevöitymisen ja myös muiden ympäristömuutosten vaikutuksista rapuun (*Astacus astacus* L.) ovat melko vähäisiä. Rapu on kuitenkin erittäin herkkä vesien likaantumisen ja haitallisille aineille (Lindqvist 1975). Kaloihin verrattuna hidasliikkeisenä eläimenä sen kyky välttää tilapäistäkään veden laadun heikkenemistä on huono.

Vähäinen rehevöityminen voi lisätä karujen vesien ravuntuohtantoa, mutta voimakkaampana rehevöityminen voi johtaa esim. happitilanteen heikkenemisen vuoksi rapukannan taantumiseen. Rapu on vaateliäs veden happitilanteen suhteen, sillä lämpimässä vedessä happipitoisuuden tulisi olla ravulle vähintään 5 mg l⁻¹ (Lindroth 1950). Kiintoaineen lisääntyminen vedessä on haitallista ravulle sen saostuessa ravun kidusten pinnalle. Rehevöityminen voi johtaa samanlaisiin seurauksiin sen lisäessä ravun kiduksiin tarttuvien piilevien määriä sekä mahdollisesti lisäämällä kiduksissa päällysvieraina elävien ripsieläinten määriä (Ahvonen ym. 1992). Lisääntyvä sedimentaatio voi myös liettää ja tukkia rapuille tärkeitä suojakoloja (Ahvonen ym. 1992).

5.3. Kalayhteisömuutokset

Ravinnekuormituksen aiheuttamat kalayhteisömuutokset vesistössä riippuvat vesistön luonnollisesta tuotantotasosta sekä kalayhteisön kehityshistoriasta (esim. lajikoostumuksesta) ennen ravinnekuormituksen lisääntymistä. Luonnostaan oligotrofisissa lohikalavaltaisissa järvissä rehevöitymisen kalastovaikutukset ovat selvästi voimakkaampia kuin luonnostaan eutrofisissa särkikalavaltaisissa järvissä (Colby ym. 1972, Barthelmes 1983). Vesistön rehevöityessä sen alkuperäisen, niukempiravinteisiin olosuhteisiin sopeutuneen, kalalajiston runsaussuhteet ja kokonaistuotanto muuttuvat useimmiten kalatalouden kannalta epäedulliseen suuntaan, vähentäen kalastettavissa olevien arvokalojen suhteellista osuutta vesistössä. Pyynnin kohteena olevassa kalastossa tapahtuvat muutokset indikoivat kuitenkin hitaasti rehevöitymiskehitystä verrattuna esim. perustuotannossa tapahtuviin muutoksiin.

5.3.1. Kalatuotanto

Pääasiallinen kalojen biomassaa ja tuotantoa rajoittava tekijä luonnonvesissä on ravinnon saatavuus (Hanson ja Leggett 1985, Leach ym. 1987). Perustuotannon ja ravintoeläintuotannon kasvu mahdollistaa myös kalatuotannon kasvun ja rehevämät järviekosysteemit voivat ylläpitää suurempaa kalabiomassaa kuin oligotrofiset vedet (Oglesby 1977, Hanson ja Leggett 1982, Oglesby ym. 1987, Yurk ja Ney 1989) (kuva 3a). Rehevöitymisestä johtuvan perustuotannon kasvun on useissa tutkimuksissa havaittu lisäävän vesistön kalatuotantoa (Svärdson ja Molin 1981, Lee ym. 1991). Voimakas rehevöityminen kuitenkin pienentää koko ekosysteemin tuottavuutta, jolloin myös kalatuotanto pienenee (kuva 3a). Veden samentumisesta johtuva tuottavan kerroksen kaventuminen voi pienentää koko vesiekosysteemin tuotantoa. Alusveden happivajaus vähentää merkittävästi pohjatuotannon määrää vesistössä (Kerr ja Ryder 1992), kuten on kuvattu tapahtuneen laajoilla alueilla mm. Itämeressä (Elmgren 1989) ja Pohjois-Amerikan suurissa järvissä (esim. Regier ym. 1988).

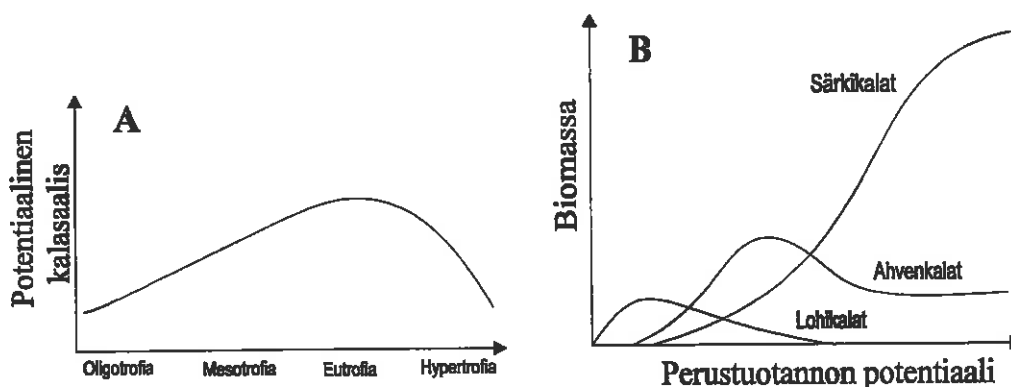
Vesiekosysteemien kalatuotantoa on arvioitu perustuotannon suuruuteen liittyvien menetelmien avulla mm. järven morfologian ja liuenneiden aineiden perusteella (Ryder 1965), päällysveden kokonaisfosforin pitoisuudella (Hanson ja Leggett 1982, Yurk ja Ney 1989, Lee ym. 1991), klorofylli *a*-pitoisuudella (Oglesby 1977, Oglesby ym. 1987)

sekä secchi-syvyyden perusteella (Oglesby 1977, Yurk ja Ney 1989). Järvien ja tekoal-
taiden kalakannan koon ja tuotannon sekä niissä tapahtuvien muutosten on vertailevissa
tutkimuksissa havaittu selittyvän parhaiten päällysveden kokonaisfosforin pitoisuudella
(Hanson ja Legget 1982, Yurk ja Ney 1989, Lee ym. 1991). Planktonia ja pohjaeläimiä
syövien kalojen tuotannon ennustettavuus veden fosforipitoisuuden avulla on parempi
kuin kalaa syövien petokalojen, joiden kantoihin vaikuttaa ensisijaisesti saaliskalojen
saatavuus ja usein myös voimakkaasti istutus- ja kalastustoiminta (Yurk ja Ney 1989).

Rehevöitymisen kalatuotantoa lisäävien vaikutusten osoittaminen Itämeressä on ollut
vaikeaa (Neuman ym. 1989). Vertailu kumpuamis- ja rannikkoalueiden sekä avointen
merialueiden välillä näyttää kuitenkin positiivista riippuvuutta perustuotannon ja
kalatuotannon välillä myös merissä (esim. Cushing 1975, Gulland 1976). Otterlindin
(1984) ja Nehringin ym. (1989) mukaan mukaan Itämeren perustuotannon kasvu on
heijastunut myös kalatuotannon kasvuun (ks. luku 6.3.).

5.3.2. Lajikoostumus

Kukin kalalaji on sopeutunut tietyn tuottavuustason ympäristöön, sen bioottisiin ja
abioottisiin olosuhteisiin. Rehevöitymisen edetessä kohti lajille sopivaa tuottavuustasoa
populaatio hyötyy tuotannon kasvusta (mitattuna lajin yksilöiden kasvuna ja populaa-
tion biomassan kehityksenä), mutta optimitasosta lisääntyvä rehevöityminen aiheuttaa
populaation taantumisen (Hayward ja Margraf 1987). Kohtuullinen ravinnelisyys
oligotrofiseen järveen lisää kaloille sopivan ravinnon tuotantoa ja hyödyttää useimpia
kalalajeja. Jatkuvalle ravinnelisyksellä on kuitenkin negatiivisia vaikutuksia lohika-
loihin kun taas ahvenkalat ja erityisesti särkikalat hyötävät rehvöitymisestä (esim.
Colby ym. 1972, Nümann 1972, Hartmann ja Nümann 1977, Leach ym. 1977, Svärdsön
ja Molin 1981, Leopold ym. 1986, Persson ym. 1991). Dominoivien lajiryhmien
sukcession lohikaloista ahvenkaloihin ja edelleen särkikaloihin voidaan yleistää
tapahtuvan laajalla rehevyysgradientilla oligotrofiasta eutrofiaan tai hypertrofiaan
(kuva 3b). Kuitenkin kaikkien lajiryhmien sisällä eri lajit reagoivat eri tavoin lisäänty-
neeseen tuottavuuteen (Johansson ja Persson 1986, Persson ym. 1991).



Kuva 3. A) Potentiaalisen kalasaaliin ja ravinnepitoisuuksien suhde pohjoisissa ja lauhkean vyöhykkeen järvissä. Suurimmat saaliit saadaan luonnostaan eutrofisista järvistä (Colby ym. 1972, Ryder 1981, Barthelmes 1983, uudelleen piirretty). **B) Kalayhteisömuutokset tuottavuusgradientilla eurooppalaisissa järvissä** (Hartmann ja Nümann 1977, Persson ym. 1991, Persson 1994, uudelleen piirretty).

Lohikalojen herkkyyseroista rehevöitymisen seurausvaikutuksille on suhteellisen vähän tietoa. Järvissä elävien kylmän veden kalalajien, kuten taimenen, järvilohen, muikun, nieriän ja siian, runsaus ja esiintyminen ovat paljolti riippuvaisia harppauskerroksen alapuolisen veden olosuhteista. Ensimmäisenä alusveden olosuhteiden heikkenemisestä kärsivät järvikutuiset lajit, kuten nieriä, siika ja muikku. Siian harvasiivilähampaaiset pohjamuodot esiintyvät kesällä kylmemmässä vedessä ja ovat todennäköisesti herkempiä alusveden heikkeneville olosuhteille kuin pelagiaaliset tiheäsiivilähampaaiset muodot (Resetnikov 1988). Perssonin ym. (1991) ruotsalaisista järvistä keräämän aineiston mukaan esim. pelagiaalinen siika saavuttaa maksimibiomassan samalla tuottavuusalueella kuin ahven. Lohikalojen lahkoon kuuluva kuore hyötyy rehevöitymisestä sen runsastuessa usein yhtäaikaan särkikalojen kanssa (Keto ja Sammalkorpi 1988, Hirvonen ja Salonen 1995). Laajat hapettoman alusveden alueet kaventavat useimpien lohikalojen lisäksi myös muiden kylmän veden lajien, kuten mateen (*Lota lota* (L.)) ja härkäsimpun (*Myoxocephalus quadricornis* (L.)) aikuisten yksilöiden elinaluetta (Lehtonen ym. 1992).

Ahvenkaloista kiiski hyötyy rehevyyden lisääntymisestä tuottavuustasolle, jolla ahvenkanta taantuu (Leach ym. 1977, Bergman 1991). Kiiski käyttää ravinnokseen lähes yksinomaan pohjaeläinravintoa ja pystyy huonoissa valaistusolosuhteissa saalistamaan ahventa tehokkaammin (Bergman 1988). Pohjakalana kiiski kestää kuitenkin huonosti syvän veden hapettomuutta (Koli 1990). Ahvenen taantumiseen korkeatuotteisissa järvissä voi vaikuttaa sekä särjen että kiisken aiheuttama lisääntyvä kilpailu (Bergman 1991). Kiiski taas hyötyy ahvenkannan taantumisesta ja veden samentumisesta johtuvasta saalistuspaineen vähenemisestä (Bergman 1991). Myös kuha (*Stizostedion lucioperca* (L.)) hyötyy rehevöitymisestä tuottavuustasolla, jolla ahven taantuu (Persson 1994). Kiisken tavoin myös kuha on sopeutunut saalistamaan huonoissa valaistusolosuhteissa (Ali ym. 1977, Disler ja Smirnov 1977).

Veden samentuminen ja vesikasvillisuuden väheneminen suosii särkikalojen ravinnonhankintaan ja kilpailukykyyn liittyviä ominaisuuksia (ks. luku 5.4.1.). Tällöin ahven häviää kilpailussa särjelle, jonka populaatiotiheys kasvaa usein merkittävästi (Persson 1983c, Johansson ja Persson 1986). Myös muut särkikalat, kuten lahna, pasuri (*Blicca bjoerkna* L.), salakka (*Alburnus alburnus* (L.)) sekä sulkava (*Abramis ballerus* (L.)) hyötävät tyypillisesti rehevöitymisestä (esim. Lammens ym. 1987, Hakaste 1989, Horppila ja Kairesalo 1992). Haulle veden sameudella ja vesikasvillisuuden vähenemisellä voi olla haitallisia vaikutuksia (Lammens 1989, Grimm 1989) (ks. luku 5.4.3.). Veden korkean väriluvun, lähinnä humuspitoisuuden, on kuitenkin todettu myös parantavan nuorten 1-2 -vuotiaiden haukien kasvua humusaineiden nopeuttaessa veden pintakerroksen lämpenemistä kasvukauden aikana (Raitaniemi 1995).

Rehevöitymisen aiheuttama talvinen happikato voi aiheuttaa äkillistä valikoivaa kuolevuutta kalalajistossa ja muuttaa näin nopeastikin järven lajisuhteita. Alhaista veden happipitoisuutta kestävät lajit (tai laji) voivat välttyä massakuolemilta. Karpin on havaittu joissakin keski-Eurooppalaisissa järvissä jääneen ainoaksi lajiksi happikadon aiheuttaman kuolevuuden jälkeen (Barthelmes 1983). Rehevöitymisen aiheuttamat habitaattimuutokset saattavat lisätä myös vieraiden, ei-toivottujen lajien mahdollisuuksia sopeutua ja lisääntyä vesistössä. Pohjois-Amerikan suurissa järvissä monet istutetut tai tahattomasti siirretyt kalalajit (esim. merinahkiainen, *Petromyzon marinus*, harmaasilli, *Alosa pseudoharengus* ja kuore) ovat hyötäneet rehevöitymisestä ja runsastuneet alkuperäisten, mm. rehevöitymisestä kärsineiden lajien kustannuksella (Ragotzkie 1988, Regier ym. 1988).

5.4. Kalayhteisömuutosten mekanismit

Oligotrofisissa vesissä rehevöitymisen aiheuttamat kalayhteisömuutokset liittyvät herkkien lajien, kuten lohikalajien, lisääntymismenestyksen heikkenemiseen sekä aikuisille kaloille sopivien habitaattien kaventumiseen. Kalayhteisömuutokset keskituottoisista vesistä runsastuottoisiin vesiin liittyvät veden samentumiseen, vesikasvillisuuden muutoksiin sekä lajien välisiin eroihin esim. saalistustehokkuudessa muuttuvissa olosuhteissa (Persson 1994). Kalastorakenteen muutoksissa kohti särkikalajien dominoimia ylitieheitä kalakantoja voidaan erottaa kaksi hypoteettista päämekanismia: 1) planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalajien lajinsisäisen ja lajien välisen kilpailun voimistuminen sekä 2) kalaa syövien petokalakantojen taantumisen johtuva saalistuspaineen väheneminen saalistuskalakantoja kohtaan. Voimakas kilpailu johtaa kokorakenteeltaan sellaisiin saalistuspopulaatioihin, joissa ravintokilpailusta johtuen yksilöt ovat pieniä. Voimakas saalistuspopulaatioiden pienempiin yksilöihin kohdistuva saalistus taas johtaa suurempaan kokojakaumaan populaatiossa (Persson 1983a, 1983c), mikä vähentää mm. lajinsisäistä ravintokilpailua kokoluokkien ravinnonvalinnan eriytyessä.

5.4.1. Lajenvälinen ja lajinsisäinen kilpailu kalaston rakenteen säätelijöinä

Rehevöityvissä vesissä lajenvälinen kilpailu planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalalajien, esim. särkikalajien ja ahvenen, välillä johtaa särkikalajien dominanssiin, mikä perustuu niiden parempaan kilpailukykyyn muuttuvissa olosuhteissa. Särjen runsastuminen tuottavuuden suurentuessa liittyy särjen kykyyn käyttää ravintonaan lisääntyntä sinilevien biomassaa ja detritusta (Persson 1983b, 1983c). Myös eläinravinnon suhteellisen runsauden muutokset suosivat särkikalajia kilpailussa ahvenen kanssa, sillä särki pystyy käyttämään ahventa tehokkaammin eläinplanktonravintoa (Persson 1986, 1987, Johansson ja Persson 1986). Tällöin sekä ahvenen poikasten että aikuisten ahventen on siirryttävä pohjaeläinravintoon, mikä lisää lajinsisäistä kilpailua (Persson 1986, Persson ja Greenberg 1990). Myös lahna käyttää tehokkaasti eläinplanktonravintoa, sillä se pystyy siivilöimään ravintoa partikkelimaisen ravinnonoton lisäksi (Lammens ym. 1987). Ahven taas ottaa ravintoa vain partikkeleina. Visuaalisena saalistajana ahvenelle on haittaa veden samentumisesta kun esim. särki ja lahna pystyvät syömään tehokkaasti huonoissakin valaistusolosuhteissa (Diehl 1988).

Särjen ja ahvenen voimistuva kilpailu vaikuttaa ahvenen kasvuun ja ravinnonkäyttöön siten, että ahvenpopulaatiot kääpiöityvät kohti pienempiä kokoluokkia eivätkä yksilöt saavuta riittävää kokoa kalaa syöväksi petokalaksi (Persson 1983a, 1986, Persson ja Greenberg 1990). Särjen ekolokero ei muutu elinkaaren aikana suhteellisesti yhtä paljon kuin vaihteittain petokalaksi muuttuvan ahvenen. Tällöin särki pystyy käyttämään tehokkaammin pienikokoista ravintoa, mikä taas rajoittaa ahvenen rekrytointia suuriin kokoluokkiin (juvenile competitive bottleneck, esim. Werner ja Gilliam 1984, Werner 1986). Johanssonin ja Perssonin (1986) mukaan särjen aiheuttamaa pieniin ahveniin kohdistuvaa voimakasta kilpailua runsastuottoisissa järvissä tukevat havainnot, joiden mukaan nuoret ahvenet käyttävät lyhyemmän aikaa eläinplanktonravintoa runsastuottoisissa kuin keskituottoisissa järvissä.

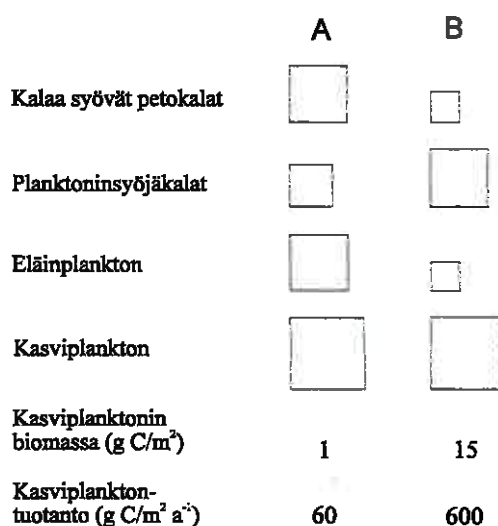
Myös lajinsisäinen kilpailu ravinnosta on voimakasta rehevissä järvissä. Ahven- ja särkipopulaatiot tällaisissa järvissä ovat usein kääpiöityneitä ravinnon ollessa kasvua rajoittava tekijä. Ikäluokkien ravintoekolokerot ovat päällekkäisiä ja habitaattien homogeenisuudesta johtuen ikäluokat eivät voi välttää kilpailua käyttämällä eri elinympäristöjä (Persson 1983a). Ikäluokkien vuotuinen kuolevuus on korkea, mikä

johtaa populaatioihin, jotka koostuvat vain muutamista kohtuullisen nuorista ikäluokista (Persson 1983a, Cryer ym. 1986, Wyatt 1988). Vuosiluokkien välisen kilpailun on todettu aiheuttavan myös syklistyyttä rehevien järvien särkipopulaatioiden vuosiluokkarunsaudessa (Cryer ym. 1986, Wyatt 1988). Townsendin ja Perrowin (1989) mukaan kaksivuotissyklin mekanismina on runsaan 0+ -ikäluokan ja seuraavana vuonna kutevien ikäluokkien kilpailu samasta ravinnosta, jolloin kutevien kalojen fekunditeetti huononee ja poikastuotanto jää heikoksi seuraavana vuonna. Tällöin heikko 0+ -ikäluokka ei aiheuta ravintokilpailua kutuun valmistautuvien ikäluokkien kanssa, joiden saavuttaman korkean fekunditeetin seurauksena syntyy jälleen uusi runsas vuosiluokka (Townsend ja Perrow 1989).

5.4.2. Saalistus kalaston rakenteen säätelijänä

Runsastuottoisissa järvissä kalaa syövien petokalojen osuus kalaston kokonaisbiomassasta pienenee (Persson ym. 1988, 1991, Grimm 1989) (kuva 4), johtuen pääasiassa särkikaloiden biomassan kasvusta sekä kalaa syövien petokalojen taantumisen. Samalla myös eläinplanktonin ja kasviplanktonin biomassan suhde muuttuu pienemmäksi (kuva 4). Rehevöityneissä järvissä petokalojen osuus kalaston kokonaisbiomassasta on yleisesti alle 10 % (Persson ym. 1988) ja jopa alle 5 %:n osuuksia on raportoitu (Hirvonen ja Salonen 1995) kun Benndorfin (1990) mukaan optimaalinen osuus olisi 30-40 %. Keskeinen kysymys rehevöitymisen kalastomuutoksissa on, miksi petokalakannat eivät reagoi korkeatuottoisissa vesissä saalistuskantojen runsastumiseen.

Petokalojen suhteellisen osuuden pienenemiseen kalaston kokonaisbiomassasta runsastuottoisissa järvissä on lajiryhmästä riippuen erilaisia selityksiä. Kalaa syövien lohikaloiden sekä mateen mahdollinen taantuminen liittyy habitaattien supistumiseen sekä lajien rekrytoinnin häiriöihin. Järvissä, joissa ahven on kalaa syövä petokalana, lajienvälinen ja lajinsisäinen kilpailu vähentää petokalavaiheen saavuttavien ahventen osuutta populaatiossa (Persson 1983a, Johansson ja Persson 1986, Persson ja



Kuva 4. Eri tuotantotasojen suhteelliset biomassat (kuvattuna eri kokoisin neliöin) mallijärvissä, joissa perustuotanto on A) 60 g C/m² a⁻¹ ja B) 600 g C/m² a⁻¹ (Riemann ym. 1986, Persson ym. 1988, uudelleen piirretty).

Greenberg 1990). Vesikasvillisuuden vähenemisellä on havaittu olevan haitallisia vaikutuksia hauen saalistustehokkuuteen sekä ahvenen kilpailukykyyn suhteessa särkikaloihin (ks. luku 5.4.3.). Rehevöitymisestä hyötyvien lajien runsastuminen saattaa lisätä petokalojen poikasiin kohdistuvaa kilpailua, mikä heikentää niiden eloonjääntiä (Persson 1994). Usein myös voimakas petokaloihin suuntautunut kalastus pienentää petokalojen osuutta kalastossa.

Runsastuvaan ja voimakkaasti kilpailun säätelemään saaliskalastoon kohdistuvan saalistuksen väheneminen edesauttaa ylitieheiden, pienistä yksilöistä koostuvien kalapopulaatioiden syntyä. Keskituottoisissa järvissä kalaa syövien petokalojen saalistus on tärkeämpi planktonia ja pohjaeläimiä syövän kalayhteisön rakennetta säätelevä tekijä kun taas runsastuottoisissa järvissä kilpailu on merkittävämpi säätelytekijä (Persson ym. 1988) (kuva 5). Saalistus vähentää sekä lajinsisäistä että lajien välistä kilpailua (Mittelbach 1983) kohdistumalla saaliskalapopulaatioiden pieniin yksilöihin. Tämä mahdollistaa joidenkin yksilöiden kasvun yli kynnykseen, jolloin ne eivät ole enää alttiina kalaa syövien petokalojen saalistukselle (Werner ja Gilliam 1984). Saalistuksen ja kilpailun merkitystä kalaston rakenteen säätelytekijänä tukevat Perssonin (1983a) havainnot erilaisten järvien planktoninsyöjälajien kokorakenteesta: kun kalaa syövien petokalojen suhteellinen osuus kalaston kokonaisbiomassasta on suuri, särjen keskikoko on suurempi kuin sellaisissa järvissä, joissa petokalojen osuus on pieni (Persson 1983a).

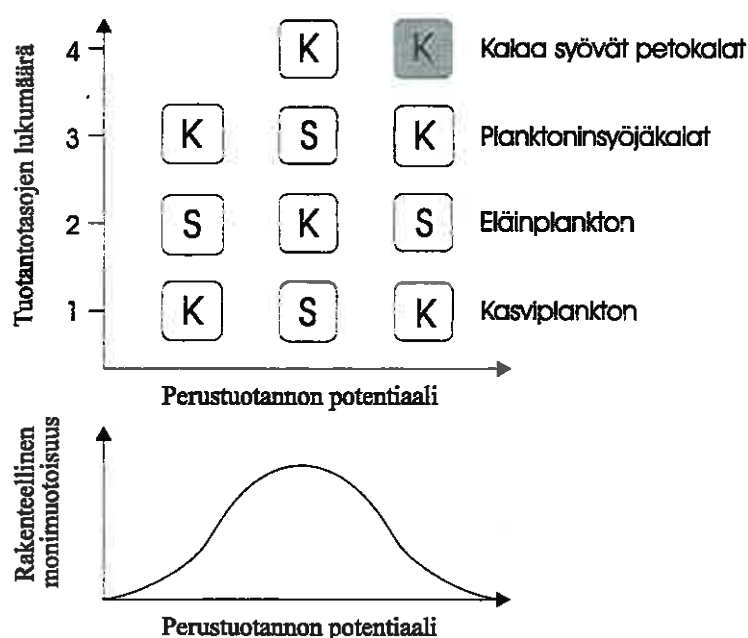
5.4.3. Muutokset habitaattien rakenteessa

Habitaattien rakenteellinen monimuotoisuus, happipitoisen alusveden määrä sekä uposvesikasvillisuuden biomassa ja lajisto, vähenee runsastuottoisissa järvissä. Uposvesikasvillisuuden rakenteellinen monimuotoisuus on maksimissaan keskituottoisessa vesiekosysteemissä (Phillips ym. 1978, Lodge ym. 1988) (kuva 5). Vesikasvillisuudella tai sen puuttumisella on osoitettu olevan merkittävä vaikutus särjen ja ahvenen ravintokilpailussa sekä lajien peto-saalissuhteissa (Winfield 1986, Diehl 1988). Rakenteellisen monimuotoisuuden kasvaessa särjen ylivoimaisuus eläinplanktonin käytön suhteen vähenee ja ahven on jopa tehokkaampi eläinplanktonin käyttäjä runsaassa vesikasvillisuudessa (Winfield 1986, Persson 1991). Ahvenen poikaset pystyvät hyödyntämään vesikasvillisuuden tarjoaman suojapaikan ravintovaroja särjen poikasia paremmin. Saalistuksen välttäminen suojapaikassa olemalla haittaa avoimen veden ravinnonkäyttöön paremmin sopeutuneen särjen poikasten ravinnonsaantia ja hidastaa kasvua (Persson ja Eklöv 1995).

Uposvesikasvillisuuden vähenemisellä voi olla ahvenen lisäksi haitallisia vaikutuksia myös muihin petokaloihin (Grimm ja Backx 1990). Hauen saaliskalapopulaatioihin kohdistuvan saalistuspaineen on todettu olevan rehevissä järvissä heikompi verrattuna vähemmän sameisiin, runsaasti vesikasvillisuutta kasvaviin järviin (Lammens 1989, Grimm 1989). Vähäisen vesikasvillisuuden ja veden sameuden on arveltu haittaavan hauen väijytykseen perustuvaa saalistustekniikkaa ja näin heikentävän hauen saalistustehokkuutta.

Perssonin ym. (1992) mukaan järvissä, joissa kalaa syövien petokalojen osuus on suurin myös habitaattien rakenteellinen monimuotoisuus on suurin (kuva 5). Tällaisissa järvissä petokalojen planktoninsyöjälajoihin kohdistuva saalistus lisää eläinplanktonin määrää. Schriverin ym. (1995) mukaan matalissa järvissä tiheästä vesikasvillisuudesta on hyötyä eläinplanktonille mm. vesikirppujen saadessa suojaa planktoninsyöjälajien saalistukselta. Rakenteellisen monimuotoisuuden sekä kalaa syövien petokalojen biomassan suhde liittyy hypoteesiin, jonka mukaan korkeatuottoisessa vesiekosys-

teemissä voi vallita kaksi tasapainotilaa (Balls ym. 1989, Scheffer 1989, 1990, van Donk ym. 1990, Hosper ja Jagtman 1990, Scheffer ym. 1993). Levien dominoimaa systeemiä luonnehtii suuri kasviplanktonin biomassa, vähäinen pienikokoisten lajien eläinplanktonbiomassa sekä suuri planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen biomassa. Toista vaihtoehtoa luonnehtii suuri makrofytytien biomassa, runsas suurempikokoisten eläinplanktereiden biomassa sekä suuri kalaa syövien petokalojen biomassa. Jälkimmäinen vaihtoehto eli makrofytytien dominoima tasapainotila on kuitenkin rajoittunut mataliin järviin, joissa vesikasvit voivat muodostaa riittävän laajoja kasvustoja järven pinta-alan nähden (van Donk ym. 1990, Hosper ja Jagtman 1990, Scheffer ym. 1993). Uposvesikasvit kilpailevat ravinteista kasviplanktonin kanssa. Syvissä korkeatuottoisissa järvissä ainoastaan suuren kasviplanktonbiomassan luonnehtima tasapainotila on todennäköinen (Scheffer 1990).



Kuva 5. Tuotantotasojen lukumäärän muutos ja hypoteettinen tuotantotasoon pääsääteilytekijä (K=kilpailu, S=saalistus) sekä habitaatin rakenteellisen monimuotoisuuden muutos tuotantopotentiaalin kasvaessa. Varjos-tettu ruutu kuvaa kalaa syövien petokalojen rekrytoinnin vähenemistä korkea-tuottoisissa järvissä. Tällaisissa järvissä petokalojen nuoruvaiheita rajoittaa särkikaloiden ravintokilpailu vaikka aikuisvaiheen petokalat eivät ole resurssirajoitteisia (Phillips ym. 1978, Lodge ym. 1988, Persson ym. 1988, Persson 1994, uudelleen piirretty).

5.5. Kalaston vaikutus muuhun vesiekosysteemiin: vuorovaikutus-suhteet ja populaatioiden säätely

Vesistöjen rehevöitymisen ekosysteemivaikutusten tutkimus on keskittynyt vahvasti järviin, niissä tehtyihin vertaileviin ja kokeellisiin tutkimuksiin (Carpenter ja Kitchell 1988). Bioottisten vuorovaikutussuhteiden tutkimus on kuitenkin perinteisessä limnologiassa rajoittunut alemmille tuotantotasojen ja kalojen saalituksen epäsuorat vaikutukset perustuottajiin ja veden kemiaan on otettu huomioon vielä 1980-

luvulla ilmestyneissä limnologian kirjoissa (Persson ym. 1988). Ensimmäiset perinteisen limnologian ja kalatutkimuksen välisiä yhteyksiä esittäneet tutkimukset osoittivat kokoselektiivisten planktoninsyöjäkalojen vaikuttavan eläinplanktonyhteisön koostumukseen ja kokorakenteeseen (Hrbáček ym. 1961, Brooks ja Dodson 1965) ja tätä kautta vaikutusten ulottuvan kasviplanktonin biomassaan. Kalayhteisön merkitystä vesiekosysteemin tuotantotasojen vuorovaikutuksissa, ravintoverkon energiansiirrossa sekä ravinnekierrossa on tutkittu 1980-luvun alkupuolelta lähtien erityisesti järven tuotantopotentiaalin muutosten näkökulmasta (Shapiro ja Carlson 1982, Mills ja Schiavone 1982, Carpenter ym. 1985, 1987, McQueen ym. 1986, 1989, Vanni ym. 1990).

5.5.1. Kalaston vaikutukset alemmilla tuotantotasoilla

Eri tuotantotasojen biomassan säätelystä erityisesti vapaan veden ravintoverkoissa on olemassa kaksi hypoteesia, joiden mukaan säätely tapahtuu alhaalta, tuottajatasolta ylöspäin (bottom-up control; McQueen ym. 1986, 1989) tai ylhäältä, kuluttajatasolta alaspäin (top-down control; Carpenter ym. 1985, 1987). Teorioiden erottaminen toisistaan ei ole kuitenkaan ollut mahdollista vaan niiden mekanismeja tuotannon säätelyssä on pyritty yhdistämään (Mills ja Forney 1988, Persson ym. 1988, McQueen 1990).

Kuluttajasäätelymalli perustuu tuotantotasojen ylhäältä alaspäin suuntautuville vuorovaikutuksille (cascading trophic interactions; Carpenter ym. 1985, Carpenter ja Kitchell 1993) ja hypoteesi on perustana mm. ravintoketjukuristukselle (Shapiro ym. 1982, Shapiro ja Wright 1984). Mallin mukaan vesiekosysteemin potentiaalista tuotantoa säätelevät abioottiset tekijät, kuten ravinteisuus, mutta todellista biomassaa ja yhteisön biologista rakennetta säätelevät ylhäältä alaspäin kuluttajat (Mills ja Forney 1988). Kalayhteisön merkitystä alempien tuotantotasojen biomassan säätelijöinä tukevat havainnot kalaa syövien petokalojen vaikutuksista planktoninsyöjäkalojen runsauteen (Holcik 1977), planktoninsyöjäkalojen vaikutuksista eläinplanktonin lajikoostumukseen ja biomassaan (Hrbáček ym. 1961, Brooks ja Dodson 1965, Mills ja Forney 1983, McQueen ym. 1986) sekä eläinplanktonin vaikutuksista kasviplanktonin biomassaan (Lynch ja Shapiro 1981, Shapiro ja Wright 1984).

Kalakannan ravinnonvalinta ja saalistustehokkuus vaikuttavat koko vesiekosysteemin ravintoverkkoon ja energian kulkuun. Kaikkiruokaisten kalojen (Persson 1986), planktoninsyöjäkalojen (Brooks ja Dodson 1965, Shapiro ja Wright 1984, Carpenter ym. 1985) ja edelleen eläinplanktonin (Peters ja Downing 1984) valikoiva saalistus toimii ylhäältä alaspäin kasviplanktonin tuotantoa ja biomassaa säätelevänä tekijänä. Kalat saalistavat valikoiden eläinplanktonin suurimpia yksilöitä, jotka ovat tehokkaimpia levien kuluttajia ja näin kasviplanktoniin kohdistuva laidunnus vähenee. Kalojen saalistuksen voimistuessa suuret eläinplankterit, kuten isot *Daphnia*-vesikirppulajit, voivat hävitä, kun taas pienet lajit, kuten *Bosmina*-vesikirput, hankajalkaiset ja rataseläimet yleistyvät (Zaret 1980). Jos eläinplankton koostuu pienistä lajeista, klorofyllin määrä nousee järven ravinnetasosta riippumatta (Mazumder 1994).

Kalaston lajikoostumus ja kehitysvaihe vaikuttavat merkittävästi eläinplanktonin biomassaan ja kokojakaumaan. Siikakalat ovat tehokkaimpia eläinplanktonin saalistajia (esim. Nilsson ja Pejler 1973, Zaret 1980), mutta rehevissä vesissä tiheällä särkikalakannalla on merkittävä rooli eläinplanktonin saalistuksessa. Särkikalalla on yleisesti voimakkaampia vaikutuksia eläinplanktoniin kuin ahvenkaloilla (Andersson 1984, Persson 1987) ja merkittävin vaikutus on yleensä kalojen nuoruusvaiheilla (Carpenter ym. 1987, Mills ja Forney 1988). Perssonin ym. (1993) tutkimuksissa planktonyhteisön

kehittyminen kasvukauden aikana riippui särkipopulaation kokojakaumasta siten, että 8-9 cm:n särkien vaikutus eläinplanktoniin oli voimakkain. Vahvan 0+ -ikäluokan ei havaittu vaikuttavan eläinplanktonin määrään tai yhteisörakenteeseen, toisin kuin monissa muissa tutkimuksissa (esim. Cryer ym. 1986, Mills ym. 1987, Mills ja Forney 1988). 0+ -ikäluokan vaikutus riippuu kuitenkin sen ensimmäisenä kasvukautena saavuttamasta koosta (Persson ym. 1993).

Vaikka kuluttajasäätelymalli on saanut suurta huomiota erityisesti ravintoketjukurinostukseen liittyvissä tutkimuksissa, ravinteisuuden ja perustuotannon merkitys ylempien tuotantotasojen säätelijöinä on todettu yleisesti lukuisissa rehevöitymistä käsittelevissä tutkimuksissa. Abioottiset tekijät, kuten ravinteet, lämpötila ja valo, ovat tärkeimmät säätelytekijät vaikuttaen ravinnon saatavuuteen ylemmillä tuotantotasoilla (McQueen ym. 1986). Tuottajasäätelymallia tukevat havainnot fosfori- ja klorofyllipitoisuuden riippuvuudesta (Sakamoto 1966, Janus ja Vollenweider 1981), fosfori- tai klorofyllipitoisuuden ja kalatuotannon riippuvuudesta (Oglesby 1977, Hanson ja Leggett 1982, Oglesby ym. 1987), kasviplanktonin ja eläinplanktonin biomassojen suhteesta (Hanson ja Peters 1984), eläinplanktonin ja planktoninsyöjäkalojen biomassojen suhteesta (Mills ja Schiavone 1982) sekä planktoninsyöjäkalojen ja kalaa syövien petokalojen biomassojen suhteesta (Mills ja Schiavone 1982). Kaikissa näissä vuorovaikutuksissa ylemmän tuotantotason biomassa riippuu alemman tason biomassasta.

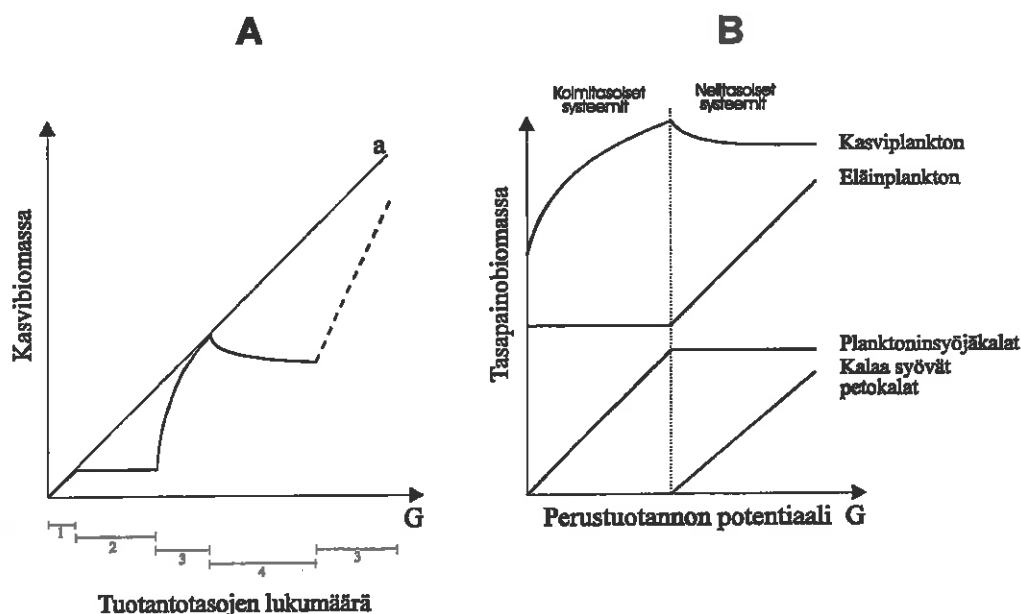
5.5.2. Tuotantotasojen vuorovaikutukset ja perustuotannon potentiaali

Oksanen ym. (1981) ovat esittäneet yleisen teorian tuotantotasojen vuorovaikutussuhteista perustuotannon potentiaalin (i. ravinteisuuden) kasvaessa. Teorian perustana on oletus, että ravintoketjun pituus riippuu perustuotannon potentiaalista (Fretwell 1977) ja ylintä tuotantotasoa rajoittaa aina ravinnon saanti (kilpailu) ja lähinnä alemmalla tasolla saalistus ja edelleen alemmalla kilpailu jne. (esim. Levins ja Lewontin 1980). Tuotantotasojen lukumäärä vaikuttaa tällöin siihen, miten kasvibiomassa reagoi perustuotannon potentiaalin kasvaessa. Teorian mukaan kaksitasoisissa (perustuottajat-laiduntajat) ja nelitasoisissa (perustuottajat-laiduntajat-primaaripedot-sekundaaripedot) systeemeissä ei kasvibiomassan ja perustuotannon potentiaalin välillä ole positiivista riippuvuutta, mutta kolmitasoisissa systeemeissä selvä riippuvuus on olemassa (kuva 6a).

Persson ym. (1988) ovat laajentaneet teoriaa kuvaamaan järviekosysteemejä siten, että korkeatuottoisissa järvissä kalaa syövien petokalojen pieni osuus kalaston kokonaisbiomassasta muuttaa nelitasoisen systeemin toiminnallisesti kolmitasoiseksi systeemiksi, jossa kasviplanktonbiomassa seuraa perustuotannon potentiaalin kasvua (kuva 6a). Perssonin ym. (1988) mukaan toiminnallisten tuotantotasojen lukumäärän ja järven tuottavuuden välisestä suhteesta on osoituksena kalalajien sukkessio vesistön tuottavuuden mukaan (esim. Svärdson 1976, Hartmann ja Nümann 1977, Leach ym. 1977). Sukkessiossa lohikaloista ahvenkaloihin ja edelleen särkikaloihin tuottavuuden lisääntyessä myös toiminnallisten tuotantotasojen lukumäärä muuttuu nelitasoisesta kolmitasoiseksi (Persson ym. 1988).

Vesistön potentiaalisen tuottavuuden kasvu johtaa aina ylimmän tuotantotason biomassan nousuun (Oksanen ym. 1981). Tällöin vesiekosysteemeissä, jossa ylimmällä tuotantotasolla ovat kalaa syövät petokalat, kohtuullinen rehevöityminen kohottaa eläinplanktonin ja petokalojen biomassaa, mutta ei muuta planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen eikä kasviplanktonin biomassaa (kuva 6b) (Persson ym. 1992). Petoka-

lojen puuttuessa rehevyyden nousu näkyy kasviplanktonin ja planktonia syövien kalojen runsastumisena, kun taas eläinplanktonin biomassa pysyy ennallaan (kuva 6b).



Kuva 6. A) Potentiaalisen tuottavuuden (G) ja kasvibiomassan hypoteettinen suhde yksi-neljä -tuotantotasoisessa yhteisössä. Viiva a kuvaa perustuotannon potentiaalin ja kasvibiomassan suhdetta ilman muiden tuotantotasojen vaikutuksia. Janat 1-4 kuvaavat tuotantotasojen lukumäärää alhaalta ylöspäin: perustuottajat, laiduntajat, primaaripedot, sekundaaripedot. Korkeatuottoisissa järvissä kalaa syövien petokalojen pieni osuus muuttaa nelitasoisen systeemin toiminnallisesti kolmitasoiseksi. Epätasapainotiloja tuotantotasolta toiselle siirryttäessä ei ole huomioitu (Oksanen ym. 1981, Persson ym. 1988, uudelleen piirretty). B) Eri tuotantotasojen hypoteettiset biomassojen muutokset vapaan veden kolmi- ja nelitasoisessa yhteisössä tuotantopotentiaalin kasvaessa (Persson ym. 1992, uudelleen piirretty).

5.5.3. Kalaston suorat vaikutukset ravinnekiertoon

Kalaston ravinnonkäyttö vaikuttaa vesistön ravinnedynamiikkaan lisäämällä ravinteiden kiertonopeutta sekä lisäämällä yleensä myös ravinteiden kokonaispitoisuuksia (Shapiro ym. 1982). Kokeelliset tutkimukset ovat osoittaneet, että ravinteiden pitoisuus vapaassa vedessä on suurempi kalojen läsnäollessa kuin samassa systeemissä ilman kaloja (Andersson ym. 1988a, Horppila ja Kairesalo 1990) ja lukuisat tutkimukset ovat osoittaneet tiheän särkipopulaation olevan merkittävä korkea levätuotantoa ja -biomassaa ylläpitävä tekijä rehevöityneissä järvissä (Brabrand ym. 1986, Horppila ja Kairesalo 1990, 1992).

Kalat siirtävät pohjasedimentin sisältämiä ravinteita tuottavaan kerrokseen ruokaillessaan pohjalla. Kalojen syödessä vähäenergistä ravintoa (esim. kasvimateriaali, detritus ja sedimentti) ne lisäävät fosforin kierrätystä (Brabrand ym. 1990) ja pohjasedimenttiä

syödessään ne ulostavat myöhemmin sen sisältämää fosforia veteen (Schindler ym. 1993). Sedimentin sisältämä orgaaninen fosfori voi muuttua levillä käyttökelpoiseksi kulkiessaan kalojen ruoansulatuksen läpi (Lamarra 1975, Brabrand ym. 1990). Kalat myös sekoittavat pohjasedimenttiä ja sen mukana sedimentin sisältämiä ravinteita veteen (Lammens 1989). Horppilan ja Kairesalon (1990, 1992) tekemissä allaskokeissa kalojen eritteet ja ulosteet aiheuttivat kuitenkin merkittävimmät muutokset veden laadussa, kun taas kalojen ruokailun aiheuttaman sedimentin sekoittumisen vaikutukset olivat vähäisempiä.

Kalaa syövien petokalojen määrän väheneminen lisää yleensä saaliskalojen liikkeitä habitaattien välillä ja lisää näin vuorovaikutuksia rantavyöhykkeen, pohjan ja vapaan veden välillä (Shapiro ja Wright 1984). Runsastuva eläinplankton lisää usein särkikalojen, erityisesti särjen, esiintymistä ulappa-alueilla (Pavlov ym. 1986, Jurvelius ym. 1987). Vapaan veden ja esim. rantavyöhykkeen vuorovaikutussuhteet riippuvat kuitenkin vesistön koosta siten, että matalissa ja pienissä järvissä kalaston ravinteiden siirto vapaaseen veteen on voimakkainta. Kasvillisuuden väheneminen rantavyöhykkeellä lisää avoimen mutapohjan osuutta, jolloin myös pohjalla ruokailevien kalojen aiheuttama ravinteiden siirtovaikutus lisääntyy (Lammens 1989).

Planktonia syövät kalat voivat lisätä ravinteiden kiertoa, mutta ne eivät kuitenkaan lisää vesistöön "uusia" ravinteita (Shapiro ja Carlson 1982). Lisääntyvä kiertonopeus ja fosforin laikuttainen vapauttaminen ulosteissa ja eritteissä voivat kuitenkin merkittävästi vaikuttaa levälajien kasvuun (Reinertsen ym. 1986). Tiheä planktonia syövä kalakanta voi myös syödä eläinplanktonin niin vähiin, että kalat siirtyvät pohja-eläinravintoon, jolloin ravinteiden siirtomekanismi voimistuu ja järven sisäinen kuormitus kasvaa (Horppila ja Kairesalo 1992).

Kalayhteisö vaikuttaa myös vapaan veden ravintoverkkojen mikrobiuotannossa sidotun hiilen kiertoon (Riemann ym. 1986, Scavia ja Fahnenstiel 1988). Riemann (1985) on osoittanut eutrofisessa järvessä tehdyissä suurissa säkkikokeissa, että planktoninsyöjäkalat vähentävät planktonäyriäisten roolia bakteerien heterotrofisen hiilentuotannon siirrossa ylemmille kuluttajatasoille. Kokeissa ilman planktoninsyöjäkaloja planktonäyriäisten biomassassa (lähinnä *Daphnia*-vesikirput) oli suurempi ja esim. flagellaattien pienempi, jolloin suurin osa bakteerien tuottamasta hiilestä kulki *Daphnia*-vesikirppujen kautta. Vähentämällä suurikokoisen eläinplanktonin määrää planktoninsyöjäkalat pidättävät bakteerituotannon hiilen siirtymistä traditionaaliseen ravintoverkkoon (Riemann 1985). Monissa meso- ja eutrofisissa järvissä *Daphnia*-vesikirppujen tehokkaan bakteereihin, detritukseen ja leviin kohdistuvan filtraamisen on todettu kirkastavan vettä vesikirppujen populaatioiden ollessa runsaimmillaan (Lampert ym. 1986).

6. HAVAINTOJA REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSISTA SUOMEN SISÄVESIEN JA ITÄMEREN KALAKANTOIHIN

6.1. Sisävedet

Rehevöitymisen aiheuttamien kalakantamuutosten yleisyydestä Suomen sisävesissä on vain vähän tietoa. Suomessa on kuitenkin satoja sinileväkukintojen vaivaamia järviä, jotka ovat kunnostuksen tarpeessa (Ilmavirta 1990, Lepistö 1992). Rehevöitymisongelman keskittyessä Etelä- ja Länsi-Suomeen voidaan myös kalakantamuutosten näillä alueilla olettaa olevan hyvin yleisiä. Todetuista rehevöitymisen aiheuttamista kalakantamuutoksista on raportoitu lähinnä massa- ja paperiteollisuuden likaamalla reittivesillä tehdyissä tutkimuksissa ja velvoitetarkkailuraporteissa sekä 1980-luvun lopulla ja 1990-luvun puolella aloitetuissa ravintoketjukurannostushankkeissa. Ongelmana lähes kaikissa havaituissa kalakantamuutoksissa on tarkan tiedon puute järven ja sen kalakannan alkuperäisestä tilasta ennen kuormituksen lisääntymistä, minkä vuoksi muutosten voimakkuutta ei pystytä tarkasti arvioimaan. Myöskin tutkimuksiin perustuva tieto taloudellisesti vähäarvoisten kalalajien kannoissa tapahtuneista muutoksista on vähäistä.

Lahden Vesijärvi (110 km²) rehevöityi 1960- ja 1970-luvuilla pahoin pääasiassa Lahden kaupungin asumajätevesien vaikutuksesta (Keto ja Sammalkorpi 1988). Pahiten rehevöityneen alueen, Enonselän (26 km²) kesän keskimääräinen fosforipitoisuus 1980-luvulla oli 45-50 mg m⁻³ ja *a*-klorofyllin maksimipitoisuus 30-40 mg m⁻³ (Keto ja Sammalkorpi 1988, 1995). Enonselän kalasto muuttui voimakkaasti rehevöitymiskehityksen aikana särjen ja kuoreen runsastuessa ja mm. siian ja muikun vähetessä. Rehevimpien alueiden kalat olivat sairaita ja niissä esiintyi makuhaittoja. Enonselän kalabiomassan arveltiin olevan n. 500 kg/ha, mutta vuotuinen kalansaalis Enonselällä oli vain n. 5 kg/ha (Keto ja Sammalkorpi 1988). Vuonna 1989 aloitetun ravintoketjukurannostushankkeen tehokalastuksissa arvokalojen osuus saaliista on ollut vain noin 1 % (Horppila ja Peltonen 1992).

Satakunnassa sijaitsevan, matalan ja kerrostumattoman Köyliönjärven (12,3 km²) on rehevöittänyt valuma-alueelta, pääasiassa maataloudesta, tuleva hajakuormitus. Järven kokonaisfosforipitoisuus 1990-luvun alussa avovesikautena oli 62-130 mg m⁻³ (Wright ym. 1993). Köyliönjärven kalaston on todettu vuonna 1992 alkaneiden tehokalastuksen kokonaissaaliiden perusteella muuttuneen voimakkaasti rehevöitymiskehityksen myötä (Hirvonen ja Salonen 1995). Särkikalojen (särki, lahna, salakka ja pasuri) osuus kolmen ensimmäisen vuoden kokonaissaaliista oli 77,5 % ja särkikalojen ja kuoreiden yhteenlaskettu osuus oli 90,5 %. Petokalojen, hauen ja kuhan osuus saaliista jäi alle 0,5 %:n. Särkien ylitieheän kannan tuotanto järvessä on voimakkaasti kilpailurajoitteinen ja kahden ensimmäisen ikävuoden jälkeen yksilöllinen kasvu on hidasta (Hirvonen ja Salonen 1995).

Myös Pohjois-Karjalassa sijaitseva Liperin Pohjalampi (0,61 km²) on maatalouden kuormituksen rehevöittäjä. Avovesikauden 1994 kokonaisfosforin keskiarvo järvessä oli 26 mg m⁻³ ja *a*-klorofyllin 11,2 mg m⁻³. Järven kalastossa on tapahtunut särkikaloiden voimakas runsastuminen; tehokalastuksen kahden ensimmäisen vuoden nuottasaaliista särkien osuus oli 60-70 % ja lahnojen 18-26 % (Karjalainen ja Leppä 1995). Muita yhdyskuntajätevesien tai maatalouden pitkälle rehevöittämiä järviä, joissa kalakanta on selvästi muuttunut ovat mm. Vihdin Enäjärvi (Salonen ym. 1993) ja Tuusulanjärvi (Kansanen 1992) sekä näiden lisäksi vähintäänkin satoja pienempiä järviä ja lampia.

Massa- ja paperiteollisuuden jätevesikuormitus on aiheuttanut voimakkaita kalastomuutoksia tehtaiden alapuolisilla vesialueilla mm. Vanajavedellä, Nokian alapuolisilla Kulo-, Rauta- ja Liekovedellä, Mäntän vesialueilla sekä Päijänteellä Jämsänkosken ja Kaipolan tehtaiden alapuolisilla vesialueilla. Yhteenvedossa massa- ja paperiteollisuuden kalastovaikutuksista Suomessa (Hakkari 1992) todetaan taimen-, muikku-, siika- ja madekantojen kärsineen yleisesti jätevesien vaikutusalueilla, kun taas särkikaloiden on havaittu runsastuneen jopa hyvinkin lähellä päästölähteitä. Kurttilan (1981) mukaan särjen osuus kaikista särkikaloista luonnonvesissä on n. 90-100 %, mutta massa- ja paperitehtaiden likaamissa vesissä särjen osuus kaikista särkikaloista on vain 20-70 % mm. sulkavan tyypillisesti runsastuessa voimakkaasti. Yleensä rehevöitymistä suosivan kiiskien esiintymiseen vaikuttavat tekijät ovat epäselviä (Hakkari 1992), sillä esim. Päijänteellä kiiskien ei ole todettu runsastuneen metsäteollisuuden likaamilla vesialueilla (Kurttila 1981).

Puunjalostusteollisuuden jätevesikuormituksen pienennyttyä vesien tilan paraneminen on vähentänyt särkikaloiden osuutta ja parantanut esim. kuha- ja madesaaliita, parantanut kalojen käyttökelpoisuutta sekä vähentänyt kalastushaittoja mm. Vanajavedellä (Hakaste 1994) ja Kulo-, Rauta- ja Liekovedellä (Valkama 1994). Vanajanselän ja sen alapuolisella reittiosuudella vuosien 1985-1988 kalastuksen kokonaissaaliista 40-70 % oli särkikalaa (Hakaste 1989). Sulkavan osuus kokonaissaaliista oli jopa 20-45 %, mutta 1990-luvulla esim. Vanajanselällä sulkavan osuus on pienentynyt ja kuhasaalis kasvanut (Hakaste 1994). Myös Kulo-, Rauta- ja Liekovedellä sulkavakanta on pienentynyt vuoden 1984 huippusaaliiden jälkeen, mutta se on edelleen alueen runsain saalislaji (Valkama 1994). Mäntän vaikutusalueen puhtaimmillakin vesialueilla edelleen vuonna 1990 särkikaloiden osuus kokonaissaaliista oli noin 50 % ja sulkava oli runsain laji 15-30 km:n päässä tehtaasta. Kuhan ja mateen osuus saaliista on kuitenkin kasvanut ja myös hauen ja säyneen esiintyminen lähellä tehtaita on palautunut (Salo 1991).

Hakkari ja Bagge (1987) ovat arvioineet muikun heikon lisääntymistuloksen Päijänteen pohjoisosissa ja Keski-Päijänteellä johtuvan kutualueiden häiriintymisestä (sedimentoituminen ja heikentynyt happitilanne) tai jätevesikuormituksen myrkyllisistä vaikutuksista. Erityisen alhaisia poikastiheyksiä havaittiin alueilla, joilla kokonaisfosforin keskipitoisuudet vedessä olivat suhteellisen suuria (> 20 mg P m⁻³) ja sedimentin pinnan hapetus-pelkistyspotentiaali oli alle 300 mV. Alhainen hapetus-pelkistysaste saattaa tuhota ainakin osan mätimunista (Tiitinen 1982).

Jurvelius ym. (1987) ovat selvittäneet rehevöitymisen ja vapaan veden kalatiheyksien ja -lajiston välisiä suhteita. Päijänteellä tehdyssä tutkimuksessa pienten kalojen (10-20 cm), lähinnä särkien ja ahventen, määrät ulappa-alueen päällysvesikerroksessa riippuivat merkittävästi veden fosforipitoisuudesta siten, että viiden eri vertailualueen välillä pienimmät kalatiheydet olivat karuimmalla Asikkalanselällä (< 10 mg P m⁻³) ja suurimmat kalatiheydet suurimmassa fosforipitoisuudessa Ristinselällä (16,7 mg P m⁻³). Havaintoja särjen ja ahvenen siirtymisestä vapaaseen veteen muikun ja siian vähennyttyä on myös muissa tutkimuksissa (esim. Hakkari 1978).

Rehevöitymiseen liittyviä taloudellisesti vähäarvoisten kalakantojen muutoksia selvittäviä tutkimuksia ovat tehneet mm. Bagge ja Hakkari (1992) tutkimuksessaan kivikkorantojen kalalajistosta Päijänteellä Kaipolan paperitehtaiden jätevesien vaikutusalueella. Rehevöityneimmillä ja likaantuneimmilla alueilla suurimman osan kivikkorantojen kalastosta muodostivat ahven ja made. Kivenuoliainen (*Noemacheilus barbatulus* (L.)) ja kivisimppu (*Cottus gobio* L.) olivat vallitsevina lajeina puhtaammilla ja hyvälaatuisilla alueilla. Mudun (*Phoxinus phoxinus* (L.)) arvioitiin olevan herkkä indikaattorilaji rehevöitymisen vaikutuksille sen esiintyessä ainoastaan hyvälaatuisilla vesialueilla. Myös kymmenpiikkiä (*Pungitius pungitius* (L.)) tavattiin vain puhtailta vesialueilta.

Kuten Hakkarin (1992) yhteenvedossa metsäteollisuuden jätevesien kalastovaiikutuksista todetaan, herkkien kalalajien karkottumiseen tai huonoon lisääntymismenestykseen vaikuttavat sekä vesistön heikentynyt happitilanne ym. rehevöitymiseen liittyvät tekijät että jätevesien myrkyvaikutukset. Näiden tekijöiden erottaminen kenttätutkimuksissa on ollut vaikeaa. Vesistön heikentynyt happitilanne on kuitenkin merkittävä tekijä hapen alhaisille pitoisuuksille herkkien lajien, kuten taimenen, siian ja muikun sekä myös mudun, kivisimpun ja kymmenpiikin, kannoissa tapahtuneissa muutoksissa (Hakkari 1992).

Useissa Etelä-Suomen pienissä ja matalissa rehevöityneissä järvissä kalakuolemat ovat jokatalsia. Veden hapettomuus tai hapen vähäisyys on yleisin syy järvissämme havaittuihin kalakuolemiin ja arviolta 70 % loppupalven ja loppukesän kalakuolemista aiheutuu happitilanteen heikkenemisestä (Ilmavirta 1990).

6.2. Rannikkovedet

Suurimmalla osalla Itämeren kalalajeista on lisääntymis- ja poikasalueet rannikkovesissä. Rehevöitymisen voimakkaat vaikutukset juuri rannikkoalueella aiheuttavat myös todennäköisimmät kalastomuutokset. Rehevöitymisen seurausvaikutusten merkittävin ero rannikon ja sisävesien välillä on rannikkovesien happitilanteen vakaus halokliinin yläpuolisessa vesikerroksessa. Rannikoilla ei tavata poikkeuksellisen likaantuneita alueita lukuunottamatta pohjan läheistä happikatoa. Rehevöityneillä rannikkoalueilla makeanveden kalalajien kannoissa havaitut muutokset ovat kuitenkin olleet samansuuntaisia kuin rehevöityneissä sisävesissä.

Anttila (1973) sekä Lehtonen ja Hildén (1980) ovat raportoineet Suomenlahden raskaasti kuormitetuilla rannikkoalueilla kalalajisuhteiden muutoksista, särkikalojen ja kiiskun runsastumisesta sekä made-, siika-, säyne- ja haukikantojen taantumisesta jätevesikuormituksen ja yleisen rehevöitymisen seurauksena. Jälkimmäisten lajien yksikkösaaliiden on myös havaittu pienentyneen vuosina 1976-1982 (Lehtonen 1985). Anttilan (1972) tekemässä kalatalousselvityksessä havaittiin myös kampelan (*Platichthys flesus* L.), simppujen (*Cottidae*), silakan ja kivinilkan (*Zoarces viviparus* L.) karkottumista kaikkein likaantuneimmilta alueilta, vaikka niiden runsaudessa ei havaittu laajempia muutoksia. Lehtonen ja Hildén (1980) arvioivat kuhan ja lahnan hyötävän rehevöitymisestä niiden muodostaessa suuren osan kaupallisesta kalasaaliista Helsingin voimakkaasti rehevöityneillä vesialueilla 1970-luvulla.

Lehtosen (1985) mukaan siian kokonaissaaliit sekä yksikkösaaliit pienenevät rehevöityneillä rannikkoalueilla Suomenlahdella 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa. Ruotsin kalastustilastojen mukaan myös Tukholman rehevöityneillä vesialueilla siikasaaliit ovat vähentyneet 1950-luvun puolivälistä lähtien, kun muualla vähemmän rehevöityneillä rannikkoalueilla ei vastaavaa kehitystä ole havaittu (Hansson 1985). Kuhasaaliit Suomen rannikolla ovat kasvaneet 1950-luvulta lähtien (Lehtonen 1985) ja

Saaristomerellä myös kuhan yksikkösaaliit kasvoivat 1970-luvulla (Lehtonen 1983). Kuhan runsastumisesta on havaintoja myös Saksan (Winkler 1991) ja Ruotsin rannikkoalueilta mm. Himmerfjärdin alueelta (Hansson 1985, Hansson ja Rudstam 1990) ja Tukholman saaristosta (Hansson 1985). Kaikissa näissä tutkimuksissa kuhan runsastumisen syynä pidetään ainakin osittain rehevöitymistä. Samaan aikaan kuhan runsastumisen kanssa on samoilla alueilla haukikantojen todettu heikentyneen (Hansson 1985, Lehtonen 1985, Winkler 1991). Helsingin alueella hauki lähes katosi 1960-luvulla (Anttila 1972). Winklerin (1991) mukaan veden samenenemisen aiheuttama uposkasvillisuuden väheneminen saattaa olla yhtenä syynä rannikkoalueen haukikantojen taantumiseen.

Itämeren rannikkoalueiden yhteistarkkailussa (Sandström ym. 1994) on selvitetty Ruotsin, Suomen, Viron, Latvian ja Liettuan eri asteisesti rehevöityneiden rannikkoalueiden kalastorakennetta. Liettuan Kursio Marios -laguunissa särjen, pasurin ja kiiskin yksikkösaalis oli suurin mitä vertailevissa koekalastuksissa Itämeren alueelta on raportoitu. Pienimmät särkikalasaaliit ja vastaavasti suhteellisesti suurin ahvenen osuus saaliista saatiin Finbon vesillä, Luoteis-Ahvenanmaalla sekä Brunnskärissä Saaristomerellä. Koekalastusten kokonaissaaliin sekä lajikoostumuksen todettiin riippuvan alueen tuotantotasosta: alhaisin näkösyvyys (mitattuna Secchi-levyllä) ja suurin särkikalajien dominoima kokonaissaalis sekä toisaalta suurin näkösyvyys ja ahvenen selvästi dominoima kokonaissaalis ilmensivät rehevöitymisen vaikutuksia kalastorakenteeseen.

Rehevöitymisen on todettu vaikuttavan kutuvaelluksella olevan silakan esiintymiseen. Turun saariston sisälahdistä saadut silakan rysäsaaliit ovat pienentyneet merkittävästi 1970-luvun alkupuolelta lähtien kun taas saaliit ulompana saaristossa ovat kasvaneet. Kääriän ym. (1988) mukaan saaliin pieneneminen sisälahdissa voi johtua silakalle sopivien kutupohjien turmeltumisesta sisälahdtien rehevöitymisen ja pohjien sedimentoitumisen seurauksena. Silakka suosii kutualustana sora- tai kivipohjilla kasvavaa kasvillisuutta (Rajasilta ym. 1986). Toisaalta lievä rehevöityminen voi lisätä silakan poikasten määrää alueilla (esim. sisälahdissa), jotka tarjoavat tavallista paremmat ravintovarät (Hansson ja Rudstam 1990).

Rannikkoalueen kalankasvatuksen vesistökuormituksella on havaittu olevan rannikkoalueella ainakin paikallisia vaikutuksia luonnollisiin kalapopulaatioihin, niiden yhteisö-rakenteisiin sekä kasvuun ja ravinnonvalintaan (Koivisto ja Blomqvist 1988). Vaikutukset ovat olleet samanlaisia kuin sisävesissä havaitut eli kalaston runsaus ja biomassa kohoavat, lajikoostumus muuttuu särkikalavaltaiseksi, tiettyjen lajien kasvu paranee (esim. ahven käytti enemmän kalaravintoa) ja yleisesti pieniä kaloja ja poikasia on runsaasti (Koivisto ja Blomqvist 1988).

Monien paikallisesti raskaasti kuormitettujen Suomen rannikkovesialueiden tila on parantunut 1980-luvun loppupuolella ja 1990-luvun alussa. Tutkimuksia veden laadun paranemisen kalastovaikutuksista on olemassa kuitenkin niukalti. Turun edustalla tehtyjen koekalastusten mukaan talouskalojen osuus saaliista kasvoi 35 %:sta vuosina 1974-85 53 %:iin vuonna 1989. Etenkin ahvenen ja kuhan osuus kasvoi samaan aikaan kuin särjen, pasurin ja kiiskin osuus pieneni (Katajamäki ym. 1990). Lohen, taimenen ja ainakin Suomenlahden rannikoilla myös siian runsauteen ja saalismääriin vaikuttavat pääasiassa istutusmäärät ja istutusten tuloksellisuus, mikä osaltaan kompensoi esim. rehevöitymisen haitallisia vaikutuksia.

6.3. Itämeri

Itämeren kokonaiskalasaalis on kasvanut kymmenkertaiseksi viimeisen viidenkymmenen vuoden kuluessa ja viimeisen kahdenkymmenenviiden vuoden aikana se on kaksinkertaistunut (Hansson ja Rudstam 1990). Silakka, turska ja kilohaili muodostavat 80-90 % kokonaiskalansaaliista. Rehevöitymisen kalatuotantoa lisäävän vaikutuksen osuudesta saaliiden kasvussa on olemassa ristiriitaisia arvioita. Ekologinen pitkän aikavälin tutkimus Itämeren kalapopulaatioista ja yhteisöistä puuttuu kalakanta-arvioiden kattaessa vasta liian lyhyen ajan (Elmgren 1989). Rehevöitymisen ja kalatuotannon kasvun yhteyden osoittaminen on vaikeaa tarkasteltaessa kalatuotantoa tavanomaisilla, kalalajien runsautta, kasvua ja saalismääriä kuvaavilla ekologisilla kriteereillä (Hansson 1985, Elmgren 1989).

Pyyntiponnistuksen kasvu ja kalaa syövien hylkeiden romahdusmainen väheneminen ovat pääsyinä kasvaneisiin kalasaaliisiin, mutta Elmgrenin (1989) mukaan jopa 20-40 % saaliiden kasvusta saattaa johtua rehevöitymisestä. Otterlindin (1984) mukaan ravinnepitoisuuksien kasvun ja runsastuneiden kalakantojen välillä voidaan havaita riippuvuus, mutta esim. suolapulssien aiheuttamilla ravinnepitoisuuksien nousuilla voi olla myös suuri merkitys. Nehring ym. (1989) ovat arvioineet kalojen kokonaisbiomassan Itämeressä kasvaneen vuosina 1973-1984 noin 5 %, kun otetaan huomioon kasvaneet kalasaaliit ja tänä ajanjaksona suurentuneen turskapopulaation kuluttaman silakan ja kilohailin määrän kasvu. Neumanin ym. (1989) johtopäätöksissä kuitenkin todetaan, että vakuuttavaa näyttöä rehevöitymisen kalatuotantoa lisäävästä vaikutuksesta Itämerellä ei kuitenkaan vielä ole.

Silakka

Itämeren kalaston biomassan kasvun ja rehevöitymisen välisen riippuvuuden (Otterlind 1984, Nehring ym. 1989) on arveltu johtuvan ainakin osittain silakan ja kilohailin kasvun nopeutumisesta (Otterlind 1986, Nehring ym. 1989). Rehevöitymisen vaikutukset silakan kasvuun ovat kuitenkin monimutkaisia, sillä nuoret ja vanhemmat yksilöt käyttävät eri ravintoa. Nuoret syövät pääasiassa eläinplanktonia ja sen määrän lisääntyminen rehevöitymisen seurauksena voi lisätä poikasten eloonjääntä ja kasvua (Hansson ja Rudstam 1990). Vanhempien kalojen kasvu voi taas hidastua, jos alusveden happipitoisuuden vähenemisen myötä katkojen ja halkoisjalkaisten määrä vähenee (Kostrichkina ja Ojaveer 1982). Toisaalta taas halokliinin yläpuolisen pohja-eläinbiomassa kasvun (esim. Cederwall ja Elmgren 1980) voidaan olettaa lisänneen silakan ravintovaroja (Parmanne ym. 1994a).

Aneer (1985) on arvioinut rehevöitymisen parantaneen silakan ravintotilannetta ja kasvua, mikä olisi johtanut syyskutuisten populaation pienenemiseen. Toisaalta silakan kasvunopeus on hidastunut 1980-luvun puolivälistä lähtien (esim. Sjöstrand 1992) kuitenkin syyskutuisten populaatioiden runsastumatta (Parmanne ym. 1994a). Mahdollisia silakan kasvuun vaikuttavia tekijöitä on arveltu olevan mm. turskakannan saalistus, kilohailikannan koko ja lajien välinen kilpailu, veden lämpötila sekä suolaisuus (esim. Parmanne 1992), mutta yksittäisten muuttujien ei ole havaittu selittävän muutoksia kasvunopeudessa. Edellä mainittujen laajalti tutkittujen muuttujien lisäksi tarjolla olevan ravinnon määrää voidaan pitää merkittävänä kasvuun vaikuttavana tekijänä (Kotilainen ja Aro 1991), jonka vaihtelu riippuu mm. rehevöitymisestä (Anon. 1990a). Lisäksi kalastuksen voimakkuuden muutokset voivat vaikuttaa silakan kasvunopeuteen (Hansson 1985).

Rannikkovesien tilan jatkuvan huonontumisen on arvioitu heijastuvan silakkakantaan heikentämällä silakan lisääntymismenestystä sekä vaikuttamalla haitallisesti silakan ravinnon saatavuuteen eläinplanktonissa tapahtuvien muutosten seurauksena (Parmanne ym. 1994b). Silakka lisääntyy koko Itämeren rannikolla ja kutee 0-20 m:n

syvyydessä rantavyöhykkeen kasvillisuuteen. Kasvillisuusvyöhykkeen kaventuminen ja esim. kovien pohjien rakkolevän korvautuminen rihmalevillä voi heikentää silakan lisääntymistulosta vähentämällä silakalle sopivien kutualustojen ja poikasalueiden määrää (Hansson 1985). Rihmalevät voivat lisätä silakan mätimunien kuolevuutta (ks. luku 5.1.2.). Yleistä silakan lisääntymisen epäonnistumista tai kantojen heikkenemistä ainakaan Pohjalahdella, Saaristomerellä tai Suomenlahdella ei ole kuitenkaan tähän mennessä havaittu (Parmanne 1993, 1994b).

Turska

Turska on yksi taloudellisesti arvokkaimmista Itämeren kalalajeista, jonka runsauteen rehevöitymisellä voi olla negatiivisia vaikutuksia. Syvien vesien happikato heikentää turskan lisääntymismenestystä, sillä sen lisääntyminen on rajoittunut syvänteisiin, joiden suolapitoisuus on vähintään 10 ‰ (Ojaveer ym. 1981). Turskan mätimunat vajoavat kunnes saavuttavat riittävän tiheän vesikerroksen (10-12 ‰) ja jollei tässä vesikerroksessa ole riittävästi happea, mätimunat kuolevat (Wieland 1988). Berner ym. (1988) ovat osoittaneet vuosilta 1969-1983 olevasta aineistosta syvänveden happipitoisuuden olevan tärkeämpi muuttuja turskan rekrytoinnissa kuin lämpötila ja veden suolapitoisuus. Turskasaaliit kasvoivat 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa merkittävästi, mikä Otterlindin (1984) mukaan selittyi suolapitoisuuksien muutosten lisäksi osittain myös rehevöitymisestä johtuvalla ravintotilanteen paranemisella ja tätä kautta lisääntyneellä poikasten eloonjäämisellä.

Kilohaili

Kilohailisaaliit kasvoivat merkittävästi 1950-luvulta 1970-luvun puoleenväliin ja saaliin kasvun on arveltu johtuvan ainakin osittain joko antropogeenisestä tai hydrografisesta rehevöitymisestä (Hansson ja Rudstam 1990). Kilohailisaaliit vähenivät kuitenkin merkittävästi 1970-luvun puolivälistä ja syinä pidettiin lähinnä ylikalastusta sekä suurentuneen turskakannan aiheuttamaa kasvanutta saalistusta (Elmgren 1984). Vuodesta 1983 kilohailisaaliit ovat jälleen kasvaneet (Parmanne ym. 1994a). Kilohailikantoihin rehevöitymisellä voi olla positiivisia vaikutuksia sillä kilohailin mätimunat kehittyvät ulapoilla ja sen poikaset sekä aikuiset kalat syövät eläinplanktonia (Hansson ja Rudstam 1990). Myös turskan väheneminen pienentää kilohailiin kohdistuvaa saalistusta kilohailin ollessa turskan tärkein saalislaji.

Rehevöitymisen vaikutukset kilohaili- ja silakkakantoihin voivat olla sekä positiivisia että negatiivisia, mutta kantoihin vaikuttavista muista tekijöistä johtuen rehevöitymisen vaikutuksia on vaikea arvioida (Parmanne ym. 1994a).

Lohi

Ruotsissa ja Suomessa M74-oireyhtymä on lisännyt merkittävästi lohen poikaskuolleisuutta 1990-luvun alkupuolella. M74-oireyhtymä ilmenee siten, että Itämeren ulappa-alueilta syönnösvaellukseltaan jokeen palaavien lohien kudusta syntyvistä poikasista suurin osa kuolee ruskuaispussivaiheen lopussa tai pian sen jälkeen. Oireyhtymän syntymekanismia ei tarkkaan tunneta. Itämeren kasviplanktonissa tai sen lajisuhteissa tapahtuneiden mahdollisten muutosten on arveltu voineen vaikuttaa haitallisesti lohen pääravintokohteisiin, kilohailiin ja silakkaan, ja tätä kautta lohen mädinkehitykseen sekä poikasten elinkykyyn (Lohityöryhmä 1995). Lohen ravinto, erityisesti kilohaili, sisältää paljon tiaminaasia, minkä seurauksena lohen liha ja mät sisältävät tiamiinia liian vähän. Kilohaili on runsastunut Itämeressä ja sen osuus lohen ravinnossa on kasvanut (Lohityöryhmä 1995).

7. REHEVÖITYMISEN VAIKUTUKSET KALASTUKSEEN

Rehevöityminen vaikuttaa kalastustoimintaan muuttamalla halutun saaliin koostumusta useimmiten epäedulliseen suuntaan, vaikeuttamalla seisovilla pyydyksillä tapahtuvaa kalastusta sekä vähentämällä kalojen käyttökelpoisuutta aiheuttamalla niihin erilaisia haju- ja makuvirheitä. Haittatekijät kohdistuvat yhtäläillä sekä kaupalliseen että vapaa-ajankalastukseen. Kuitenkin esim. makuvirheet voivat estää kalan markkinoinnin, mutta eivät välttämättä kotitarvekäyttöä. Välttääkseen rehevöityneiden alueiden kalastushaitat kalastajat joutuvat siirtymään uusille alueille, mikä heikentää kalastuksen kannattavuutta.

7.1. Muutokset saaliissa

Rehevöityminen vähentää lähes aina vesistön kalataloudellista arvoa heikentämällä taloudellisesti arvokkaiden kalalajien kantoja ja tuotantoa. Kuitenkin jo pelkästään vähäarvoisten lajien runsastuminen pienentää arvokalasaaliin osuutta kokonaissaaliista vaikka arvokalojen tuotannossa ei tapahtuisikaan muutoksia, sillä suhteellisesti vähälukuisempia arvokaloja on kalastamalla melko vaikeaa valikoida. Ei-toivottujen kalalajien runsaus saaliissa on yksi yleisimmistä kalastusta haittaavista tekijöistä rehevöityneillä vesialueilla (ks. luku 6.1. ja 6.2.).

Alusveden alhainen happipitoisuus ja ravintoeläintuotannon pieneneminen saattavat lisätä kalojen liikkuvuutta kun ne yrittävät välttää epäsuotuisia alueita (Coutant 1985). Tällöin tietyiltä alueilta voidaan saada suuria saaliita. Kalojen liikkuvuus ja kalastuksen alueellinen uudelleenjakautuminen saattavat peittää rehevöitymisen aiheuttamat suhteellisen hitaat kalayhteisömuutokset, jos tilannetta arvioidaan saalistilastojen perusteella. Pidemmällä aikavälillä vesistön kalatuotanto ja kalastuksen kannattavuus voivat kuitenkin heikentyä (Baden ym. 1990, Kerr ja Ryder 1992). Esimerkiksi rehevöitymisestä kärsineellä Kattegatin matalalla merialueella kalastus on loppunut paikoin kokonaan ja toisilla alueilla saaliit ovat heikkoja tiettyinä aikoina vuodessa (Baden ym. 1990). Kalastajat ovat joutuneet vaihtamaan kalastusalueitaan Skagerrakiin ja Itämerelle. Turska- ja punakampelasaaliit (*Pleuronectes platessa*) Kattegatissa ovat pienentyneet 1980-luvulla turskan osalta 40 % ja punakampelan osalta 70 % verrattuna 1960- ja 1970-lukujen saaliisiin. Tämän epäillään johtuneen kalojen migraatiosta alueelta kun pohjan läheisen veden happi on kulunut loppuun (Baden ym. 1990).

7.2. Pyydysten likaantuminen

Tyypillistä rehevöityneille vesille on rantojen, vedessä olevien rakenteiden ja kalanpyydysten voimakas ja nopea limoittuminen. Ilmiö johtuu suurelta osin pintakasvustolevien (l. perifytonin) lisääntymisestä ja bakteeritoiminnan vilkastumisesta vesissä. Piilevien on todettu olevan merkittävä havasten limoittumista aiheuttava leväryhmä etenkin keväisin ja syksyisin sekä järvissä että rannikkoalueilla (Heinonen ym. 1984,

Lepistö 1992). Bakteerien elintoimintojen tuloksena erittyvä lima kerää itseensä helposti erilaisia kiintoainehiukkasia aiheuttaen limoittumista ja liettymistä (Salonen ym. 1992). Joissakin järvissä on ilmennyt 1980-luvun alkupuolelta lähtien erittäin voimakasta *Hyalotheca*-yhtymälävän aiheuttamaa limoittumista, jonka seurauksena verkot saattavat muuttua pyyntikelvottomiksi muutamassa tunnissa (Kivinen 1988). *Hyalotheca*-lavan ilmestyminen moniin vesiin on uusi ja epäselvä ilmiö. Esimerkiksi Rautalammin reitillä laji todettiin ensimmäisen kerran vasta kesällä 1990 (Lepistö 1992).

Havaksen limoittumisen myötä seisovien pyydysten tehokas pyyntiaika lyhenee, sillä pyydyksen kalastavuus heikkenee merkittävästi sen näkymättömyyden huonontuessa. Pyydysten puhdistaminen aiheuttaa kalastajille merkittävästi lisätyötä ja lisääntyneestä käsittelystä johtuen pyydykset kuluvat nopeammin. Pahimmassa tapauksessa limoittuminen on niin voimakasta, että se voi estää verkkojen, rysien ja katiskojen käytön kokonaan. Seisovien pyydysten käytön vaikeutuminen tai estyminen suosii siirtymistä esim. troolaukseen ja koukkupyntiin.

Kyselytutkimusten mukaan kalanpyydysten nopean likaantumisen on yleisimmin arvioitu olevan pahin yksittäinen kalastusta haittaava tekijä niin sisävesissä (esim. Honkasalo ja Mankki 1988, Hakaste 1989, 1994, Valkama 1994) kuin rannikkoalueellakin (Lappalainen ja Hildén 1993, Lappalainen ja Pönni 1996). Sisävesissä pyydysten likaantuminen on lähinnä pintakasvustolevien ja bakteerien aiheuttamaa limoittumista. Rannikkovesissä myös rihmamaisten yksivuotisten rantalevien, kuten esim. *Cladophora*-suvun rihmalevien runsastuminen on aiheuttanut viime vuosina haittoja kalastukselle mm. Saaristomerellä (Jumppanen ja Mattila 1994). Etenkin keväällä pyydyksin tarttuvaa kuollutta rihmalevää saattaa esiintyä suuria määriä koko vesimassassa ulkosaaristossa asti.

7.3. Haju- ja makuhaitat kaloissa

Rehevöitymisen seurauksena kohonnut levätuotanto sisältää usein levälajeja jotka voivat aiheuttaa veteen ja kaloihin epämiellyttävää hajua ja makua. Erityisesti sinilevät ja sädesienet ovat usein syynä vedessä ja kaloissa havaittaviin maku- ja hajuhaittoihin (Persson 1981, 1985). Eräät sinilevät (mm. *Oscillatoria agardhii* ja *Anabaena* sp.) ja sädesienet tuottavat mm. geosmiinia ja 2-metylisoborneolia, jotka aiheuttavat muta- maista tai maamaista hajua tai makua kaloihin. Aineet tarttuvat kaloihin absorboitu- malla kidusmembraanien ja ruoansulatuskanavan kautta (Persson 1981). Myös jätevesien sisältämät yhdisteet voivat suoraan aiheuttaa kaloihin haju- ja makuvirheitä.

Rehevöityneimmillä rannikkoalueilla Suomenlahdella ja Pohjanlahdella kaloissa on raportoitu haju- ja makuvirheitä (Anttila 1973, Lehtonen ja Hildén 1980, Hildén ym. 1982, Paavilainen ym. 1985). Makuvirheet ilmenevät voimakkaimmin särkikaloissa, kuten esim. lahnassa, mutta ovat yleisiä myös hauessa, ahvenessa ja kuhassa (Anttila 1973, Persson 1985). Perssonin (1985) yhteenvedossa Suomenlahden rannikkoalueen kalojen makuvirheistä todetaan makuvirheiden voimakkuuden ja yleisyyden riippuvan alueen rehevyydestä siten, että mitä suurempi kasviplanktonin biomassaa sitä voimakkaampana makuvirheet havaitaan.

Sisävesissä kalojen haju- ja makuvirheistä on raportoitu yleisimmin puujalostus- teollisuuden kuormittamilla vesialueilla (esim. Hakaste 1989, 1994, Salo 1991, Valkama 1994). Vielä 1980-luvulla kalojen makuvirheitä aiheuttivat yleisimmin puunjalostusteollisuuden jätevesien yhdisteet, kuten jäteliipeä (Valkama 1994). Myös esim. yhdyskuntajätevesien kuormittamalla Lahden Vesijärven Enonselällä kalojen makuvirheet olivat yleisiä 1980-luvulla (Keto ja Sammalkorpi 1988). Viimeisen

kymmenen vuoden aikana puunjalostusteollisuuden aiheuttamat kalojen makuvirheet ovat merkittävästi vähentyneet esimerkiksi Vanajavedellä ja Kulo-, Rauta- ja Liekovedellä eivätkä kalastajat enää koe makuvirheitä ja kalojen mahdollisia myrkkypitoisuuksia pahimpina kalastushaittoina (Hakaste 1994, Valkama 1994).

7.4. Veden likaisuus ja vapaa-ajankalastus

Vapaa-ajankalastajat pitävät yleensä veden laatua erittäin tärkeänä edellytyksenä harrastukselleen (Korhonen 1990). Vapaa-ajankalastajat reagoivat veden laadun muutoksiin yllättävänkin herkästi, sillä kalastajien on kyselytutkimuksissa havaittu näkevän kalastusvetensä laadun selvästi heikompana kuin miten Vesi- ja ympäristöhallituksen (VYH) vedenlaatuluokitus alueen veden laadun määrittelee (Lappalainen ja Hildén 1993, Lappalainen ja Pönni 1996). Vapaa-ajankalastajien käsitykset ja havainnot oman kalastusvetensä laadusta ovat kuitenkin noudattaneet hyvin eri alueiden välisiä, luonnontieteellisillä mittausmenetelmillä todettuja vedenlaatueroja eri alueiden välillä esim. Suomenlahdella (Lappalainen ja Pönni 1996). Osa vapaa-ajankalastajista on tottunut ja sopeutunut heikentyneeseen vedenlaatuun.

Yleisin vapaa-ajankalastajien tekemä rehevöitymiseen liittyvä häiritsevä havainto on verkkojen nopea likaantuminen. Lappalaisen ja Pönnin (1996) kyselytutkimuksessa rehevöitymisen vaikutuksista vapaa-ajankalastukseen Suomenlahdella n. 70-85 %:lla kaikista alueen kalastajista oli häiritseviä havaintoja pyydysten nopeasta likaantumisesta kun taas haju- ja makuvirheitä havainneiden tai runsaasti ei-toivottua saalista saaneiden kalastajien määrät jäivät n. 5-20 %:iin. Myös Saaristomerellä ja Pohjanlahden rannikkoalueella kalastajien tyypillisimmät heikkoon vedenlaatuun liittyvät häiritsevät havainnot olivat pyydysten likaantuminen sekä kalojen haju- ja makuvirheet (Lappalainen ja Hildén 1993).

Monet vapaa-ajankalastukselle tärkeiden saalislajien kannat ovat istutusten varassa. Lappalaisen ja Pönnin (1996) tulosten perusteella esim. Suomenlahdella veden laadun parantaminen olisi kuitenkin vapaa-ajankalastuksen kannalta istutusmäärien kasvattamista tärkeämpää. Läheskään kaikki vapaa-ajankalastajat eivät edes tavoittele istutuksista peräisin olevia saalislajeja, mutta mm. pyydysten likaantumisesta kärsivät käytännössä kaikki esim. verkkoja käyttävät rehevöityneiden vesialueiden vapaa-ajankalastajat.

8. TÄRKEIMPIÄ TUTKIMUSTARPEITA SUOMESSA

Vesistön rehevyytason kasvun aiheuttamien kalayhteisömuutosten tutkimus on keskitynyt erityisesti järviökosysteemeihin. Särkikalajien kilpailukykyyn ja runsastumiseen liittyviä mekanismeja rehevien järvien kalastomuutoksissa on tutkittu suhteellisen paljon. Samoin on olemassa lukuisia tapaustutkimuksia sekä kokeellisia tutkimuksia taloudellisesti arvokkaiden lajien, kuten lohikalajien, herkkyydestä rehevöitymisen seurausvaikutuksille. Myös vesiekosysteemin eri tuotantotasojen vuorovaikutuksiin ja populaatioiden säätelyyn liittyvä tutkimus on ollut vilkasta viimeisten kymmenen vuoden aikana.

Kalaa syövien petokalajien (esim. hauki, kuha, suurikokoinen ahven) taantumiseen vaikuttavien tekijöiden tutkimus on jäänyt vähemmälle huomiolle. Monissa pitkälle rehevöityneissä suomalaisissakin järvissä näiden kannat ovat taantuneet ja haukikannat ovat heikentyneet paikoin myös rannikkoalueilla. Petokalakantojen taantumiseen liittyvät tekijät ovat jossain määrin epäselviä, sillä saaliskalakantojen runsastuminen lisää aikuisvaiheen petokalajien ravintovaroja. Petokalajien rekrytoinnin häiriöiden, saalistustehokkuuden heikkenemisen sekä suurikokoisia petokaloja valikoivan kalastuksen merkityksestä rehevöityvän vesistön kalastomuutoksissa on yleisesti olemassa melko niukalti tutkimuksiin perustuvaa tietoa.

Suomen sisävesissä ja myös merialueellamme rehevöityminen on suurin vesiensuojeluongelma. Vaikka vesistöihin kohdistuvan kokonaiskuormituksen on arvioitu alenevan lähivuosina (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995), rehevöityminen ja sen aiheuttamat haitalliset kalakantamuutokset eivät todennäköisesti vähene samassa suhteessa mm. järvien sisäisestä kuormituksesta johtuen. Lisäksi kokonaiskuormituksen alenema ei välttämättä toteudu mm. ilmaston lämpenemisen mahdollisesti aiheuttaessa haja-kuormituksen lisääntymistä. Rehevöitymisongelman laajuuden huomioonottaen sen aiheuttamiin kalakantamuutoksiin liittyvässä tutkimuksessa on Suomessa alueita, joilta tämän kirjallisuuskatsauksen materiaaliin perustuen löytyi vain vähän tai ei lainkaan tietoa:

1) rehevöitymisen aiheuttamien haitallisten kalakantamuutosten yleisyydestä ja voimakkuudesta Suomen sisävesissä on vain summittaisia arvioita, 2) haitallisiin kalakantamuutoksiin johtavista veden laatua kuvaavista tunnusluvuista ei ole olemassa käyttökelpoisia raja-arvoja, 3) taloudellisesti vähäarvoisten kalalajien kannoissa tapahtuneista muutoksista ja yleisesti näiden lajien herkkyydestä rehevöitymiselle on vain vähän tietoa sekä 4) tutkimuksia rehevöitymisen vaikutuksista virtavesien kalakantoihin on olemassa hyvin niukalti. Suurin osa Itämereen laskevista joista on niin kuormitettuja, että kasviravinteita esiintyy lähes aina ylimäärin levien kasvuvaiheeseen nähden (Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi 1995). Jokien heikon tilan johdosta myös kalastomuutosten niissä voidaan olettaa olevan yleisiä.

Useimpien Suomessa kuvattujen rehevöitymisen aiheuttamiin kalastomuutoksiin liittyvien tapaustutkimusten ongelmana on riittävän pitkien aikasarjojen puute eli tarkan tiedon puute vesistön kalakannan alkuperäisestä tilasta ennen kuormituksen kasvua. Tällöin ei pystytä arvioimaan esim. lajistossa tapahtuneiden muutosten vaiheita tuottavuuden lisääntyessä. Lajiston vaihtumiseen liittyvään ongelmaan gradientti-

tutkimus (ks. esim. Bagge ja Hakkari 1992) eri asteisesti rehevöityneillä joki- ja järvi-alueilla voisi tarjota uutta tietoa esim. kalataloudellisesti vähäarvoisten lajien vasteista rehevöitymiseen.

Itämeren kokonaiskalatuotannossa tapahtunutta rehevöitymisen aiheuttamaa kasvua ei ole vielä varmuudella pystytty osoittamaan. Rehevöitymisen vaikutukset rannikon makean veden kalakannoissa ovat samansuuntaisia kuin järvissä, mutta samoin kuin sisävesissä esim. vähäarvoisten kalojen kannoissa tapahtuneista muutoksista ei ole juuri tietoa. Tiedot rannikkovesien kalastomuutoksista pohjautuvat pitkälle erilaisiin saalis-tietoihin. Myöskin kokeellinen tutkimus kalastomuutosten mekanismeista sekä kalaston vaikutuksista rannikon ekosysteemin eri osissa, esim. vapaassa vedessä, on jäänyt vähemmälle huomiolle.

Kiitokset

Kiitokset Paula Böhlingille (RKTL), Jukka Horppilalle (Helsingin yliopisto), Eero Jutilalle (RKTL), Antti Lappalaiselle (RKTL), Riitta Rahkoselle (RKTL), Martti Raskille (RKTL), Jukka Ruuhijärvelle (RKTL) ja Lauri Urholle (RKTL) käsikirjoitukseen tai johonkin sen osaan tutustumisesta sekä arvokkaista kommentteista ja ehdotuksista käsikirjoituksen parantamiseksi ja selventämiseksi. Lisäksi haluan kiittää edellä mainittuja henkilöitä sekä Markus Leppää (Joensuun yliopisto), Antero Nikanderia (SYKE), Heikki Pitkästä (SYKE) ja Timo Tammista (SYKE) avusta kirjallisuuden etsinnässä sekä monista hyvistä vinkeistä, jotka auttoivat työssä eteenpäin.

KIRJALLISUUS

- Adelman, I. R. & Smith, L. L. Jr. 1972. Toxicity of hydrogen sulfide to goldfish (*Carassius auratus*) as influenced by temperature, oxygen, and bioassay techniques. J. Fish. Res. Bd. Can. 29: 1309-1317.
- Ahvonen, A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen - Kirjallisuusselvitys. RKTL, Helsinki. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 45, 69 s.
- Ali, M. A., Ryder, R. A. & Anctil, M. 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioural responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). J. Fis. Res. Bd. Can. 34: 1475-1480.
- Andersson, G. 1984. The role of fish in lake ecosystems - and in limnology. In: Bosheim, B. & Nicholls, M. (eds.). Interaksjoner Mellom Trofiske Nivaer i Ferskvann. Nordisk limnolog symposium, 1984, Oslo. pp. 189-197.
- Andersson, G., Granéli, W. & Stenson, J. 1988a. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. Hydrobiologia 170: 267-284.
- Andersson, T., Förlin, L., Härdig, J. & Larsson, Å. 1988b. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45 (9): 1525-1536.
- Aneer, G. 1985. Some speculations about the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in connection with the eutrophication of the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 (Suppl. 1): 83-90.
- Aneer, G. 1987. High natural mortality of Baltic herring (*Clupea harengus*) eggs caused by algal exudates? Mar. Biol. 94: 163-169.
- Anon. 1969. Water quality criteria for European freshwater fish - extreme pH values and inland fisheries. Water Research 3(5): 593-611.
- Anon. 1987. First Baltic Sea pollution load complication. Baltic Sea Environm. Proc. 20: 1-56.
- Anon. 1990a. Second periodic assesment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; general conclusions. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission - Baltic Sea Environment Proceedings No. 35 A. 32 p.
- Anon. 1990b. Impact of climatic change on natural ecosystems, with emphasis on boreal and arctic/alpine areas. Recommendations. Group 4: Aquatic ecosystems. Trondheim, Norway. November 27-29, 1990. pp. 20-24.
- Anttila, R. 1972. Helsingin edustan merialueen kalatalousselvitys 1969-1972. Helsinki. 233 p. (mimeogr.)
- Anttila, R. 1973. Effect of sewage on the fish fauna in the Helsinki area. Oikos, Suppl. 15: 226-229.
- Baden, S. P., Loo, L.-O., Pihl, L. & Rosenberg, R. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. Ambio vol.19 no. 3.

- Bagge, P. & Hakkari, L. 1992. Effects of paper mill effluents on the fish fauna of stony shores of Lake Päijänne. *Hydrobiologia* 243/244: 413-420.
- Balls, H., Moss, B. & Irvine, K. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication 1. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biology* 22: 71-87.
- Bandt, H. J. 1936. Der für fische "tödliche pH-Wert" im alkalischen Bereich. *Zeitschr. f. Fischerei* 34:359-61.
- Barthelmes, D. 1983. Effects of eutrophication and fisheries management on fish faunas of cyprinid lakes. *Roczniki Nauk Rolniczych, Ser. H.* vol. 100 no. 3: 31-44.
- Bayne, D. R., Seesock, W. C., Webber, E. W. & McGuire, J. A. 1990. Cultural eutrophication of West Point Lake - a 10-year study. *Hydrobiologia* 199: 143-156.
- Beeton, A. M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. *Limnology and Oceanography* 10: 240-254.
- Beklioglu, M. & Moss, B. 1995. The impact of pH on interactions among phytoplankton algae, zooplankton and perch (*Perca fluviatilis*) in a shallow, fertile lake. *Freshwater Biology* 33: 497-509.
- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201: 187-203.
- Bergman, E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus* under different environmental conditions. *J. Anim. Ecol.* 57: 443-453.
- Bergman, E. 1991. Changes in abundance of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*, along a productivity gradient: relations to feeding strategies and competitive abilities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 536-545.
- Berner, M., Müller, H., Nehring, D. & Schulz, S. 1988. Zum Einfluss von Umwelt- und Bestandsparametern auf die Rekrutierung des Dorschbestandes östlich Bornholm (SD 25-32). *Fischerei-Forschung, Rostock.* 26: 37-43.
- Bernes, C. (ed.). 1993. Pohjoismaiden ympäristö - tila, kehitys ja uhat. Pohjoismaiden ministerineuvosto, Nord 1993:13. 211 s.
- Biro, P. 1977. Effects of exploitation, introductions, and eutrophication on percids in Lake Balaton. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1678-1683.
- Bonsdorff, E. 1992. Drifting algae and zoobenthos - effects on settling and community structure. *Neth. J. Zool.* 30: 57-62.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. A. & Nilssen, P. M. 1986. Juvenile predators and invertebrate predators; delaying the recovery phase of eutrophic lakes by suppression of efficient filterfeeders. *J. Fish. Biol.* 29: 99-106.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. A. & Nilssen, J. P. M. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364-372.
- Brett, J. R. 1979. Environmental factors and growth. In: Hoar, W. S., Randall, D. J. & Brett, J. R. (eds.). *Fish Physiology*, Vol. VIII. Academic Press, London. pp. 599-667.
- Brooks, J. L. & Dodson, S. I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.

- Burkholder, J. M., Noga, E. J., Hobbs, C. H. & Glasgow Jr, H. B. 1992. New "phantom" dinoflagellate is the causative agent of major estuarine fish kills. *Nature* vol. 358: 407-410.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. & Hodgson, J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Cochran, P. A., Elser, J. J., Elser, M. M., Lodge, D. M., Kretchmer, D., He, X. & von Ende, C. N. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* 68: 1863-1876.
- Carpenter, S. R. & Kitchell, J. F. 1988. Introduction. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York. pp. 1-8.
- Carpenter, S. R. & Kitchell, J. F. (eds.) 1993. *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge. 385 p.
- Cederwall, H. & Elmgren, R. 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl. 1: 287-304.
- Cederwall, H. & Elmgren, R. 1990. Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio* vol. 19 No 3. s. 109-112.
- Cernyseva, N. B. 1979. Effect of abiotic and biotic factors of environment on parasites of the young predacious fishes. *Sb. Nauch. Tr.* 140: 143-156. (in Russian, summary in English).
- Charmichael, W. W., Jones, C. L. A., Mahmood, N. A. & Theiss, W. C. 1985. Algal toxins and waterbased diseases. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 15: 275-313.
- Colby, P. J., Spangler, G. R., Hurley, D. A. & McCombie, A. M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 29: 975-983.
- Coutant, C. C. 1985. Striped bass, temperature and dissolved oxygen: a speculative hypothesis for environmental risk. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114(1): 31-61.
- Coutant, C. C. 1987. Thermal preference: when does an asset become a liability? *Env. Biol. Fish.* 18: 161-172.
- Craig, J. F. 1987. *The Biology of the Perch and Related Fish*. Croom Helm, London.
- Cryer, M., Peirson, G. & Townsend, C. R. 1986. Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1022-1038.
- Cushing, D. H. 1975. *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Diehl, S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207-214.
- Disler, N. N. & Smirnov, S. A. 1977. Sensory organs of the lateral-line canal system in two percids and their importance in behaviour. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1492-1503.
- Donk, E. van, Grimm, M. P., Gulati, R. D. & Klein Breteler, J. P. G. 1990. Whole-lake food-web manipulations as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia* 200/201: 275-289.
- Doudoroff, P. & Shumway, D. L. 1970. Dissolved oxygen requirements for freshwater fishes. *FAO Fish. Techn. Pap.* 86. 291 p.

Ehdotus vesiensuojelun tavoitteiksi vuoteen 2005. Suomen ympäristökeskus. 28.12.1995, monistaversio 172 s.

Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. Rapp. P. -v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 183: 149-166.

Elmgren, R. 1989. Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: Energy flows today and at the turn of the century. Ambio, 18: 326-332.

Eloranta, P. 1994. Vesiekosysteemin reaktiot ympäristön tilan muutoksiin. Julkaisussa: Vesiyhdistys r.y., Puhtaasti vedestä. Vesiyhdistys r.y.:n julkaisu nro 2. s. 85-95.

Fisher, D. C. & Oppenheimer, M. P. 1991. Atmospheric nitrogen deposition and the Chesapeake Bay estuary. Ambio 20: 102- 108.

Fretwell, S. D. 1977. The regulation of plant communities by the food chains exploiting them. Perspect. Biol. Med. 20: 169-185.

Fry, F. E. J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar, W. S. & Randall, D. J. (eds.). Fish Physiology, Vol. VI. Academic Press, London. pp. 1-98.

Gliwicz, Z. M. 1980. Filtering rates, food size selection, and feeding rates in cladocerans: another aspect of interspecific competition in filter-feeding zooplankton. Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp. 3: 282-291.

Granberg, K. 1980. Rautalammin reitin tutkimus. Jyväskylän yliopisto. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 1980 (110). 71 s.

Granberg, K. 1995. Sinilevät suosivat emäksistä vettä. Suomen Luonto 8: 34-37.

Grimm, M. P. 1989. Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. Hydrobiological Bulletin 23: 59-66.

Grimm, M. P. & Backx, J. J. G. M. 1990. The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. Hydrobiologia, 200/201: 557-556.

Gulland, J. A. 1976. In: Cushing, D. H. & Walsh, J. J. (eds.): The Ecology of the Seas. Blackwells, Oxford, p. 283-314.

Hakaste, T. 1989. Vanajanselän ja sen alapuolisen reittiosuuden kalataloudellinen yhteistarkkailu vv. 1985-1988. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu no 222.

Hakaste, T. 1994. Vanajaveden reitin alaosan kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuosina 1991 ja 1992. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu no 300.

Hakkari, L. 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in central Finland. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 4: 3-87.

Hakkari, L. 1992. Effects of pulp and paper mill effluents on fish populations in Finland. Finnish Fish. Res. 13: 93-106.

Hakkari, L. & Bagge, P. 1987. Reproductive success of *Coregonus albula* L. in polluted and unpolluted areas of L. Päijänne during the years 1977-1986. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 10: 149-156.

Hansen, A. M., Christensen, J. V. & Sortkjer, O. 1991. Effect of high pH on zooplankton and nutrients in fish free enclosures. Archiv für Hydrobiologie 123: 143-164.

- Hanson, J. M. & Legget, W. C. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 257-263.
- Hanson, J. M. & Peters, H. 1984. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 439-445.
- Hanson, J. M. & Legget, W. C. 1985. Experimental and field evidence for inter- and intraspecific competition in two freshwater fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 280-286.
- Hansson, S. 1985. Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea - a literature review. Institute of Freshwater Research, Drottningholm. Report No. 62. 56 s.
- Hansson, S. & Rudstam, L. G. 1990. Eutrophication and the Baltic fish communities. *Ambio* vol. 19 no. 3:123-125.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwaters. Chapman & Hall, London. 327 p.
- Hartmann, J. & Nümann, W. 1977. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1670-1677.
- Hayward, R. S. & Margraf, F. J. 1987. Eutrophication effects on prey size and food available to Yellow perch in Lake Erie. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116: 210-223.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publications of the Water Research Institute 37. Helsinki. 91 s.
- Heinonen, P., Herve, S. & Yli-Karjanmaa, S. 1984. A method for estimation of sliming of nets in lake waters. *Aqua Fennica* 14(1): 59-64.
- Heinonen, P. & Hongell, H. 1985. Perifytonkasvustojen käyttö rehevöitymisen ja eräiden metallien seurannassa Pyhäjoen vesistöalueella. Helsinki. Vesihallituksen monistesarja 333. 37 s.
- Hicks, D. B. & DeWitt, J. W. 1971. Effects of dissolved oxygen on kraft pulp mill effluent toxicity. *Water Res.* 5: 693-701.
- Hildén, M., Hudd, R. & Lehtonen, H. 1982. The effects of the environmental changes on the fisheries and fish stocks in the Archipelago Sea and in the Finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica*, vol. 12: 47-58.
- Hirvonen, A. & Salonen, S. 1995. Ravintoketjukurinostuksen alkutaival Köyliönjärvellä. *Vesitalous* 3/1995.
- Holcik, J. 1977. Changes in fish community of Klicava reservoir with particular reference to Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), 1957-72. *J. Fish Res. Bd. Can.* 34:1734-1747.
- Honkasalo, L. & Mankki, J. 1988. Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella vuonna 1984. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Monistettuja julkaisuja 78, 123 s.
- Horppila, J. & Kairesalo, T. 1990. A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153-165.
- Horppila, J. & Kairesalo, T. 1992. Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. *Hydrobiologia* 243/244: 323-331.

- Horppila, J. & Peltonen, H. 1992. Tehokalastuksen vaikutus tiheään särkikantaan - kalaston hoito osana vesiensuojelua. Suomen Kalatalous 60: 183-190.
- Horppila, J. & Peltonen, H. 1994. The fate of a roach *Rutilus rutilus* stock under an extremely strong fishing pressure and its predicted development after the cessation of mass removal. J. Fish Biol. 45: 777-786.
- Horstmann, U. & Jochem, F. 1988. Report of the activities and first results of the investigations on the *Chrysochromulina* bloom in the FRG. Inst. f. Meereskd., Kiel (mimeo): 1-17.
- Hosper, S. H. & Jagtman, E. 1990. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in the Netherlands. Hydrobiologia 200/201: 523-534.
- Howarth, R. W., Marino, M. & Cole, J. J. 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystem. Limnol. Oceanogr. 33: 688-701.
- Hrbáček, J., Dvorakova, M., Korinek, V. & Prochazkova, L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition and the intensity of the metabolism of the whole plankton association. Verh. Int. Verein. Limnol. 14: 192-195.
- Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on limnology, volume 1. John Wiley and Sons, New York.
- Hutchinson, G. E. 1973. Eutrophication. American Scientist, 61: 269-279.
- Hyttinen, L., Dahlström, H., Järvi, J. & Verta, M. 1990. Kalaston hoito. Julkaisussa: Ilmavirta, V. (toim.). Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki. s. 410-432.
- Ilmavirta, V. (toim.). 1990. Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki. 479 s.
- Janus, L. L. & Vollenweider, R. A. 1981. Summary report. The OECD cooperation program on eutrophication. Canadian contribution. Scientific Series No. 131. National Water Research Institute, Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.
- Johansson, L. & Persson, L. 1986. The fish community of temperate eutrophic lakes. In: Riemann, B. & Søndergaard, M. (eds.). Carbon Dynamics of Eutrophic, Temperate Lakes. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishers. pp. 237-266.
- Jordan, D. H. M. & Lloyd, R. 1964. The resistance of rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson) and roach (*Rutilus rutilus* L.) to alkaline solutions. Int. J. Air Wat. Pollut. 8: 405-409.
- Jørgensen, B. B. & Revsbech, N. P. 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. Limnol. Oceanogr. 30: 111-122.
- Jumppanen, K. 1976. Effects of waste waters on a lake ecosystem. Ann. Zool. Fennici 13: 85-138.
- Jumppanen, K. 1984. Eläinplankton ja pohjaeläimet - kalaravintoa ja indikaattoreita. Vesiensuojelun tavoitteiden asettaminen, VKA ry:n koulutuspäivät 4.-5.10.1984. s. 75-86.
- Jumppanen, K. & Mattila, J. 1994. Saaristomeren tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., Turku. Julkaisu 82.
- Jurvelius, J., Heikkinen, T., Valkeajärvi, P. & Lindem, T. 1987. Fish density and fish species composition in relation to the phosphorous concentration in some pelagic areas of Lake Päijänne. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 10: 189-199.

- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-1981. *Acta Bot. Fennica* 118: 1-27.
- Kansanen, P. (toim.) 1992. Tuusulanjärven sedimentin kunto ja kunnostusmahdollisuudet. Sedimenttitutkimuksen 1989-1991 loppuraportti. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntainliitto. Kerava. 87 s.
- Karimo, K. 1994. Yhdyskuntien ja teollisuuden vesiensuojelutoimenpiteet. Teoksessa: Vesiyhdistys r.y., Puhtaasti vedestä. Vesiyhdistys r.y.:n julkaisuja nro 2. s. 43-54.
- Karjalainen, J. & Leppä, M. 1995. Liperin Pohjalammen ravintoketjukurkunnostus. *Vesitalous* 3/1995.
- Karås, P. 1989. Some aspects of environmental disturbances in recruitment areas of Baltic fish populations. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 190: 193-197.
- Karås, P., Neuman, E. & Sandström, O. 1991. Effects of a pulp mill effluent on the population dynamics of perch, *Perca fluviatilis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (1): 28-34.
- Katajamäki, A., Kääriä, R. & Sydänoja, A. 1990. Ammatti- ja virkistyskalastus sekä kalansaalis Turun edustan merialueella. Turun edustan merialueen kalataloudellinen tila vuonna 1989. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys. Julkaisu 73: 56-81.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* L. since the 1940s indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 28: 1-18.
- Kerr, S. R. & Ryder, R. A. 1992. Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach. In: Vollenweider, R. A., Marchetti, R. & Viviani, R. (eds.). *Marine Coastal Eutrophication. Suppl. 1992*. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam. pp. 599-614.
- Keto, J. 1985. Myrkylliset ja punaiset sinilevät Lahden vesijärven. *Ympäristö ja Terveys* 1985(1): 37-40.
- Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1988. A Fading recovery: a conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. *Aqua Fennica* 18 (2): 193-204.
- Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1995. Lahden Vesijärven ravintoketjukurkunnostus: vesiensuojelun ja kalakantojen hoidon yhteisprojekti vv. 1987-1994. *Vesitalous* 3/1995.
- Kivinen, J. 1988. *Gynyostomum*- ja *Hyalotheca*-levät. Äkillinen runsastuminen ja haitat. Teoksessa: Niemi, J. (toim.). Hälyttävät muutokset vesiekosysteemeissä. Vesi- ja kalatalousalan ammattijärjestöt VKA ry. Helsinki. s. 99-100.
- Koivisto, V. M. & Blomqvist, E. M. 1988. Does fish farming affect natural Baltic fish communities? *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 301-311.
- Koli, L. 1990. Suomen kalat. WSOY, Porvoo 1990. s. 285-287.
- Koli, L., Rask, M., Viljanen, M. & Aro, E. 1988. The diet of perch, *Perca fluviatilis* L., at Tvärminne, northern Baltic Sea, and a comparison with two lakes. *Aqua Fennica* 18(2): 185-191.
- Kononen, K. & Niemi, Å. 1984. Long-term variation in the phytoplankton composition at the entrance to the Gulf of Finland. *Ophelia, Suppl.* 3: 101-110.
- Korhonen, P. 1990. Virkistyskalastusselvitys. Kyselytutkimus virkistyskalastuksesta Uudenmaan merialueella vuonna 1988. Uudenmaan saaristo- rannikkoprojekti. Uudenmaan seutukaavaliittojen julkaisuja 17.

- Kostrichkina, Ye. E. & Ojaveer, E. A. 1982. Long-term changes in zooplankton and growth rate of herring in the Gulf of Riga. *Hydrobiol. J.* 18: 37-43.
- Kotilainen, P. & Aro, E. 1991. Changes in growth rate of Baltic herring and their causes in the northern Baltic Sea. *ICES C. M.* 1991/J: 17.
- Kramer, D. L. 1987. Dissolved oxygen and fish behaviour. *Env. Biol. Fish.* 18: 81-92.
- Kurimo, U. 1975. Vesikasvit kertovat vesien tilasta. *Suomen luonto* 34: 268-273.
- Kurttila, I. 1981. Keski-Suomen järvien kalakannoista ja eri lajien suhteesta vesien likaantumiseen koekalastusten perusteella. *Rep. Hydrobiol. Res. Centre Jyväskylä* 100: 1-72.
- Kääriä, J., Eklund, J., Hallikainen, S., Kääriä, R., Rajasilta, M., Ranta-aho, K. & Soikkeli, M. 1988. Effects of coastal eutrophication on the spawning grounds of the Baltic herring in the SW archipelago of Finland. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 348-356.
- Lamarra, V. A. Jr. 1975. Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 2461-2468.
- Lammens, E. H. R. R., Geursen, J. & McGillavry, P. J. 1987. Diet shifts, feeding efficiency and coexistence of bream *Abramis brama*, roach *Rutilus rutilus* and White bream *Blicca bjoerkna* in eutrophicated lake. *Proceedings from the Vth Congress of European Ichthyologists, Stockholm.* pp. 153-162.
- Lammens, E. H. R. R. 1989. Causes and consequences of the succes of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrobiological Bulletin* 23: 11-18.
- Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H. & Taylor B. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear water phase. *Limnol. Oceanogr.* 31: 478-490.
- Lappalainen, A. & Hildén, M. 1993. Recreational fishing and environmental impacts in the Archipelago Sea and the Finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica* 23,1: 29-37.
- Lappalainen, A. & Pönni, J. 1996. Suomenlahden rehevöityminen ja vapaa-ajankalastus - kyselytutkimuksen tuloksia. *RKTL, Helsinki. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar. (käsikirjoitus)*
- Larsson, U. 1986. The Baltic Sea. In: Rosenberg, R. (ed.): *Eutrophication of Waters Surrounding Sweden. Nat. Swed. Environ. Prot. Board Rep.* 3054: 16-70.
- Lavonen, A. 1992. Kasvinsuojeluaineiden käytöstä aiheutuvien ympäristöriskien vähentäminen. Julkaisussa: Rekolainen, S. ja Kauppi, L. (toim.). *Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 359, 1992.
- Leach, J. H., Johnson, M. G., Kelso, J. R. M., Hartmann, J., Nümann, W. & Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1964-1971.
- Leach, J. H., Dickie, L. M., Shuter, B. J., Borgmann, U., Hyman, J. & Lysack, W. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 44(Suppl. 2): 471-485.
- Lee, G. F., Jones, P. E. & Jones, R. A. 1991. Effects of eutrophication on fisheries. *Reviews in Aquatic Sciences*, 5(3-4): 287-305.

- Lehtonen, H. & Hildén, M. 1980. The influence of pollution on fisheries and fish stocks in the Finnish part of the Gulf of Finland. *Finnish Mar. Res.* 247:110-123.
- Lehtonen, H. 1983. Stocks of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) and their management in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland. *Finnish Fish. Res.* 5: 1-16.
- Lehtonen, H. 1985. Changes in commercially important freshwater fish stocks in the Gulf of Finland during recent decades. *Finnish Fish. Res.* 6: 61-70.
- Lehtonen, H., Lappalainen, J., Forsman, L., Soivio, A., Urho, L., Vuorinen, P. J. & Tigerstedt, C. 1992. Ilmaston muutosten vaikutukset kaloihin, kalanviljelyyn, kalakantoihin ja kalastukseen - Kirjallisuusselvitys. RKTL, Helsinki. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 47, 119 s.
- Leopold, M., Brinska, M. & Nowak, W. 1986. Commercial fish catches as an index of lake eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 513-524.
- Lepistö, L. 1992. Planktonlevien aiheuttamat haitat. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1992.
- Levins, R. & Lewontin, R. C. 1980. Dialectics and reductionism in ecology. *Synthese* 43: 47-78.
- Lindesjö, E. & Thulin, J. 1987. Fin erosion on perch (*Perca fluviatilis*) in a pulp mill effluent. *Bull. Eur. Ass. Fish. Pathol.* 7: 11-13.
- Lindholm, T. & Eriksson, J. 1985. Problemalger och fiskdöd i äländska vattentäcker. *Ympäristö ja Terveys* (1985)1: 41-44.
- Lindholm, T. & Virtanen, T. 1992. A bloom of *Prymnesium parvum* Carter in a small coastal inlet in Dragsfjärd, Southwestern Finland. *Toxicity Assessment* (accepted Oct. 1990).
- Lindqvist, O. 1975. Vesiemme tila ja ravustus. *Ympäristö ja Terveys* 6: 658-660.
- Lindroth, A. 1950. Reactions of crayfish on low oxygen pressure. *Rep. Inst. Freshw. Drottningholm* 31: 110-112.
- Lloyd, R. 1961. Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). *J. Exp. Biol.* 38: 447-455.
- Lodge, D. M., Barko, J. W., Strayer, D., Melack, J. M., Mittelbach, G. G., Howarth, R. W., Menge, B. & Titus, J. E. 1988. Spatial heterogeneity and habitat interactions in lake communities. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York, 1988. pp. 181-208.
- Lohityöryhmä 1995. Työryhmämuistio, Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki 1995: 18. 90 s.
- Lynch, M. & Shapiro, J. 1981. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26: 86-102.
- Makarewicz, J. C. & Bertram, P. 1991. Evidence for the restoration of the Lake Erie ecosystem. *BioScience* vol. 41 no. 4.
- Malyarevskaya, A. Ya. 1983. Influence of anthropogenic eutrophication: effects on fish in the form of blue-green algae mass development. *Arch. Hydrobiol.* 97: 417-424.
- Marja-aho, J. & Koskinen, K. 1989. Turvetuotannon vesistövaikutukset. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 36, 278 s.

- Mazumder, A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 390-400.
- McCormick, M. 1990. Potential changes in thermal structure and cycle of lake Michigan due to global warming. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119:183-194.
- McQueen, D. J. 1990. Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshwater Biology* 23: 613-620.
- McQueen, D. J., Post, J. R. & Mills, E. L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581.
- McQueen, D. J., Johannes, M. R. S., Post, J. R., Stewart, T. J. & Lean, D. R. S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* 59: 289-309.
- Meisner, J. D. 1990. Potential loss of thermal habitat for brook trout, due to climatic warming, in two southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 282-291.
- Meng, H. J. & Müller, R. 1988. Assessment of the functioning of a whitefish (*Coregonus* sp.) and char (*Salvelinus alpinus* L.) spawning ground modified by gravel extraction. *Finnish Fish. Res.* 9: 477-484.
- Mills, E. L. & Schiavone, A. 1982. Evaluation of fish communities through assesment of zooplankton populations and measures of lake productivity. *N. Am. J. Fish Man.* 2: 14-27.
- Mills, E. L. 1983. Impact on *Daphnia pulex* of predation by young perch in Oneida Lake, New York. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 154-161.
- Mills, E. L., Forney, J. & Wagner, K. 1987. Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. In: Kerfoot, W. C. & Sih, A. (eds.). *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*. University Press of New England, Hannover, NH. pp. 118-131.
- Mills, E. L. & Forney, J. L. 1988. Trophic dynamics and development of freshwater pelagic food web. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York, 1988. pp. 11-30.
- Mittelbach, G. G. 1983. Optimal foraging and growth in bluegills. *Oecologia* 59:157-162.
- 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: 295-298.
- Mulcahy, M. 1980. The possible role of water pollutants in the aetiology of malignant lymphoma in the northern pike *Esox lucius* L. *Rapp. Cons. Explor. Mer.* 179: 100-102.
- Müller, R. 1992. Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. *Hydrobiologia* 243/244: 261-268.
- Nehring, D., Schulz, S. & Rechlin, O. 1989. Eutrophication and fishery resources in the Baltic. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 190: 198-205.
- Neill, W. E. 1988. Complex interactions in oligotrophic lake food webs: responses to nutrient enrichment. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York, 1988. pp. 31-44.

- Neuman, E., Olsson, M. & Sandstöm, O. 1989. Some aspects of the influence of pollution on the quantity and quality of the Baltic fishery resources. Rapp. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer, 190: 206.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 53: 51-77.
- Nümann, W. 1972. The Bodensee: effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Board Can. 29: 833-847.
- O'Brien, J. W. & deNoyelles, F. 1972. Photosynthetically elevated pH as a factor in zooplankton mortality in nutrient enriched ponds. Ecology 53: 605-614.
- Oglesby, R. T. 1977. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphoedaphic factors. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2271-2279.
- Oglesby, R. T., Leach, J. H. & Forney, J. 1987. Potential *Stizostedion* yield as a function of chlorophyll concentration with special reference to Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44:166-170.
- Ojaveer, E., Lindroth, A., Bagge, O., Lehtonen, H. & Toivonen, J. 1981. Fishes and fisheries. In: Voipio, A. (ed.). The Baltic Sea. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. pp. 275-350.
- Oksanen, L., Fretwell, S. D., Arruda, J. & Niemelä, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. Am. Nat. 118: 240-261.
- 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: 9-14.
- Otterlind, G. 1984. On fluctuations of the Baltic cod stock. ICES C. M. 1984/J: 14. 10 p.
- Otterlind, G. 1986. Svensk fiskeriforskning och eutrofieringen av våra havsområden. Medd. Havsfiskelab., Lysekil, 316: 1-16.
- Owens, N. J. P., Galloway, J. N. & Duce, R. A. 1992. Episodic atmospheric nitrogen deposition to oligotrophic oceans. Nature 357: 397-399.
- Paasivirta, L. 1989. Pohjaeläimistö tutkimuksen liittäminen järvisyvänealueiden seurantaan. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 164. 69 s.
- Paavilainen, K., Langi, A. & Tana, J. 1985. Effect of pulp and paper mill effluents on a fishery in the Gulf of Finland. Finnish Fish Res. 6: 81-91.
- Paerl, H. W. 1993. Emerging role of atmospheric nitrogen deposition in coastal eutrophication: biochemical and trophic perspectives. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2254-2269.
- Parmanne, R. 1992. Changes in the growth of herring in the northern Baltic Sea in 1970-1991. ICES C. M. 1992/J: 42.
- Parmanne, R. 1993. Larval abundance and catch composition of Baltic herring in the Gulf of Bothnia in 1974-1991. Aqua Fennica 23,1: 75-84.
- Parmanne, R., Rechlin, O. & Sjöstrand, B. 1994a. Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea. Dana, vol. 10: 29-59.
- Parmanne, R., Popov, A. & Raid, T. 1994b. Biology and fishery of herring in the Gulf of Finland. Finnish Fish. Res. (manuscript)

- Pavlov, D. S., Gusar, A. G., Pyanov, A. I. & Gorin, A. N. 1986. The results of hydroacoustic observations on roach in Lake Glubokoe in winter. *Hydrobiologia* 141: 125-132.
- Persson, L. 1983a. Food consumption and competition between age classes in a perch *Perca fluviatilis* population in a shallow eutrophic lake. *Oikos* 40: 197-207.
- Persson, L. 1983b. Food consumption and the significance of detritus and algae to intraspecific competition in roach *Rutilus rutilus* in a shallow eutrophic lake. *Oikos* 41: 118-125.
- Persson, L. 1983c. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41: 126-132.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch *Perca fluviatilis*. *Ecology* 67: 355-364.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* 73: 170-177.
- Persson, L. 1991. Behavioural response to predators reverses the outcome of competition between prey species. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 28: 101-105.
- Persson, L. 1994. Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance. In: Cowx, I. G. (ed.). *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Blackwell, Oxford. pp. 421-434.
- Persson, L., Andersson, G., Hamrin, S. F. & Johansson, L. 1988. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystem. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York. pp. 45-65.
- Persson, L. & Greenberg, L. A. 1990. Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*) - roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71(1): 44-56.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.* 38: 281-293.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F. 1992. Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory. *Am. Nat.* 140: 59-84.
- Persson, L., Johansson, L., Andersson, G., Diehl, S. & Hamrin, S. F. 1993. Density dependent interactions in lake ecosystems: whole lake perturbation experiments. Copenhagen. *Oikos* 66: 193-208.
- Persson, L. & Eklöv, P. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76: 70-81.
- Persson, P. E. 1981. The etiology of muddy odour in water and fish. *Finnish Fish. Res.* 4: 1-13.
- Persson, P. E. 1985. Off-flavours in fish from the gulf of Finland. *Finnish Fish. Res.* 6: 112-117.
- Peters, R. H. & Downing, J. A. 1984. Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. *Limnol. Oceanogr.* 29: 763-784.

- Phillips, G. L., Eminson, D. F. & Moss, B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic botany* 4: 103-126.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Ekholm, P. & Perttilä, M. 1986. Surface distribution of total phosphorus and total nitrogen in the Finnish coastal waters in 1979-1983. National Board of Waters, Finland. Publications of the Water Research Institute 68: 40-54.
- Pitkänen, H., Tamminen, T., Kangas, P., Huttula, T., Kivi, K., Kuosa, H., Sarkkula, J., Eloheimo, K., Kauppila, P. & Skakalsky, B. 1993. Late summer trophic conditions in the north-east Gulf of Finland and the River Neva estuary, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 453-474.
- Pitkänen, H. 1994. Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes. Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 18, 45 p.
- Potter, I. C., Loneragan, N. R., Lenanton, R. C. J. & Chrystal, P. J. 1983. Blue-green algae and fish population changes in a eutrophic estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 14: 228-233.
- Pulp and papermill effluent in a freshwater environment. 1977. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 771-886. (Koko numero)
- Ragotzkie, R. A. 1988. Great Lakes ecosystem experiment. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 359-365.
- Rahkonen, R. 1994. Parasites of pike perch *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus 1758) fry reared in two different types of natural food ponds in southern Finland. *Aquaculture* 122: 279-293.
- Raitaniemi, J. 1995. The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition. *J. Fish Biol.* 47: 115-125.
- Rajasilta, M. & Vuorinen, I. 1984. The effect of eutrophication on the food composition of larval fish in the littoral zone. *Limnologica (Berlin)* 15 (2): 439-440.
- Rajasilta, M., Kääriä, J., Eklund, J. & Ranta-aho, K. 1986. Reproduction of the Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.) in the sea area of Turku, SW Finland. *Ophelia, Suppl.* 4: 339-343.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K. 1993. Valuma-alueen avohakkuun ja kuloutuksen vaikutukset pienen järven limnologiaan. Julkaisussa: Lappalainen, A. & Rask, M. (toim.). Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Osahankkeiden raportit vuosien 1990-1992 tuloksista. RKTL, Helsinki. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 69, 137 s.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F. A. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill, M. N. (ed.). *The Sea*, vol. 2. Interscience, New York. pp. 26-77.
- Regier, H. A. & Hartmann, W. L. 1973. Lake Erie's fish community: 150 years of cultural stress. *Science* 180: 1248-1255.
- Regier, H. A., Tuunainen, P., Russek, Z. & Persson, L.-E. 1988. Rehabilitative redevelopment of the fish and fisheries of the Baltic Sea and the great lakes. *Ambio* vol 17 no 2: 121-130.
- Reinertsen, H., Jensen, A., Langeland, A. & Olsen, Y. 1986. Algal competition for phosphorus: the influence of zooplankton and fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1135-1141.

- Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. MAVERON loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarajulkaisuja 15. 61 s.
- Resetnikov, Ju. S. 1988. Coregonid fishes in recent conditions. Finnish Fish. Res. 9: 11-16.
- Reynolds, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 384 s.
- Riemann, B. 1985. Potential influence of fish predation and zooplankton grazing on natural populations of freshwater bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 50: 187-193.
- Riemann, B., Søndergaard, M., Persson, L. & Johansson, L. 1986. Carbon metabolism and community regulation in eutrophic, temperate lakes. In: Riemann, B. & Søndergaard, M. (eds.). Carbon Dynamics of Eutrophic, Temperate Lakes. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishers. pp. 267-280.
- Ringer, Z. 1985. Phytoplankton investigations of the Southern Baltic. ICES C. M. 1986/L: 17.2.
- Rohlich, G. A. 1969. Eutrophication - causes, consequences, correctives. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Ryder, R. A. 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 94: 214-218.
- Ryder, R.A. 1981. Eutrophication effects on fisheries - the horns of a dilemma. Water Quality Bull. vol. 6, no. 3: 84-88.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62: 1-28.
- Salemaa, H. & Kangas, P. 1984. Itämeren litoraaliyhteisö meriympäristön tilan ilmentäjänä. Luonnon Tutkija 88: 96-99.
- Salo, H. 1991. Mäntän alapuolisen vesistön kalataloudellinen velvoitetarkkailututkimus vuonna 1990. Inst. Environ. Res. Univ. Jyväskylä. (mimeogr)
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä - vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A 96. 137 s.
- Salonen, V.-P., Alhonen, P., Itkonen, A. & Olander, H. 1993. Trophic history of Lake Enäjärvi southern Finland with special reference to its restoration problems. Hydrobiologia 268: 147-162.
- Sandström, O., Neuman, E. & Karås, P. 1988. Effects of a bleached pulp mill effluent on growth and gonad function in Baltic coastal fish. Wat. Sci. Tech. 20 (2): 107-118.
- Sandström, O. & Thoresson, G. 1988. Mortality in perch populations in a Baltic pulp mill effluent area. Mar. Poll. Bull. 19 (11): 564-567.
- Sandström, O., Karås, P. & Neuman, E. 1991. Pulp mill effluents effects on species distributions and recruitment in Baltic coastal fish. Finnish Fish. Res. 12, s. 101-110.
- Sandström, O., Böhling, P., Mölder, M., Olson, M., Pliksh, M., Repecka, R. & Ådjers, K. 1994. Integrated fish monitoring in Baltic coastal areas. (Preliminary report)
- Sawyer, C. N. 1947. Fertilisation of lakes by agricultural and industrial drainage. New England Water Works Association, 61: 109-127.

- Scavia, D. & Fahnenstiel, G. L. 1988. From picoplankton to fish: complex interactions in the Great Lakes. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York. pp. 85-97.
- Scheffer, M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200/201: 475-486.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Tree* 8: 275-279.
- Schindler, D. W. 1987. Detecting ecosystem response to anthropogenic stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 1): 6-25.
- Schindler, D. E., Kitchell, J. F., He, X., Carpenter, S. R., Hodgson, J. R. & Cottingham, K. L. 1993. Food web structure and phosphorus cycling in lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122: 756-772.
- Schröder, P., Bøgestrand, J., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255-270.
- Schulz, S. & Kaiser, W. 1986. Increasing trends in plankton variables in the Baltic Sea - a further sign of eutrophication. *Ophelia*. Suppl. 4: 249-257.
- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 701-724.
- Serafy, J. E. & Harrel, R. M. 1993. Behavioural response of fishes to increasing pH and dissolved oxygen: field and laboratory observation. *Freshwater Biology* 30: 53-61.
- Shaffer, G. 1979. On the phosphorus and oxygen dynamics of the Baltic Sea. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 26: 1-90.
- Shapiro, J. & Carlson, R. E. 1982. Comment on the role of fishes in the regulation of phosphorus availability in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 364.
- Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, V., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, B. & Zoto, G. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. EPA-600/3-82-096. Corvallis Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- Shapiro, J. & Wright, D. I. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371-383.
- Sivonen, K. 1990. Toxic cyanobacteria in Finnish fresh waters and the Baltic Sea. Reports from Department of Microbiology, University of Helsinki, 39: 1-87.
- Sjöstrand, B. 1992. Changes in length at age in Baltic herring, studied by back-calculation from scales. *ICES C. M.* 1992/J: 21.
- Stein, R. A., Threlkeld, S. T., Sandgren, C. D., Sprules, W. G., Persson, L., Werner, E. E., Neill, W. E. & Dodson, S. I. 1988. Size-structured interactions in lake communities. In: Carpenter, S. R. (ed.). *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer-Verlag, New York. pp. 161-179.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 56: 144-171.
- Svärdson, G. & Molin, G. 1981. The impact of eutrophication and climate on a warmwater fish community. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 59: 142-151.

- Tamminen, T. & Leskinen, E. 1985. Comparison of planktonic and periphytic microalgal parameters as indicators of eutrophication in a Baltic archipelago: Annual succession of community parameters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2195-2202.
- Tiitinen, J. 1982. Muikkukantojen runsaudentvaihtelut Lappajärvessä mätitutkimusten ja saalistietojen perusteella. *Vesihallitus. Tiedotus* 220: 1-78.
- Toivonen, H. 1984. Makrofyyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon tutkija* 88: 92-95.
- Townsend, C. R. & Perrow, M. R. 1989. Eutrophication may produce population cycles in roach, *Rutilus rutilus* (L.), by two contrasting mechanisms. *J. Fish Biol.* 34: 161-164.
- Tuunainen, P., Granberg, K., Hakkarinen, L. & Särkkä, J. 1972. On the effects of eutrophication on Lake Päijänne, central Finland. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 18: 388-402.
- Urho, L. 1995. Kalatäit kalojen terveysriskinä. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 93. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 19 s.
- Ursin, E. & Andersen, K. P. 1978. A model of the biological effects of eutrophication in the North Sea. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 172: 366-377.
- Valkama, J. 1994. Kulo-, Rauta- ja Liekoveden kalataloudellinen tarkkailu 1992 ja 1993. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu no 303.
- Valtonen, E. T., Koskivaara, M. & Brummer-Korvenkontio, H. 1987. Parasites of fishes in central Finland in relation to environmental stress. *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 10: 129-130.
- Vanni, M. J., Luecke, C., Kitchell, J. F., Allen, Y., Temte, J. & Magnuson, J. J. 1990. Effects on lower trophic levels of massive fish mortality. *Nature* 344: 333-335.
- Vollenweider, R. A. 1968. Water management research; scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. OECD, Paris, Technical Report DAS/CSI/68.27.
- Vuorinen, I. & Rajasilta, M. 1980. Kalanpoikasten ravinnosta rehevöityneellä merialueella. *Suomen Kalastuslehti* 87: 204-207.
- von Wachenfeldt, T., Waldemarsson, S. & Kangas, P. 1987. Changes in the littoral communities along the Baltic Sea coasts. *Baltic Sea Monitoring Symposium, Tallinn, USSR, 10-15 March 1986. Baltic Sea Environm. Proc.* 19: 394-403.
- Wallentinus, I. 1981. Phytobenthos. In: Melvasalo, T., Pawlak, J., Grasshoff, K., Thorell, L. & Tsiban, A. (eds.). *Assesment of the Effects of Pollution on the Natural Resources of the Baltic Sea, 1980. Baltic Sea Environ. Proc.* 5B: 322-342.
- Webster, K. E. & Peters, R. H. 1978. Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filtering in filamentous suspensions. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1238-1245.
- Welch, E. B. 1980. *Ecological effects of waste water.* Cambridge University Press, Cambridge. 337 p.
- Werner, E. E. & Gilliam, J. F. 1984. The ontogenic niche and species interactions in size-structured populations. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 393-426.
- Werner, E. E. 1986. Species interactions in freshwater fish communities. In: Diamond, J. & Case, T. (eds.). *Community Ecology.* Harper and Row, New York. pp. 344-358.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology, 2nd edition.* Saunders College Publishing, Toronto.

- Whitworth, W. R. 1968. Effects of diurnal fluctuations of dissolved oxygen on the growth of brook trout. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 25: 579-584.
- Wieland, K. 1988. Distribution and mortality of cod eggs in the Bornholm Basin (Baltic Sea) in May and June 1986. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 331-340.
- Wilkie, M. P. & Wood, C. M. 1991. Nitrogenous waste excretion, acid-base regulation, and ionoregulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to extremely alkaline water. *Physiological Zoology* 64: 1069-1086.
- Wilkie, M. P. & Wood, C. M. 1994. The effects of extremely alkaline water (pH 9.5) on rainbow trout gill function and morphology. *J. Fish Biol.* 45: 87-98.
- Winfield, I. J. 1986. The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. *J. Fish Biol.* 29: 37-48.
- Winkler, H. M. 1991. Changes of structure and stock in exploited fish communities in estuaries of the southern Baltic coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 3: 413-422.
- Wootton, R. 1989. The parasitology of teleosts. In: Roberts, R. J. (ed.). *Fish Pathology*, 2nd edn., Baillière Tindall, London, pp. 242-288.
- Wootton, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, London. 404 p.
- Wright, P. A. & Wood, C. M. 1985. An analysis of branchial ammonia excretion in the freshwater rainbow trout: effects of environmental pH change and sodium uptake blockade. *Journal of Experimental Biology* 114: 329-353.
- Wright, J., Helminen, H. & Hirvonen, A. 1993. Köyliönjärven kujanjuoksu: ulkoinen fosforikuormitus. *Vesitalous* 5/1993.
- Wulff, F., Aertebjerg, G., Nicolaus, G., Niemi, Å., Ciszewski, P., Schulz, S. & Kaiser, W. 1986. The changing pelagic ecosystem of the Baltic Sea. *Ophelia, Suppl.* 4: 299-319.
- Wulff, F. & Niemi, Å. 1992. Priorities for the restoration of the Baltic Sea - a scientific perspective. *Ambio* vol. 21 no 2: 193-195.
- Wyatt, R. J. 1988. The cause of extreme year class variation in a population of roach, *Rutilus rutilus* L., from a eutrophic lake in southern England. *J. Fish Biol.* 32: 409-421.
- Yurk, J. J., Ney, J. J. 1989. Phosphorus-fish community biomass relationships in southern Appalachian reservoirs: can lakes be too clean for fish. *Lake and Reservoir Management* 5(2): 83-90.
- Zaret, T. M. 1980. *Predation in freshwater communities*. Yale University Press, New Haven, Conn.

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR -SARJASSA ILMESTYNEET NITEET

1

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

VEHANEN, T. ja NIEMITALO, V. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen siianpoikasten viljelyyn käytettyjen luonnonravintolammikoiden tuotosta ja tuottoon vaikuttavista tekijöistä. (Produktion som inverkar på produktionen av sikyngel i naturfoderdammar vid Norra Finlands Centralfiskodlingsanstalt). (Production of natural food rearing ponds and the factors affecting it in whitefish culture at the Central Fish Culture Station for Northern Finland). s. 21–99. Helsinki 1990.

2

HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1988–1989. (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1988–1989). (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) sessioner 1988–1989). 33 s. Helsinki 1990.

3

Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fishery Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. (Rapukannat, ravustus, taudit ja viljely Euroopassa. Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) raputyöryhmän raportti). (Kräftstammar, kräftfiske, sjukdomar och odling i Europa. Rapport från Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) kräftarbetsgrupp). Edited by (toim.) Westman, K., Pursiainen, M. and Westman, P. 206 p. Helsinki 1990.

4

KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M.-L. Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. (Sammandrag: Fiskstamregister: sik, siklöja och harr). (Abstract: The Finnish fish stock register: whitefish, vendace and grayling). 54 s. Helsinki 1990.

5

ERKAMO, E. Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapanketussa metsäjärven. (Sammandrag: Kräftan (*Astacus astacus* L.) i ett litet surt träsk: Biologi, uppskattning av populationsstorleken och lönsamheten av utplanteringen). (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). 97 s. Helsinki 1990.

6

LEHTONEN, H. Vuorikemian tehtaiden jätevesien kalataloudellisista vaikutuksista Porin edustan merialueella. (Sammandrag: Fiskeriekonomiska effekter av avloppsvattnen från Vuorikemias fabriker i havsområdet utanför Björneborg) (Summary: Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on fish stocks and fisheries off Pori, the Bothnian Sea). s. 1–10.

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

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

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

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

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

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

7

MIKKOLA, J., SAURA, A., IKONEN, E. ja POIKOLA, K. Kymijoen kalaportaiden rakentamiseen liittyvät kalataloudelliset selvitykset 1987–1988. (Fiskeriutredning 1987–1988 för konstruktion av fisktrappor i Kymmene älv) (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987–1988). 37 s. Helsinki 199.

8

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Sammandrag: Effekterna av asurt nedfall på fish och kräftor. Rapport för år 1989) (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). 97 s. Helsinki 1990.

9

HYVÄRINEN, P. Yksikkösaaliin vaihtelu ja siihen vaikuttavat tekijät Oulujärvellä. (Sammandrag: Enhetsfångsternas variation i Ule träsk och de faktorer som påverkar dem). (The variation of catch per unit effort in Lake Oulujärvi and the factors influencing it). 72 s. Helsinki 1990.

10

ROMAKKANIEMI, A. Tornion-Muonionjoen harjus ja harjuksen kalastus. (Sammandrag: Harr och harrfiske i Torne- och Muonioälv). (Grayling stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). 111 s. Helsinki 1990.

11

RAHKONEN, R. ja WESTMAN, K. Tarttuvat kalataudit. Tilanne Suomessa, tautien leviäminen ja torjunta. (Sammandrag: Smittsamma fisksjukdomar. Sjukdomsläge i Finland, spridning av sjukdomar och bekämpningsmetoder). (Infectious diseases of fish. The situation in Finland, spread of the diseases and their prevention). 88 s. Helsinki 1990.

12

LEHTONEN, H. Kalanimistö: suomi, latina, ruotsi, norja, englanti, saksa ja ranska. (Lista över fisknamn på finska, latin, svenska, norska, engelska, tyska och franska) (Multilingual list of fish names in Finnish, Latin, Swedish, Norwegian, English, German and French). 27 s. Helsinki 1990.

13

HUUSKO, A. Kirjallisuusselvitys kalojen määti- ja poikasvaiheiden ekologiasta. (Sammandrag: Litteraturutredning angående fiskars rom- och yngelstadiers ekologi) (Ecology of eggs and larvae of freshwater fish – a review of literature). 58 s. Helsinki 1990.

14

HUUSKO, A. Kuusinkijoen vesistöalueen kalatalousselvitys. (Sammandrag: Utredning av fiskeri och fiskbestånd inom Kuusinkijoki vattendragsområde) (Fisheries and fish stocks in the Kuusinkijoki river system, Northern Finland, with remarks on the adverse effects of a small hydropower station located on the upper reach of the river). 238 s. Helsinki 1990.

15

TOIVONEN, J., KOKKO, U., AUVINEN, S. ja AUVINEN, H. Tulokset merkittyjen järvitaimenpoikasten istutuksista Suomessa vuosina 1970–1979. (Utsättningsresultaten av märkta insjööringyngel i Finland åren 1970–1979) (Summary: Results of stocking with tagged brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*) young in Finland in 1970–1979). 31 s. Helsinki 1991.

16

BÖHLING, P., HUDD, R., LEHTONEN, H. och PARMANNE, R. Fiskevården i havsområdet utanför Jakobstad. (Tiivistelmä: Kalakannat ja kalakantojen hoito Pietarsaaren edustan merialueella) (Fish stocks and their management in the sea area off Jakobstad, northern Finland). 82 s. Helsinki 1991.

17

NYBERG, K. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tuloksellisuus. (Sammandrag: Resultaten av utplantering av nyläckta gäddyngel) (Success of stocking with newlyhatched pike fry). 88 s. Helsinki 1991.

18

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1990. (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990). s. 1–39.

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

19

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

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

20

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

21

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

22

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

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

23

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

24

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

25

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

26

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

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

27

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

28

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

29

HILDÉN, M., MICKWITZ, P., PAANANEN, T., PARTANEN, H., SETÄLÄ, I., SÖDERKULTALAHTI, P. ja VIHERVUORI, A. Merialueen ammattikalastuksen ja kalan jalostuksen kapasiteetti Suomessa (The capacity of marine professional fishing and fish processing in Finland). Helsinki 1991. 72 s.

30

SALMI, J. ja SALMI, P. Silakan kalastuksesta monilajikalastukseen. Pohjois-Satakunnan rannikon

ammattikalastuksen muutokset (Transformation of the Blatic herring fishery to a multispecies fishery of the Finnish coast of the Bothnian Sea). Helsinki 1991. 140 s.

31

Valtion kalanviljelyn XIII neuvottelupäivät. Uhanalaisten arvokalalajien ja -kantojen säilyttäminen: tavoitteet ja keinot (State fish culture conference, No. XIII. Conservation of valuable and threatened fish species and stocks: objectives and methods) (Statens XIII fishodlings konferens. Bevarande av värdefulla och utrotningshotade fiskarter och fiskstammar: målsättningar och metoder). 5–6.4.1989, Jyväskylä. U. Eskelinen, M. Pursiainen ja R. Rahkonen (toim.). 74 s. Helsinki 1991.

32

JUNTUNEN, K., MUJE, P. Isokoskeloiden (Mergus merganser) saalistuksen vaikutus Inarin Juutuanjoen taimenistutusten tuloksellisuuteen (Predation by mergansers (Mergus merganser) on planted brown trout smolts in the River Juutuanjoki) (Sammandrag: Predationen av skraken (Mergus merganser) på nyuttsatt odlad öring i Älven Juutuanjoki). 58 s. Helsinki 1991.

33

SALMINIITTY, J. Merialueen kalanviljely-yritysten taloudellisen kehityksen arviointi perinteisen tilinpäätösanalyysin avulla (Economic development of marine fish farms evaluated from analysis of account) (Sammandrag: Utvärdering av den ekonomiska utvecklingen hos havsområdenas fiskodlingsföretag med hjälp av traditionell bokslutsanalys). 70 s. Helsinki 1991.

34

VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., HAKKARI, L., JANHONEN, I. ja OLKIO, K. Konneveden nuotta-apajat (Seining sites in Lake Konnevesi) (Sammandrag: Notdragsställen i sjön Konnevesi). 28 s. + 22 karttaa. Helsinki 1991.

35

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1989 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1989). s. 1–70.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1990 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990). s. 71–148. Helsinki 1991.

36

NYLANDER, E., AHVONEN, A. ja PRUUKI, V. Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöstä vuosilta 1987–1989 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1987–1989) (Sammandrag: Fiskeristatistik för Torneälvs vattendrag åren 1987–1989). s. 1–48.

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

AHVONEN, A. Kalastuskirjanpidon käyttökelpoisuus Tornion-Muonionjoen kalakantojen seurannassa (The value of fishermen's book-keeping data in monitoring fish stocks in the Rivers Tornionjoki and Muonionjoki) (Sammandrag: Fångstbokföringens användbarhet vid uppföljningen av Torne-Muonioälvs fiskebestånd). s. 79–113. Helsinki 1991.

37

MUTENIA, A. ja SALONEN, E. Lokan ja Porttipahdan peled- ja vaellussiikakantojen tila vuosina 1982–1989 (The state of peled (Coregonus peled (Gmelin)) and migratory whitefish (Coregonus lavaretus L.) in the Lokka and Porttipahta reservoirs, Northern Finland, in 1982–1989) (Sammandrag: Tillståndet hos stammarna av peled- och vandringsik i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta 1982–1989). 68 s. Helsinki 1991.

38

AHONEN, M., JÄÄSKÖ, O., HEINIMAA, P., PASANEN, P. ja SIMOLA, O. Inarijärveen vuosina 1972–1985 tehtyjen harmaanieriän Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with lake trout (Salvelinus namaycush (Walbaum)) in Lake Inari in 1972–1985) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av kanadaröding i Enare Träsk 1972–1985) (Oohtankeäsu: Aanaarjáávrán ivij 1972–1985 tohhum ränisrávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 53 s. Helsinki 1991.

39

LEHTONEN, H. Suomen ja Japanin välisen elintarvikealan tutkimusyhteistyön ja tutkijavaihdon kehittämisen arviointivaltuuskunnan matka Japaniin (Report of the visit of Finnish group to Japan for

evaluating targets for advancement of scientific collaboration and exchange of scientist in food research between Finland and Japan). s. 1–12.

TUUNAINEN, P., WESTMAN, K. ja PARMANNE, R. Suomen ja Japanin kalatalouden tieteellisen ja teknisen yhteistyön kehittäminen (Possibilities to develop scientific cooperation in fisheries between Finland and Japan). s. 13–48.

RUOHONEN, K. Japanin vesiviljelystä ja sen tutkimuksesta (Aquaculture and its research in Japan). s. 49–104.

SUURONEN, P. Pyyntitekniikasta ja sen tutkimuksesta Japanissa (Fishing technology in Japan). s. 105–157. Helsinki 1991.

40

Rapu-Kräft-Symposium (Symposium on Crayfish). 23.–24.8.1990, Hämeenlinna. Wallin, I. ja Westman, K. (toim.). 116 s. Helsinki 1991.

41

HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1990–1991 (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1990–1991) (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattnens fiskerikommissionens (EIFAC) sessioner 1990–1991). 29 p. Helsinki 1992.

42

Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Kalatautien torjunta. Valtion kalanviljelylaitosten suunnittelun ja rakentamisen nykytila. (State fish culture conference, No. XI. Prevention of fish diseases. The present situation in the planning and building of the state fish culture stations) (Statens XI fiskodlings konferens. Bekämpning av fisksjukdomar. Nyläge inom planeringen och konstruktionen av statens fiskodlingsanstalter). 31.3–1.4.1987, Polvijärvi. Lavikainen, R. ja Rahkonen, R. (toim.) 68 s. Helsinki 1992.

43

AHONEN, M. Inarijärveen vuosina 1965–1986 tehtyjen nieriän Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in the Lake Inari in 1965–1986) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkning av röding i Enare Träsk åren 1965–1986) (Oohtankeásu: Aanaarjáávrán ivij 1965–1986 tohhum rávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 38 s. Helsinki 1992.

44

SETÄLÄ, J. ja KLEMOLA, O. Siian kalastajahinnanmuodostus Merenkurkussa (Factors affecting the price in the whitefish fishery in the northern Quark, the Baltic Sea) (Sammandrag: Sikens fiskarprisbildning i Kvarkenområdet). s. 1–46.

SETÄLÄ, J. ja AHLFORS, A. Siian fileoinnin kannatavuus (Profitability of filleting whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l.L.)) (Sammandrag: Sikfilingens lönsamhet). s. 47–77. Helsinki 1992.

45

AHVONEN, A., JUTILA, E., JÄRVENPÄÄ, T., LAPPALAINEN, A., RASK, M. ja VUORINEN, P. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys (Effects of forestry on fish, crayfish and fishery. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående skogsbrukets effekter på fisk, kräftor och fiskeri). 69 s. Helsinki 1992.

46

LECKLİN, T. Nukutusaineiden toissijaiset fysiologiset vaikutukset järvitaimenessa (The secondary physiological effects of some anesthetics on brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.)) (Sammandrag: De sekundära fysiologiska effekterna av några bedövningsmedel på insjööring). 38 s. Helsinki 1992.

47

LEHTONEN, H., LAPPALAINEN, J., FORSMAN, L., SOIVIO, A., URHO, L., VUORINEN, P. J. ja TIGERSTEDT, C. Ilmaston muutosten vaikutukset kaloihin, kalanviljelyyn, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuusselvitys (The effects of climate change on fishes, aquaculture, fish stocks and fishing. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående klimatförändringarnas effekter på fisk, fiskodling, fiskbestånd och fiske). 119 s. Helsinki 1992.

48

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

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

KARTTUNEN, V. ja PRUUKI, V. Tornionjoen lohi ja lohen kalastus. (Status of the salmon stock and fisheries in the River Tornionjoki) (Sammandrag: Laxen och laxfisket i Torneälv). 57 s. Helsinki 1992.

SALONEN, E. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Nykytila (A plan for the fisheries use and management of Lake Inari. The present stage) (Sammandrag: Bruks- och skötselplan för fiskerihushållningen för Enare träsk. Nutillstånd). 157 s. Helsinki 1992.

TOIVONEN, A-L., HUDD, R. ja SVANBÄCK, G. Pohjanlahden siikaloukkujen lajivalikoivuuden kehittäminen (Reduction of salmon bycatch in whitefish trap nets in the Gulf of Bothnia (Baltic)) (Sammandrag: Förbättring av artselektivitet hos sikfällor i Bottniska viken). 46 s. Helsinki 1992.

SAURA, A., MIKKOLA, J. ja IKONEN, E. Kymijoen vaelluskalatutkimukset 1989–1991 (Report on the studies of migratory fish species in River Kymijoki in 1989–1991) (Sammandrag: Resultaten av forskningsprojektet om vandrande fiskarter i Kymmene älv åren 1989–1991). s. 1–79.

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

RUNEBERG, J. Behandling av spillvattnen på Östra Finlands Centralfiskodlingsanstalt (Summary: Treatment of the effluent on Central Fish Culture and Fisheries Research Station for Eastern Finland) (Tiivistelmä: Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen poistoveden käsittely). 81 s. Helsinki 1992.

JÄRVINEN, A., RASK, M., NIEMELÄ, E., RAITANIEMI, J. ja TURUNEN, T. Yhdennetyn ympäristöseurannan järvien koekalastukset (The results of test fishings in the lakes of integrated monitoring) (Sammandrag: Provfiske i de sjöar som ingår i programmet för integrerad monitoring 1988–1990). s. 1–10.

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

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

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

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

LAPPALAINEN, A. Suomalaisten suhtautuminen vesistöjen happamoitumisen torjuntatoimenpiteisiin (The attitudes towards emission control and liming of the acidified lakes in Finland) (Sammandrag: Finländarnas åsikter angående bekämpningsåtgärder av insjösystemens försurning). s. 103–126. Helsinki 1992.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen toimintakertomus vuodelta 1991 (Report on the activities of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991) (Berättelse över verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991). 159 s. Helsinki 1992.

Valtion kalanviljelyn XIV neuvottelupäivät. Kalanviljely, vesiensuojelu ja valvonta (State fish culture conference, No. XIV. Fish culture, protection of waters and inspection) (Statens XIV fiskodlings konferens. Fiskodling, vattenskydd och övervakning). 10.–11.4.1990, Sotkamo. Toim. Pursiainen, M. ja Rahkonen, R. 121 s. Helsinki 1992.

Valtion kalanviljelyn XV neuvottelupäivät. Tulosjohtaminen ja valtion kalanviljelyn tavoitteet. Kalanviljelyn rakenteet ja tekniikka (State fish culture conference, No. XV. Result oriented management and objectives of State

fish culture. Constructions and technique of fish culture) (Statens XV fiskodlings- konferens. Resultatstyrning och Statens fiskodlings målprogram. Fiskodlingens anläggningar och teknik). 9.–10.4.1991, Pudasjärvi. H. Simola ja R. Rahkonen (toim.). 121 s. Helsinki 1992.

58

RINTAMÄKI, P. Montan, Raasakan, Ossauskosken ja Keminmaan kalanviljelylaitosten kalaloiset ja -taudit vuosina 1984–1991 (Fish parasites and diseases at the fish farms of Montta, Raasakka, Ossauskoski and Keminmaa, Northern Finland in 1984–1991) (Sammandrag: Fiskparasiter och -sjukdomar vid Montta, Raasakka, Ossauskoski och Keminmaa fiskodlingsanstalter åren 1984–1991). 44 s. Helsinki 1993.

59

Valtion kalanviljelyn XVI neuvottelupäivät. Luonnonravintolammikkoviljely, uudet lajit ja rodunjalostus (State fish culture conference, No. XVI. Natural food pond culture, new fish species and selective breeding) (Statens XVI fiskodlings konferens. Naturfoderdamm odling, nya arter och djursförädling). 1.–2.4.1992, Kuopio. R. Lavikainen ja R. Rahkonen (toim.). 103 s. Helsinki 1993.

60

Valtion kalanviljelyn XVII neuvottelupäivät. Mädituotanto ja emokalojen viljely (State fish culture conference, No. XVII. Fish egg production and brood fish breeding) (Statens XVII fiskodlings konferens, Romproduktion och avelsfiskodling). 31.3.–1.4.1993, Tampere. K. Ruohonen ja J. Ruuhijärvi (toim.). 109 s. Helsinki 1993.

61

AHONEN, M. Vastakuoriutuneiden ja yksivuotiaiden taimenten istutustulokset Ylä-Menesjoella vuosina 1989–1991. (Results of newly hatched and one-year-old brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*) stockings on River Ylä-Menesjoki in 1989–1991) (Sammandrag: Utplanteringsresultat för nykläckta och ettåriga öringar i Ylä-Menesjoki under åren 1989–1991). s. 1–30.

AHONEN, M. Inarijärveen laskevien vesien järvitaimenen vuosien 1971–1989 Carlin-merkintöjen tulokset. (Results of Carlin tagging experiments with brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*) in Lake Inari tributaries in 1971–1989) (Sammandrag: Resultat för Carlin-märkningar gjorda under åren 1971–1989 på öringar i vattendrag som utmynnar i Enare träsk). s. 31–58. Helsinki 1993.

62

VEHANEN, T., PASANEN, P., LEHTINEN, E. ja SIMOLA, O. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen lohi-istutusten (*Salmo salar* L.) Carlin-merkintätulokset vuosilta 1973–1988 (Report on salmon (*Salmo salar* L.) tagging experiments performed by Taivalkoski State Aquaculture in 1973–1988) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av lax (*Salmo salar* L.) som utfördes Norra Finlands centralfiskodlingsanstalt åren 1973–1988). 75 s. Helsinki 1993.

63

SAURA, A. Polttomerkinnän soveltuvuus yksikesäisten kalanpoikasten merkintään (The use of hot branding in the marking of one-summer-old juvenile fish) (Sammandrag: Brännmärkningsmetoden som gruppmarkningsmetod för ensomriga fiskyngel). 38 s. Helsinki 1993.

64

JOKIKOKKO, E. ja JUTILA, E. Simojoen ylimmän osan ja sivujokien kalastus selvitys ja koskikartoitukset (Utredning av fiskbestånd och kartläggning av forsar i Simojokis övre lopp och biflöden) (A Study of the Fish Fauna and Rapid Areas of the Uppermost Reaches and Tributaries of the Simojoki River). s. 1–39.

KARTTUNEN, V. ja JUTILA, E. Kalastustilatoja Simon ja Ranuan kunnista vuosilta 1986 ja 1990. (Fiskeristatistik för kommunerna Simo och Ranua åren 1986 och 1990) (Fishery Statistics from the Municipalities of Simo and Ranua in 1986 and 1990). s. 43–77. Helsinki 1993.

65

VUORINEN, P. J., PAASIVIRTA, J., VUORINEN, M., PEURANEN, S. ja HOIKKA, J. Lohen ja meritaimenen ympäristömyrkkypitoisuudet ja lohen alkio- ja poikaskuolleisuus (Laxens och havsöringens halter utav miljögifter och laxens embryo- och yngeldödlighet) (Organochlorines in Salmon and Sea Trout and the Mortality of the Eggs and Yolk sac Fry of Salmon). 71 s. Helsinki 1993.

66

Lohen ja meritaimenen sopimuskasvatus ja istutukset. Sopimusviljelytyöryhmän muistio. (Kontraktuppfödning och utplantering av lax och havsöring. Kontraktodlingsarbetsgruppens memorandum.) (State-subsidized Rearing and Releasing of Salmonids. Memorandum of the Working Group on the State-subsidized Rearing and Releasing of Salmonids). 76 s. + 41 liites. Helsinki 1993.

67

SALONEN, E. ja MUTENIA, A. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunitelma. Osa

2.Suunnitelma. (Fiskeriekonomisk användnings- och skötselplan för Enare träsk. Del 2. Plan.) (The Fisheries' Use and Management Plan for Lake Inari. Part 2. Plan.). 73 s. + 7 liites. Helsinki 1993.

68

RAHKONEN, R. Kuhanpoikasten loiset kahdessa erityyppisessä luonnonravintolammikossa. (Parasiter på gösungen i två naturfoderdammar av olika typ.) (Parasites of Pike-perch Fry Reared in Two Different Types of Natural Food Ponds in Finland). 22 s. Helsinki 1993.

69

Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Osahankkeiden raportit vuosien 1990–1992 tuloksista. (Skogsbrukets effekter på fisk och fiske. Delprojektens rapporter över resultaten 1990–1992.) (Effects of Forestry On Fish and Fisheries. The Sub-project Reports of the Results between 1990–1992.) Toim. A. Lappalainen ja M. Rask. 137 s. Helsinki 1993.

70

KORHONEN, P. ja HEIKINHEIMO-SCHMID, O. Suurten petokalojen ravinto Ontojärvessä ja Lentuassa ja ravinnonkulutuksen arviointi. (Näring för stora rovfiskar i Ontojärvi och Lentua samt uppskattning av näringsförbrukningen.) (The Food of Large Predator Fishes in Lakes Ontojärvi and Lentua and the Estimation of Food Consumption.). 52 s. Helsinki 1993.

71

RAHIKAINEN, E. Hinnoittelun käyttökelpoisuus virkistyskalastuksen arvioinnissa. (Användbarheten av prissättning vid uppskattningen av rekreativfiskets värde) (The Appropriateness of Pricing in the Assessment of the Benefits of Recreational Fishing). 20 s. Helsinki 1993.

72

Sisävesi- ja rannikkokalastaja muutospaineiden alla. Arkipäivän ongelmat ammattikalastajien kertomana. (Förändringstryck imon insjö- och kustfisket. Fiskarna berättar om sina vardagsproblem.) (The Attitudes, Problems and Everyday Life of Professional Fishers: A Report on Fisheries in the Bothnian Sea and Freshwater Trawl Fishing.). Toim. P. Salmi ja J. Salmi. 117 s. Helsinki 1993.

73

SALONEN, E. ja MUTENIA, A. Luontaisen lisääntymisen vaikutukset Lokan ja Porttipahdan siikakantoihin ja kalastukseen. (Effekterna av naturlig förökning på sikbestånden och fisket i Lokka och Porttipahta) (The Effects of the Natural Reproduction of Whitefishes on Stocks and Fisheries in the Lokka and Porttipahta Reservoirs). 22 s. + liitt. Helsinki 1993.

74

PYLKKÖ, PÄIVL. Ruokinnan ja kasvatustiheyden vaikutus harjuksen ja nieriän ASA-tautiherkkyyteen. (Effekterna av utfodring och uppfödningstäthet på mottagligheten för ASA-sjuka hos harr och röding.) (The Effect of Feeding and Rearing Density on the Susceptibility to ASA Disease of Grayling (*Thymallus thymallus* L.) and Arctic Char (*Salvelinus alpinus* L.). 19 s. Helsinki 1993.

75

NYLANDER, E. ja PRUUKI, V. Tornionjoen vesistön kalastustilastot vuosilta 1991 ja 1992. (Fiskestatistik för Torne älvs vattensystem, åren 1991–1992.) (The Fishery Statistics of the Tornionjoki River Basin in 1991 and 1992). 26 s. + 10 liites. Helsinki 1994.

76

AALTO, J. ja RAHKONEN, R. *Gyrodactylus salaris* -loisen esiintyminen, haitallisuus ja torjunta. (Förekomst, skadlighet och bekämpning av parasiten (*Gyrodactylus salaris*.) (The Distribution, Adverse Effects and Prevention of the Parasite (*Gyrodactylus salaris*). 50 s. + 2 liitettä. Helsinki 1994.

77

VEHANEN, T. Järvitaimenistutusten tuloksellisuus Pohjois-Suomessa. (Resultat av utplantering av insjööring i norra Finland.) (Importance of Environment and Stocking Density for the Efficiency of Brown Trout Stocking in Northern Finland.) 50 s. + 2 liitettä. Helsinki 1994.

78

TAMMI, J. ja KUIKKA, S. Hauen ravinnonkäytön ajallinen ja alueellinen vaihtelu kutuaikana. (Gäddans näringsanvändning -temporära och spatiella variationer under lektiden) (The Spatial and Temporal Variation in the Food and Food Consumption of Northern Pike (*Esox lucius* L.) during the Spawning Period). 43 s. Helsinki 1994.

79

KEMPPAINEN, S. Kiiminkijoen vapakalastuksen kehitys vuosina 1989–1992. (Utvecklandet av spöfisket i Kimminge älv åren 1989–1992.) (The Development of Rod Fishing in the River Kiiminkijoki from 1989–1992). 39 s. + 7 liitettä. Helsinki 1994.

80

MÄKI-PETÄYS, A., MUOTKA, T., TIKKANEN, P., HUUSKO, A., KREIVI, P. ja KUUSELA, K. Kokoluokkien väliset erot taimenen poikasten mikrohobiattien käytössä. (Forellungens utnyttjande av mikrohobitat: skillnader mellan olika storleksklasser.) (Size-Class Differences in Microhabitat Use by Juvenile Brown Trout.) 38 s. + 6 liitettä. Helsinki 1994.

81

HUUSKO, A., VEHANEN, T. ja KORHONEN, P. Järvitaimenistutusten tuloksellisuus Kuusamon alueella vuosina 1972–1988 Carlin- merkkikalautuksiin perustuen. (Resultaten av utplanteringar med insjööring i Kuusamo med hjälp av Carlin-märkningar åren 1972–1988.) (Results of Stocking with Carlin-Tagged Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in the Kuusamo Area in 1972–1988.) 41 s. Helsinki 1994.

82

SALMI, P., JUVONEN, L., LAAMANEN, K., PIIPPONEN, M. ja PITKÄNEN, M. Kenen ehdoilla kalavaroja hyödynnetään? Onkamojärven kalastuskiistan taustoja. (På vems villkor utnyttjas fiskresurserna? Bakgrundsfaktorer angående fiskekonflikten kring sjön Onkamojärvi.) (On whose terms will the fish resources be harvested? Some background of the Lake Onkamo fishery conflict.) 33 s. Helsinki 1994.

83

SALMI, J., SALMI, P. ja SETÄLÄ, J. Ammattikalastajien kalan markkinointi. Ongelmat ja kehittämisedellytykset Pohjois-Satakunnan rannikolla. (Yrkesfiskarnas marknadsföring av fisk. Problem och utvecklingsförutsättningar längs kusten i norra Satakunda.) (The marketing of fish products by professional fishermen. Problems and advancement in the Bothnian Sea.) 96 s. Helsinki 1994.

84

MIKKOLA, J. ja SAURA, A. Viemäristä lohioeksi –Vantaanjoen vaelluskalatutkimuksia vuosilta 1987–1993. (Från kloak till laxälv –Vandringsfiskundersökningar i Vanda åren 1987–1993) (From sewer to salmon river – studies on migratory fish in the River Vantaanjoki from 1987–1993). 103 s. Helsinki 1994.

85

Valtion kalanviljelyn XVIII neuvottelupäivät. (Statens XVIII fiskodlingskonferens) (State fish culture conference, No. XVIII). Yrjö Lankinen ja Juhani Pirhonen (toim.). 102 s. Helsinki 1994.

86

LAAMANEN, M., AHVONEN, A. ja JUTILA, E. Metsätalouden toimenpiteiden vaikutus Isojoen vesistön kalastukseen ja vesistön tilaan –tiedustelututkimus. (Effekter av skogsbruksåtgärder på fisket och på vattendragets tillstånd i Isojoki-Lappfjärds å — gallupundersökning) (Effects of forestry on fish and fishing in the river Isojoki watercourse – questionnaire survey). 49 s. + liite. Helsinki 1994.

87

JUTILA, E., KARTTUNEN, V. ja NIEMITALO, V. Parempi kivi koskessa kuin kymmenen rannalla — Erilaisten kunnostusmenetelmien vaikutus taimenen poikasmääriin Iijoen sivujokien koskissa. (Bättre en sten i forsen än tio på stranden — Olika restaureringsmetoders inverkan på örringsyngel i forsarna i Ijo älvs biflöden) (Better one stone in the rapids than ten on the bank — Influence of various restoring methods on the parr densities of brown trout in the rapids of the tributaries flowing into the Iijoki River). 29 s. + liite. 29 s. Helsinki 1994.

88

MAKKONEN, J., TOIVONEN, J., PIIRONEN, J., PURSIANEN, M. JA MÄKINEN, K. Järvilohen (*Salmo salar* m. *sebag* Girard) säilyttäminen ja kalastus Vuoksen vesistössä Carlin-merkintöjen perusteella. (Bevarande och fiske av insjöfax (*Salmo salar* m. *sebag* Girard) i Vuoksens insjösystem, undersökning med hjälp av Carlin-märkningar) Maintenance and fishing of landlocked salmon (*Salmo salar* m. *sebag* Girard) on the basis of Carlin-tagging in the Vuoksi watercourse) 65 s. + liitt. Helsinki 1995.

89

NYLANDER, E. JA ROMAkkANIEMI, A. Tornionjoen meritaimen ja sen kalastus (Havsöringen i Torne älv och havsöringsfisket) (Sea trout and fishing in the Tornionjoki River) 63 s. + liitt. Helsinki 1995.

90

URHO, L., KAUKORANTA, M., KOLJONEN, M.-L., LEHTONEN, H., LEINONEN, K., PASANEN, P., RAHKONEN, R. JA TOLONEN, J. Uusien kalalajien ja -kantojen tuonnin mahdollisuudet (Möjligheter till import av nya fiskarter och -bestånd) (Possibilities for importing new fish species and stocks) 74 s. Helsinki 1995.

91

VEHANEN, T. Rakennettujen jokien kalataloudelliset edellytykset. I. Kalakannat ja kalastus. II. Kehittämistiedustelut (Fiskeriekonomiska förutsättningar i utbyggda älvar. I. Fiskbestånd och fiske. II. Utvecklingsgallupar) (Fish stocks and fisheries in large regulated rivers in northern Finland. I. The current state and fish stocks and fisheries. II: Development enquiries) 39 s. + liitt. + 28 s. + liitt. Helsinki 1995

92

SALMI, P., HUUSKO, A. Muikun talvinuottoaus ja muikkukannat Kuusamossa (Vinternotfångst av siklöja (*Coregonus albula* L.) och siklöjebestånden i Kuusamo) (Winter seine fishing of the vendace (*Coregonus albula* L.) in the Kuusamo area, northern Finland with implications on stock dynamics) 42 s. + liite. Helsinki 1995

93

URHO, L. Kalatäit kalojen terveystriskinä. (Fisklus som hälsorisk för fisken). Fish lice as a health risk for fish). 19 s. Helsinki 1995.

94

RAHKONEN, R. KILPELÄ S.-S., PASTERNAK, M. Lohikalojen paisetauti ja sen torjunta. Kirjallisuuskatsaus (Furunkulos hos laxfiskar och bekämpning av den. Litteraturöversikt). (Furunculosis of salmonids and its prevention. A review of the literature). 47 s. Helsinki 1995.

95

KEMPPAINEN, S., NIEMITALO, V., LEHTINEN, E., PASANEN, P. Lohen ja meritaimenen istutustutkimukset Kiiminkijoella (Utplanteringsforskning gällande lax och havsöring i Kiminge älv). (Stocking research on salmon and sea trout in the River Kiiminkijoki). 36 s. + 10 liit. Helsinki 1995.

96

Kalakantojen monimuotoisuuden hoito. Valtion kalanviljelyn XIX neuvottelupäivät. Toim. Petri Heinimaa ja Keijo Juntunen. (Statens XIX fiskodlingskonferens) (State fish culture conference, No.XIX). 40 s. Helsinki 1995.

97

KREIVI, P., MUOTKA, T., TIKKANEN P., HUUSKO, A., MÄKI-PETÄYS, A., KUUSELA, K. Taimenen poikasten ravinnonkäyttö Kuusamon Kuusinkijoen. (Öringsynglens födoutnyttjande i Kuusinkijoki i Kuusamo) (Diet composition and prey preferences of juvenile brown trout in the river Kuusinkijoki). 32 s. + 3 liit. Helsinki 1995.

98

TURUNEN, J.-P. Ympäristöpoliittisten ristiriitojen sovittelumenettely. Esimerkitapauksena lohenkalastuksen järjestäminen. (Medling i miljöpolitiska konflikter med laxfisket som exempel) (Environmental dispute resolution procedure for conflicts. A case study: the management of salmon fishing) 46 s. Helsinki 1995

99

MUTENIA, A., JANTUNEN, P., SALMINEN, A. Avoperärysäpyynnin soveltuvuus siian kalastukseen Lokan ja Porttipahdan tekojärvillä. (Ryssjor med öppen botten som fångstredskap i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta) Fishing of whitefish with open-end trap nets in the reservoirs of Lokka and Porttipahta Reservoirs). S. 1-12 + liitt.

SALMINEN, A., MUTENIA, A. Ammatti- ja luontaiselinkeinokalastuksen kannattavuus Lokan tekojärvellä vuosina 1989-1991. (Yrkes- och naturnäringens fiskets lönsamhet i Lokka konstgjorda sjö åren 1989-91) (Profitability of commercial and traditional fisheries in the Lokka reservoir from 1989-1991) s. 19 -34. Helsinki 1995

100

Luonnontilan muutokset Konnevedessä - 25 vuotta vesiluonnon tutkimusta . (Förändringar i sjön Konnevesis naturtillstånd - 25 års studier av insjönaturen) (Changes in the Natural State of Lake Konnevesi: Aquatic Research over Twenty-Five Years). Toim. Pentti Valkeajärvi. 167 s. Helsinki 1995

101

Neutraloinnin vaikutukset happamoituneen metsäjärven ekosysteemiin. Iso Valkjärven kalkituskokeen tuloksia vuosilta 1990-1993 (Effekterna av neutralisering på ekosystemet i en försurad sjö Resultat av kalkningsförsöken i sjön Iso Valkjärvi under åren 1990-1993) Martti Rask ja Marko Järvinen (toim.). 84 s. Helsinki 1995

102

KIRJAVAINEN, E. Haudontalämpötilan vaikutus ravun poikastuottoon ja poikasten laatuun (Kläckningstemperaturens inverkan på kräftans yngelproduktion och yngelkvalitet) (The Effects of Incubation Temperature on the Fry Production of Crayfish and the Quality of Fry). 27 s. Helsinki 1995