

Pro gradu -tutkielma

**Kalayhteisömuutokset hoitokalastuksen jälkeen  
kolmessa rehevässä eteläsuomalaisessa järvessä**

**Janne Antila**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

7.10.2009

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

ANTILA JANNE, O.: Kalayhteisömuutokset hoitokalastuksen jälkeen kolmessa rehevässä eteläsuomalaisessa järvessä

Pro gradu: 37 s.

Työn ohjaajat: FM Jukka Ruuhijärvi, FT Timo Marjomäki

Tarkastajat: FT Tapio Keskinen, FT Timo Marjomäki

Lokakuu 2009

---

Hakusanat: *Abramis brama*, ahven, biomanipulaatio, järvikunnostus, lahna, *Perca fluviatilis*, rehevöityminen, *Rutilus rutilus*, särki, särkikalat, yleiskatsausverkko

### TIIVISTELMÄ

Suomen järvet ovat kärsineet rehevöitymisestä pitkään. Ulkoista kuormitusta on monin paikoin saatu vähennettyä, mutta sisäinen kuormitus voi ylläpitää järven rehevää tilaa joskus jopa vuosikymmeniä. Särkikalojen on todettu lisäävän ja ylläpitävän tätä sisäistä kuormitusta, ja ongelmaa onkin usein yritetty korjata hoitokalastuksella eli poistamalla järven särkikalavaltaista kalabiomassaa. Kalayhteisöillä on kuitenkin usein kyky palautua takaisin kohti särkikalavaltaista tilaa, kun hoitokalastus lopetetaan. Tämän tutkielman tarkoituksena on tutkia kolmen eteläsuomalaisen järven kalayhteisöissä tapahtuneita muutoksia ja mahdollista palautumista kohti alkuperäistä tilaa, kun hoitokalastuksen lopettamisesta on kulunut seitsemän vuotta. Yleiskatsausverkkoaineiston perusteella vertasin kalayhteisön rakennetta ennen hoitokalastusta, heti hoitokalastuksen jälkeen ja seitsemän vuotta hoitokalastuksen jälkeen kolmessa järvessä. Kukin järvi reagoi hoitokalastukseen ja sen päättymiseen omalla tavallaan. Etujärven ja Takajärven osalta hoitokalastuksella ei saavutettu toivotun kaltaisia kalayhteisömuutoksia ja hoitokalastuksen päättymisen jälkeen kalayhteisö näyttäisi olevan palaamassa kohti alkuperäistä tilaa. Otalammen kalayhteisössä puolestaan tapahtui hoitokalastuksen myötä muutoksia haluttuun suuntaan ja kehitys näyttää jatkuneen hyvään suuntaan hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science  
Department of Biological and Environmental Science  
Fish Biology and Fisheries

ANTILA JANNE, O.: Changes in fish communities after mass removal in three eutrophic lakes in Southern Finland

Master of Science Thesis: 37 p.

Supervisors: MSc Jukka Ruuhijärvi, PhD Timo Marjomäki

Inspectors: PhD Tapio Keskinen, PhD Timo Marjomäki

October 2009

---

Key Words: *Abramis brama*, biomanipulation, bream, cyprinids, eutrophication, multimesh gillnet, *Perca fluviatilis*, perch, restoration, roach, *Rutilus rutilus*

### ABSTRACT

Finnish lakes have suffered from eutrophication for a long time. In most places external loading has decreased but internal loading may sometimes maintain the eutrophic state of a lake even for decades. It is known that cyprinid fish can increase and maintain the process of internal loading. This problem is often tried to be solved by mass removal of cyprinid dominated fish stock from the lake. Fish stocks however have often the capability to recover and turn back towards the cyprinid dominated state when the mass removal is ceased. The aim of this study is to examine the changes in fish stocks in three eutrophic lakes in Southern Finland seven years after the cessation of mass removal. I studied the changes in fish stock composition by comparing data collected with multimesh gillnets before the mass removal, immediately after the mass removal and seven years after the mass removal in three lakes. Each lake responded individually to the mass removal and to the cessation of mass removal. In Lakes Etujärvi and Takajärvi, the mass removal was not intensive enough to induce wanted changes to fish stocks and the stock is changing back towards its original state. In Lake Otalampi the fish stock changed as wished and the trend seems to have continued in the desired way also after the cessation of the mass removal.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>5</b>
<b>2. TUTKIMUKSEN TAUSTAA.....</b>	<b>6</b>
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT.....</b>	<b>9</b>
3.1. Tutkimusjärvet.....	9
3.1.1. Etujärvi ja Takajärvi .....	9
3.1.2. Otalampi.....	10
3.2. Menetelmät .....	12
3.3. Tutkimuskysymykset ja tilastollinen testaus .....	13
<b>4. TULOKSET .....</b>	<b>14</b>
4.1. Etujärvi.....	14
4.2. Takajärvi .....	20
4.3. Otalampi.....	25
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>31</b>
5.1. Etujärvi.....	31
5.2. Takajärvi .....	32
5.3. Otalampi.....	33
<b>6. PÄÄTELMÄT.....</b>	<b>34</b>
<b>Kiitokset.....</b>	<b>34</b>
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>35</b>

## 1. JOHDANTO

Suomen järvet ovat kärsineet ihmistoiminnan aiheuttamasta rehevöitymisestä jo pitkään. Ennen puhdistamattomia yhdyskunta- ja teollisuusjätevesiä johdettiin vesistöihin surutta, mutta viime vuosikymmeninä niiden aiheuttama kuormitus on lainsäädännön ja puhdistamoiden ansiosta vähentynyt selvästi. Nykyään pahin rehevöittäjä onkin hajakuormitus, etenkin maatalous (esim. Carpenter ym. 1998, Ekholm & Mitikka 2006). Maataloudessa käytetään runsaasti keinolannoitteita, joiden sisältämistä ravinteista osa päätyy läheisiin vesistöihin tuulen kuljettamana ja sateiden huuhtomana.

Suomen järvien tuottavuutta rajoittava minimiravinne on yleensä fosfori (Särkkä 1996). Valuma-alueelta järviin huuhtoutuva fosfori lisää veden fosforipitoisuutta, ja tämän myötä järven eliöstössä ja fysikaalisissa ominaisuuksissa tapahtuu usein rehevöitymiselle tyypillisiä muutoksia, jotka vähentävät järven virkistyskäyttöarvoa. Selvästi näkyvät haitat, kuten voimakkaat sinileväkukinnat, ovat monin paikoin havahduttaneet ihmisiä toimimaan järvien tilan parantamiseksi. Vaikka järviin saapuva ulkoinen kuormitus on kääntynyt laskuun, ei järvien tila ole aina parantunut samassa suhteessa sisäisestä kuormituksesta johtuen (esim. Lappalainen & Lakso 2005, Sammalkorpi & Horppila 2005). Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan järven sedimenttiin jo varastoituneiden ravinteiden vapautumista takaisin veteen. Särkikalajien on tutkimuksissa (esim. Horppila & Kairesalo 1990, 1992, Tarvainen ym. 2002) todettu aiheuttavan ja ylläpitävän sisäistä kuormitusta. Ulkoisen kuormituksen vähentämisen lisäksi järvien tilan paranemista onkin monissa tapauksissa yritetty nopeuttaa hoitokalastuksella eli poistamalla sisäistä kuormitusta ylläpitävää särkikalavaltaista kalakantaa. Kalakannoilla on kuitenkin usein kyky kompensoida poistettua kalamäärää ja järvillä taipumus palautua takaisin kohti särkikalavaltaista tilaa, kun hoitokalastus lopetetaan (Horppila & Peltonen 1994, Meijer ym. 1999, Olin ym. 2006).

Kirjallisuudesta löytyy paljon tutkimustietoa siitä, mitä vaikutuksia hoitokalastuksella voi olla kalayhteisöihin ja miten tämä voi vaikuttaa veden laatuun. Hoitokalastuksen lopettamisen jälkeisiä kalayhteisömuutoksia sen sijaan on tutkittu vähemmän. Erityisen vähän pitkäaikaistietoa on huonosti onnistuneiden hoitokalastusprojektien jäljiltä. Ilmeisesti kunnostuskohteiden pitkäaikainen jälkiseuranta hylätään ja unohtetaan, jos hoitokalastuksella ei ole saatu toivottuja vaikutuksia veden laatuun. Tällöin tehtyjen toimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset kalayhteisöön jäävät epäselviksi. Järvikunnostuskohteet, joissa veden laatua on hoitokalastuksella onnistuttu huomattavasti parantamaan, jäävät myös usein jonkinasteisen seurannan kohteiksi. Seuranta tällaisessa tapauksessa koskee kuitenkin pääsääntöisesti veden laatua eikä kalayhteisöä. Lisäksi jotkin virkistyskäytön kannalta arvostetut ja keskeisellä paikalla sijaitsevat järvet ovat jatkuvan hoitokalastuksen kohteena, eikä hoitokalastuksen päättymisen jälkeisiä kalayhteisömuutoksia täten voikaan selvittää.

Vuosina 1997–2001 oli käynnissä ”Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset” (HOKA) –hanke, jonka yhtenä tarkoituksena oli selvittää hoitokalastuksella saavutettavat vaikutukset kalayhteisöön ja vedenlaatuun (Olin ym. 1998). Hankkeen aikana hoitokalastusta suoritettiin yhteensä kymmenessä järvessä Uudellamaalla ja Hämeessä. Osassa järvistä hoitokalastus on jatkunut hankkeen päättymisen jälkeenkin, osassa hoitotoimet loppuivat hankkeen myötä. Tämän tutkielman tarkoituksena on tutkia kolmen HOKA –hankkeessa mukana olleen järven kalayhteisöissä tapahtuneita muutoksia ja mahdollista palautumista kohti alkuperäistä tilaa, kun hoitokalastuksen lopettamisesta on kulunut seitsemän vuotta. Jotta hoitokalastuksen jälkeisten kalayhteisömuutosten syyt

olisivat ymmärrettävissä ja suuruusluokaltaan suhteutettavissa, tuon ilmi myös hoitokalastuksella saavutetut muutokset ja vertaan nykytilannetta tilanteeseen ennen hoitokalastusta.

## 2. TUTKIMUKSEN TAUSTAA

Kuollut eloperäinen aines, kuten kuollut kasviplankton, laskeutuu yleensä kohti järven pohjaa, jossa mikrobit lopulta hajottavat sen. Tämä hajotustoiminta kuluttaa happea. Rehevissä järvissä eloperäistä ainesta on paljon ja biologinen hajotustoiminta on voimakasta, joten happeakin kuluu runsaasti. Tästä voi seurata alusveden happikato, erityisesti kerrostuneisuuden tai jääpiteen aikaan. Hapettomissa olosuhteissa järven pohjasedimenttiin varastoitunutta fosforia liukenee takaisin veteen (Särkkä 1996). Liuennut fosfori lisää järven tuotantoa. Tästä johtuen eloperäistä ainesta syntyy runsaasti, biologinen hajotustoiminta on taas voimakasta, happipitoisuus laskee ja fosforia vapautuu jälleen. Seurauksena on järven rehevyyttä ylläpitävä sisäinen kierre. Tämä pohjasedimenttiin varastoituneen fosforin voimin toimiva sisäinen kuormitus voi ylläpitää järven rehevää tilaa jopa vuosikymmeniä ulkoisen kuormituksen vähentämisen jälkeen (Granéli 1999).

Reheville järville on tyypillistä tiheä, särkikalavaltainen kalayhteisö (Olin ym. 2002). Usein juuri särki (*Rutilus rutilus*) vallitsee monipuolisen ravinnonkäyttönsä vuoksi (Horppila & Kairesalo 1992). Särkikalojen on perinteisen mallin mukaan ajateltu ylläpitävän järven rehevyyttä syömällä eläinplanktonia, jolloin eläinplanktonkannat ja niiden kasviplanktoniin kohdistuva laidunnus pysyvät pieninä (Carpenter ym. 1985). Seurauksena voi olla voimakkaita leväkukintoja. Tätä ongelmaa on monissa tapauksissa yritetty helpottaa hoitokalastuksella, jonka tarkoituksena on vähäarvoisia kaloja poistamalla parantaa kohdejärven veden laatua ja sitä kautta järven virkistyskäyttöarvoa. Vähäarvoisilla kaloilla tarkoitetaan yleensä juuri särkikalaja, mutta usein myös tiheää ja pienikokoisten yksilöiden muodostamaa ahven- (*Perca fluviatilis*) ja kuorepopulaatiota (*Osmerus eperlanus*) harvennetaan. Veden laadun parantamisen lisäksi hoitokalastuksen tavoitteena on usein saada järven kalayhteisö petokalavaltaisemmaksi ja keskikooltaan suuremmaksi, ja tällä tavoin parantaa mahdollisen ammatti- ja vapaa-ajankalastuksen puitteita.

Hoitokalastuksesta käytetään kirjallisuudessa usein nimitystä biomanipulaatio, joka kuvaakin hyvin toimenpiteen tarkoitusta manipuloida järven eliöstöä halutunlaiseksi. Biomanipulaatiolla on sanana kuitenkin laajempi merkitys, ja se voi tarkoittaa hoitokalastuksen lisäksi myös muita menetelmiä ravintoverkon eri osien muokkaamiseksi haluttuun suuntaan.

Hoitokalastuksen vaikutusmekanismi ravintoketjun kautta on kuvattu usein hyvin yksinkertaiseksi ja suoraviivaiseksi. Vuosikymmenien tutkimusten myötä on kuitenkin tullut ilmi monia muita tekijöitä, jotka vaikuttavat hoitokalastuksen onnistumiseen ja järven kuntoutumiseen joko suoraan tai välillisesti.

Hoitokalastuksen seurauksena kalastuksen kohteena olevien lajien populaatiot voivat romahtaa reilusti alle puoleen alkuperäisestä, mutta kalapopulaatiot saattavat palautua nopeasti ja vaikutukset jäädä lyhytaikaisiksi. Kalapopulaatioiden romahtaessa jäljelle jäävien yksilöiden välinen kilpailu vähenee, jolloin kaloille on tarjolla enemmän ravintoa. Parempi ravintotilanne johtaa kalojen nopeampaan kasvuun, mikä onkin hoitokalastushankkeen kannalta yleensä toivottavaa, mutta parempi ravintotilanne mahdollistaa enemmän voimavaroja myös kalojen lisääntymiseen (esim. Tammi ym. 2004,

Vincenzi ym. 2008). Hyvän ravintotilanteen ja suuren lisääntymispanoksen vuoksi populaation romahdusta seuraavan lisääntymiskauden myötä järveen voikin syntyä erityisen voimakas vuosiluokka, jolloin kalojen välinen kilpailu on taas kovaa ja kalojen kasvu heikkenee. Tällä tavoin kalakannat voivat kompensoida poistetut kalamassat nopeastikin. Olin ym. (2006) havaitsivat, että kalakannat voivat kompensoida 100 kg/ha hoitokalastussaaaliin 1–2 vuodessa hoitokalastuksen jälkeen. Hoitokalastuksen myötä särkikannan rakenne voikin muuttua niin, että kanta tihenee ja yksilökoko pienenee (Horppila & Peltonen 1994, Tarvainen ym. 2002, Olin ym. 2006). Särkien on todettu käyttävän eläinplanktonia pääravintona erityisesti alle 19 cm pituisena ja kasvaessaan siirtyvän enenevässä määrin käyttämään pohjaeläin- ja kasviravintoa (Horppila 1994). Hoitokalastus saattaa eläinplanktonin kantojen vahvistamisen sijasta jopa lisätä eläinplanktoniin kohdistuvaa saalistusta. Runsas poikastuotanto onkin yksi yleisimmistä biomanipulaation epäonnistumiseen johtavista syistä (Hansson ym. 1998).

Vaikka kalakantojen kyky vahvistua nopeasti kannan romahduksen jälkeen perustuu yksinkertaiseen tiheysriippuvaan mekanismiin, ympäristötekijät voivat vaikuttaa tähän ratkaisevasti. Kylmä ja myrskyisä kevät voi heikentää lisääntymisen onnistumista ratkaisevasti, kun taas lämmin ja lisääntymiselle otollinen kevät voi saada aikaa todella tiheän vuosiluokan (esim. Sarvala & Helminen 1996, Grenouillet ym. 2001, Nunn ym. 2003).

Myös selkärangattomien eläinten vaikutus eläinplanktoniin voi monimutkaistaa hoitokalastuksen vaikutusketjun toimintaa. Liljendahl-Nurminen (2006) esimerkiksi havaitsi, että Hiidenvedellä sulkasääsken (*Chaoborus flavicans*) toukkien eläinplanktoniin kohdistama predaatiopaine oli huomattavasti suurempi kuin runsaan kuorekannan aiheuttama predaatiopaine. Kalojen vähentämisen myötä sulkasääsken toukat runsastuvat ja pääsevät liikkumaan vapaammin, minkä vuoksi ne voivat saalistaa eläinplanktonia tehokkaammin kuin ennen. Eläinplanktoniin kohdistuva predaatiopaine saattaa siis lisääntyä hoitokalastuksen myötä myös selkärangattomien petojen runsastumisen takia.

Vaikka hoitokalastuksen perusideana on ollut eläinplanktonkantojen vahvistaminen, särkikalujen aiheuttaman bioturbaation, eli sedimentin pöyhimisen, ja sieltä syötyjen ravinteiden ulostamisen ylempiin vesikerroksiin on todettu olevan ratkaisevampi veden laatuun vaikuttava tekijä (Horppila & Kairesalo 1990, 1992). Koska bioturbaatiota aiheuttavat erityisesti suurikokoiset särkikalayksilöt, joiden ravinto koostuu suurelta osin pohjaeläimistä ja kasveista, hoitokalastuksen myötä särkien keskikoon pienentyessä bioturbaatio ja pohjasta syötyjen ravinteiden kulkeutuminen vesikerroksiin voi vähentyä. Tarvainen ym. (2002) puolestaan toteavat särkien siirtävän vain melko pieniä määriä fosforia sedimentistä veteen. Tämän lisäyksen suhteellinen merkitys on riippuvainen ulkoisen kuormituksen määrästä. Sedimentoituneiden ravinteiden uudelleenkierrätyksen lisäksi särjet myös nopeuttavat vedessä jo olevien ravinteiden kiertoa ruokailemalla vapaassa vedessä ja erittämällä syötyjä ravinteita kasviplanktonille käyttökelpoisessa muodossa (Scheffer 1998).

Järvien tilasta tai kunnostuksesta puhuttaessa mainitaan usein ”Alternative stable state” -teoria (esim. Sutherland 1974, Hosper & Jagtman 1990, Scheffer 1998). Sen mukaan järvi ylläpitää veden nykyistä tilaa erilaisilla puskurimekanismeilla. Mikäli rehevöityneen järven vedenlaatua halutaan esimerkiksi kirkastaa, vaaditaan tehokkaita toimenpiteitä, jotta tarvittava rehevyyttä ylläpitävien puskurimekanismien voittamiskynnys ylittyy. Kun tässä onnistutaan, vesi voi muuttua kirkaammaksi nopeastikin ja järven uutta tilaa ylläpitämään syntyy uusia puskurimekanismeja. Makrofyyteillä eli suurvesikasveilla on uuden tilan ylläpitämisessä tärkeä osa, sillä niiden laajat kasvustot auttavat ylläpitämään järven kirkasvetistä tilaa useilla eri mekanismeilla.

Makrofyytit kirkastavat järveä sitomalla pohjasedimenttiä juuristollaan ja vaimentamalla aallokkoa matalassa vedessä, jolloin aallokon aiheuttama sedimentin sekoittuminen veteen vähenee. Makrofyytit myös kilpailevat kasviplanktonin kanssa auringon valosta ja ravinteista, joten makrofyttikasvustojen varjostuksessa kasviplanktonin tuotanto vähenee. Makrofyttikasvustot tarjoavat myös suojaa eläinplanktonille, joka planktivorikaloilta suojaa saadessaan voi ylläpitää suurempaa populaatiota ja täten syödä enemmän kasviplanktonia (Scheffer 1998). Petokaloista erityisesti hauki (*Esox lucius*) hyötyy kasvillisuuden tuomasta suojasta. Runsastunut haukikanta pitääkin omalta osaltaan särkikalojen määrän kurissa ja edesauttaa kirkkaan veden tilan säilymistä. Myös ahven hyötyy vesikasvillisuudesta ja veden kirkastumisesta. Hagerbyn ym. (2005) mukaan veden kirkastuessa ahven kasvaa nopeammin ja siirtyy petokalavaiheeseen aikaisemmin. Kirkastumisen myötä särkien kilpailuetu ahveneen nähden häviää (Persson 1983) ja osaltaan tämäkin pitää särkien määrän muihin kaloihin nähden rajattuna.

Veden kirkastumisen myötä yhteyttämistä pääsee tapahtumaan syvemmissäkin vesikerroksissa, joten vesipatsaan happitilanne voi parantua. Vähentyneiden ravinnepitoisuuksien myötä pohjalle tippuva kasviplanktonmassa ja sen biologinen hajottamistoiminta voivat vähentyä ja täten parantaa alusveden happitilannetta entisestään. Parantuneen happitilanteen myötä pohjasedimentistä ei enää liukene fosforia alusveteen, vaan sedimentti alkaa taas varastoida fosforia (Särkkä 1996), joten sisäinen kuormitus katkeaa. Makrofyytit voivat siis vaikuttaa järven kuntoutumiseen ja uuden tilan pysyvyyteen huomattavasti. Siksi järvikunnostukset onnistuvatkin useimmin juuri matalissa järvissä, joissa veden kirkastumisen myötä uutta pohjapinta-alaa tulee valaistun vesikerroksen piiriin runsaasti. Makrofyytit voivat tällöin levittäytyä uusille pohja-alueille, joissa oli aiemmin liian pimeää yhteyttämislle.

Suomessa hoitokalastuksen kohteeksi valitut järvet ovat harvoin niin matalia, että makrofyttikasvustot voisivat levittäytyä laajasti uusille alueille, vaikka vesi saataisiinkin kirkastumaan muutamaksi kesäksi. Tällaisissa tapauksissa järvi usein palautuu sameavetiseen tilaan, jos hoitokalastus lopetetaan. Pysyviä ratkaisuja veden kirkastamiseksi tällaisilla järvillä lienee mahdollista saada vain, mikäli ulkoinen kuormitus on hyvin alhainen, särkikalakannat saadaan pidettyä alhaisella tasolla useita vuosia ja samaan aikaan petokalakannat, niin rantavesissä kuin ulappa-alueella, saadaan hyvin voimakkaiksi esimerkiksi istuttamalla. Vaikka tässä onnistuttaisiinkin ja järven kalayhteisö ja veden laatu saataisiin halutunlaiseksi, nykyinen voimakkaasti petokaloihin kohdistuva kotitarve- ja harrastuskalastus on kuitenkin omiaan heikentämään petokalakantoja ja lisäämään vähäarvoisten kalojen osuutta, jos kalastusrajoitukset ovat riittämättömät.

Jotta hoitokalastuksella saataisiin näkyviä vaikutuksia veden laatuun, järveen jäävä kalamäärä on saatava pieneksi. Meijer ym. (1999) havaitsivat Alankomaissa, että vesi kirkastui huomattavasti vain, jos yli 75 % vähäarvoisten kalojen biomassasta saatiin poistettua. Horppila ja Kairesalo (1990) puolestaan saivat Lahden Vesijärvellä tuloksia, joiden mukaan 200 kg/ha olisi riittävä hoitokalastussaaalis, jotta saataisiin aikaan parantuneita vedenlaatutuloksia. Tämä vastasi 40 % alueen arvioidusta kalakannasta.

Poistettavan kalamäärän ollessa suuri järvestä poistuu merkittäviä määriä kaloihin sitoutuneita ravinteita. Särkikalojen tuorepainosta noin 0,8 % on fosforia (Schreckenbach ym. 2001). Tämän perusteella voidaan sanoa, että jos särkikalvoja poistetaan järvestä 200 kg/ha, samalla poistetaan järvestä noin 1,6 kg fosforia/ha. Keskimääräisessä 7 m syvässä ja rehevyyden rajoilla olevassa (fosforia 25 µg/l) suomalaisjärvessä tämä 1,6 kg vastaa lähes hehtaarin alan vesimassassa olevaa fosforimäärää.



Edellä ilmenneet lukuisat muuttujat ovat vaikeasti ennakoitavia ja osittain toisistaan riippuvia. Ne tekevät hoitokalastuksen vaikutusten ja niiden pysyvyyden ennakoarvioinnista haasteellista hoitokalastuksen taustalla olevasta yksinkertaisesta perusteoriasta huolimatta.

### **3. AINEISTO JA MENETELMÄT**

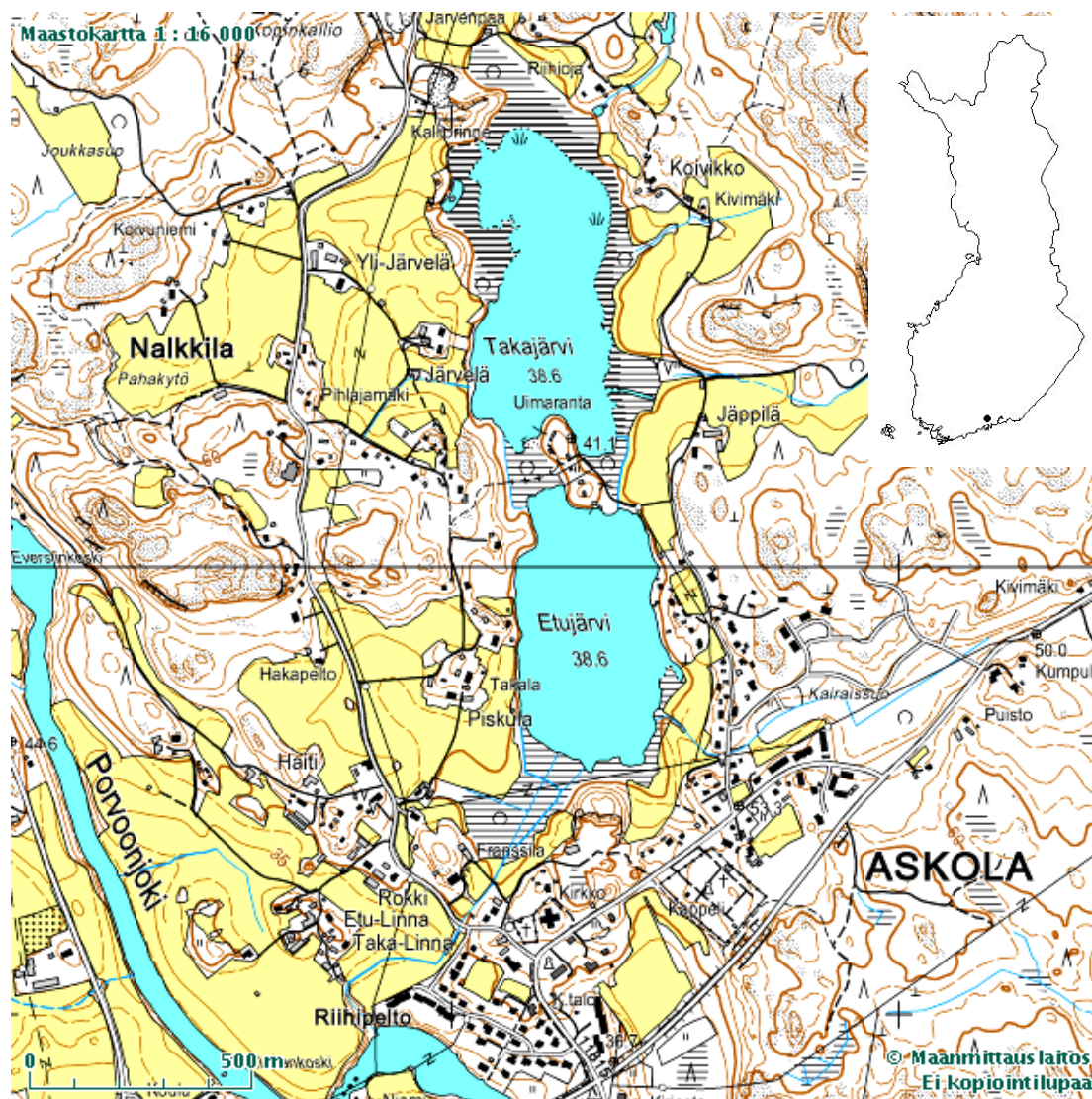
#### **3.1. Tutkimusjärvet**

##### **3.1.1. Etujärvi ja Takajärvi**

Itä-Uudellamaalla Askolan kunnassa sijaitsevat Etu- ja Takajärvi olivat alun perin vain yksi järvi, mutta 1900-luvun alussa veden pintaa laskettiin noin 1 m, jolloin järvestä muodostui kaksi erillistä allasta (Kuva 1, Taulukko 1). Veden laskeminen on todennäköisesti sysännyt Etu- ja Takajärven rehevöitymisen alkuunsa. Järvien rantaviivasta yli puolet rajoittuu peltoon. Valuma-alueelta laskee Etujärveen yksi ja Takajärveen neljä pientä ojaa, jotka tuovat mukanaan kiintoaineita ja ravinteita. Ojien kuormittama Takajärvi laskee eteläpuolellaan sijaitsevaan Etujärveen, joka puolestaan laskee Porvoonjokeen. Järviin tulee hajakuormitusta myös asutuksesta, metsä- ja karjataloudesta sekä Takajärven rannalla sijaitsevasta Askolan kunnan uimarannasta. (Olin ym. 1998). Kummankin järven näkösyvyys on 1,5–1,8 m ja vesi humusaineiden tummaksi värjäämää (Taulukko 2).

Toisin kuin matalampi Takajärvi, syvämpi Etujärvi usein kerrostuu kesäaikaan ja alusvesi muuttuu hapettomaksi. Tällöin pohjasedimentistä vapautuu fosforia, mikä aiheuttaa sisäistä kuormitusta. Talvisia happikadosta johtuvia kalakuolemia on havaittu kummallakin järvellä. (Olin ym. 1998).

Etu- ja Takajärven hoitokalastukset aloitettiin rysäpyyntinä jo vuonna 1992, mutta poistetut kalamäärät vuoteen 1996 asti olivat vaatimattomia. Etujärven hoitokalastussaalit vuosina 1992–1996 oli yhteensä n. 2700 kg (160 kg/ha) ja Takajärvellä vain n. 1770 kg (110 kg/ha) vähäarvoista kalaa (Olin ym. 1998). Koska poistetut kalamäärät näinä vuosina olivat pieniä, jätin ne tutkielmassani huomiotta. Tehokkaampi tutkimuksen kohteena oleva hoitokalastus toteutettiin vuosina 1997–2001 ”Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset” (HOKA) –hankkeen myötä. Tällöin Etujärvestä poistettiin yhteensä n. 7300 kg (456 kg/ha) ja Takajärvestä n. 5800 kg (385 kg/ha) vähäarvoista kalaa. (Olin & Ruuhijärvi 2002). Vuoden 2001 jälkeen Etu- ja Takajärvellä ei ole enää toteutettu hoitokalastustoimenpiteitä.

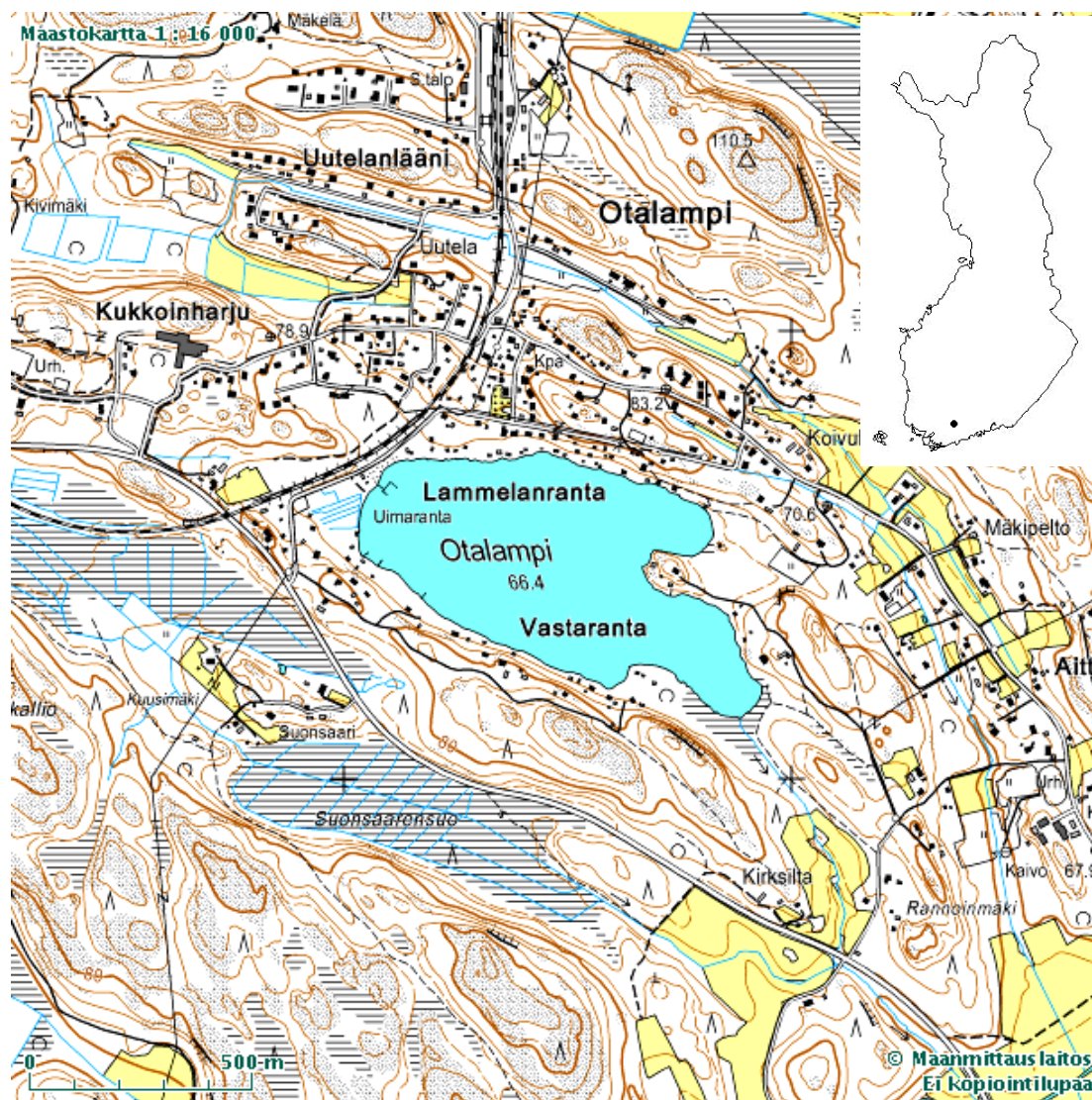


Kuva 1. Karttakuva Etu- ja Takajärvestä. © Maanmittauslaitos, lupa nro 51/MML/09.

### 3.1.2. Otalampi

Uudellamaalla Vihdin kunnassa sijaitseva Otalampi (Kuva 2, Taulukko 1) havaittiin vuonna 1996 aloitetuissa vedenlaatu- ja kalastotutkimuksissa rehevöityneeksi ja kalastoltaan särkikalavaltaiseksi (Olin ym. 1998). Pistekuormitusta järveen ei tule, mutta hajakuormituksen päälähteitä lienevät runsas kesämökkiasutus, valuma-alueen metsämaita valuvat pintavedet ja järven rannalla sijaitseva vilkas uimaranta (Olin ym. 1998). Otalammen vesi on kirkkaampaa ja selvästi vähemmän humuspitoista kuin Etu- ja Takajärvellä (Taulukko 2).

Otalammella hoitokalastus toteutettiin HOKA-hankkeen myötä vuosina 1998–2001, jolloin vähärvoista kalaa poistettiin yhteensä n. 5200 kg (Olin & Ruuhijärvi 2002). Tämä vastaa noin 166 kg/ha.



Kuva 2. Karttakuva Otalammesta. © Maanmittauslaitos, lupa nro 51/MML/09.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien morfologisia ja hydrologisia ominaisuuksia (muokattu taulukosta Olin ym. 1998)

Tutkimus- järvi	Pinta- ala (ha)	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Keskisy- vyys (m)	Suurin syvyys (m)	Tilavuus (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Keskivir- taama (m <sup>3</sup> /s)	Viipymä (d)
Takajärvi	15	2,5	2,1	3,8	0,33	0,01	380
Etujärvi	16	3,5	3,2	5,1	0,56	0,01	540
Otalampi	31	1,4	3,3	6,8	0,99	0,01	998



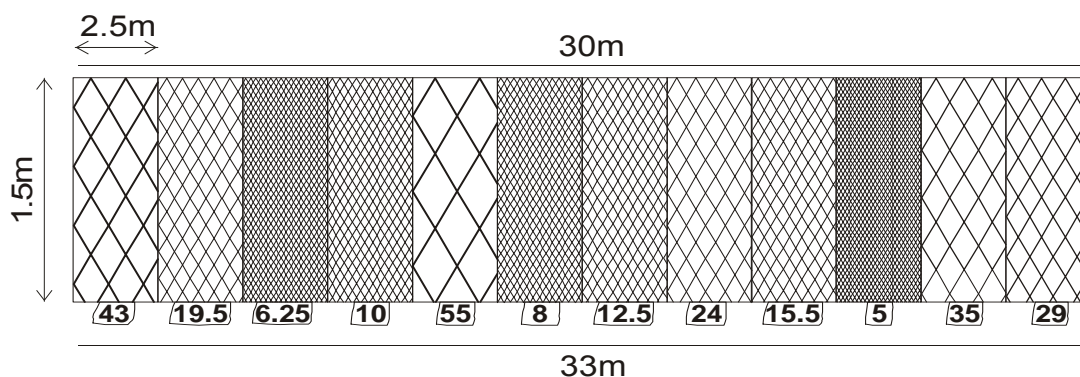
Taulukko 2. Tutkimusjärvien vedenlaatua kuvaavia tunnuslukuja elokuun loppupuolelta vuosilta 1997, 2001 ja 2005 (OIVA -ympäristö- ja paikkatietopalvelu, 7.9.2009). Syyt poikkeaviin arvoihin Etujärven osalta vuonna 2005 eivät ole tiedossa, sillä mahdollinen rankkasade mitä ilmeisimmin olisi vaikuttanut vastaavasti myös Takajärven samana päivänä mitattuihin arvoihin. Värilukua vuosilta 1997 ja 2001 ei Otalammen osalta ole saatavissa.

Tutkimusjärvi	Vuosi	Näkösyyvyys (m)	Väriluku (mg Pt/l)	Kokonais-typpi ( $\mu\text{g/l}$ )	Kokonais-fosfori ( $\mu\text{g/l}$ )	a-klorofylli ( $\mu\text{g/l}$ )
Takajärvi	1997	1,6	50	830	68	170
	2001	1,8	60	700	35	58
	2005	1,5	60	590	35	15
Etujärvi	1997	1,7	40	620	30	69
	2001	1,8	60	660	36	32
	2005	0,6	80	1200	35	39
Otalampi	1997	2,4	-	510	17	59
	2001	2,3	-	600	24	68
	2005	2,5	25	410	18	7,5

### 3.2. Menetelmät

Hoitokalastuksen aiheuttamaa kalayhteisömuutosta voidaan seurata verkkokoekalastusten avulla. Tutkimusjärvillä on tehty verkkokoekalastukset vuosina 1997–2001 ja 2008. Tutkimukseni aineisto muodostuu verkkokoekalastustuloksista ennen hoitokalastusjakson aloittamista (1997), heti hoitokalastusjakson jälkeen (2001) ja seitsemän vuotta hoitokalastuksen päättymisen jälkeen (2008).

Koekalastukset toteutettiin pohjoismaisilla yleiskatsausverkoilla (NORDIC-yleiskatsausverkot). Verkot ovat 30 m pitkiä, 1,5 m korkeita ja kaikki 12 eri solmuväliä ovat yhdessä verkossa 2,5 m paneeleina. Solmuvälit ovat 5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 ja 55 mm ja ne ovat verkossa satunnaisessa järjestyksessä. Järjestys on kaikissa verkoissa sama (Kuva 3).



Kuva 3. Kaavakuva NORDIC-yleiskatsausverkon rakenteesta ja solmuvälijärjestyksestä (Olin 2005).

Verkkokoekalastukset toteutettiin ositetun satunnaisotannan mukaisesti jakamalla kukin järvi kolmeen pyyntiositteeseen seuraavasti:

- Ranta: 0–3 m syvä vyöhyke, pohjaverkko
- Pinta: 3–6 m syvä vyöhyke, pintaverkko
- Pohja: 3–6 m syvä vyöhyke, pohjaverkko

Ositetun satunnaisotannan ansiosta pyyntipaine kohdistuu koko vesimassaan ja osa verkkokoesaaliiden suuresta vaihtelusta saadaan siirrettyä tunnetuksi, ositteiden väliseksi vaihteluksi. Pyyntiponnistus oli etukäteen määritelty jokaiseen ositteeseen niiden pinta-alasuhteissa (Taulukko 3). Verkkojen pyyntipaikat arvottiin jakamalla ositteet n. 50x50 m ruutuihin, numeroimalla ruudut ja arpomalla ruuduista pyyntipaikat. Mikäli verkkopaikkojen arvonta antoi jollekin pyyntikerralle vierekkäiset ruudut, ne arvottiin uudelleen. Myöskään samaa ruutua ei samana kesänä kalastettu kahdesti. Näillä ehdoilla varmistettiin, että kaikkia verkkoja ei sattumalta arvota hyvin lähelle toisiaan. Kunkin järven pyyntiponnistus jaettiin kahteen pyyntikertaan, jotta sään ja muiden ympäristöolojen mahdolliset vaikutukset saaliiseen tasaantuisivat.

Taulukko 3. Pyyntiponnistus (verkkoyötä) eri järvissä ja ositteissa

	Ranta	Pinta	Pohja	Yhteensä
Etujärvi	4	3	3	10
Takajärvi	6	2	2	10
Otalampi	6	3	3	12

Verkot laskettiin pyyntiin noin klo 18–19 ja nostettiin seuraavana aamuna noin klo 7. Näin ollen pyyntiaika oli noin 12 tuntia. Verkosta irrottelemisen jälkeen kalat laskettiin, mitattiin ja punnittiin laji- ja solmuvälikohtaisesti. Laskin saadusta aineistosta yksikkösaaliit (kpl ja g/verkkoyö), keskipituudet ja -massat sekä yhteissaaliista että kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti. Pyyntiponnistus oli etukäteen määritelty jokaiseen ositteeseen niiden pinta-alasuhteissa, joten erillistä pinta-alapainotusta ei yksikkösaaliin laskuvaiheessa enää suoritettu. Keskimassat laskin vuosien yhteissaaliista jakamalla kunkin vuoden koekalastussaaliin massat koekalastussaaliin kappalemäärällä, joten keskimassojen osalta hajontalukuja ei ole saatavilla. Selvitin myös kalapopulaatioiden pituusjakauman runsaimpien lajien osalta ja tarkastelin kolmen ”toiminnallisen kalaryhmän” (särki-, roska- ja petokalat) prosentuaalisten saalisosuuksien muutoksia. Särkikalaryhmä pitää sisällään nimensä mukaisesti kaikki särkikalat. ”Roskakalat” käsittävät kaikki ns. ei-toivotut lajit, joiden osuutta hoitokalastuksen toivotaan vähentävän. Tämä tarkoittaa särkikalojen lisäksi myös kiiskiä (*Gymnocephalus cernuus*) ja pieniä, alle 15 cm ahvenia. Petokaloihin kuuluvat kaikki pääsääntöisesti kalaravintoa syövät kalat, eli hauet ja vähintään 15 cm pituiset ahvenet.

### 3.3. Tutkimuskysymykset ja tilastollinen testaus

Yksikkösaalis ei ole lineaarinen, mutta kuitenkin monotonisesti kasvava kalakannan runsauden indeksi (Lucas & Baras 2000, Smokorowski & Kelso 2002, Linløkken & Haugen 2006), jolla seurataan, onko kanta runsastunut tai vähentynyt. Testasin yksikkösaaliin muutoksen tilastollista merkitsevyyttä varianssianalyysillä (2-ANOVA). Selittäviä muuttujia olivat vuosi ja osite. Vastemuuttuja oli yksikkösaalis (g ja kpl/verkkoyö) tai sen logaritmuunnos ( $\log(x+1)$ ), riippuen kumpi toteutti varianssianalyysin oletukset paremmin. Eri kalalajiryhmien prosentuaalisia osuuksia verratessa tein aineistolle muunnoksen  $\arcsin(\sqrt{x})$ . Keskipituuksien muutoksia vuosien

välillä testasin varianssianalyysillä (1-ANOVA) järviakohtaisesti. Tarvittavat parittaiset vertailut tein Tukeyn (HSD) testillä. Lajikohtaisten pituusjakaumien erojen tilastollisen merkitsevyyden testaamiseksi käytin  $\chi^2$ -testiä.

Vertasin järviakohtaisesti eri vuosien aineistoja selvittääkseni:

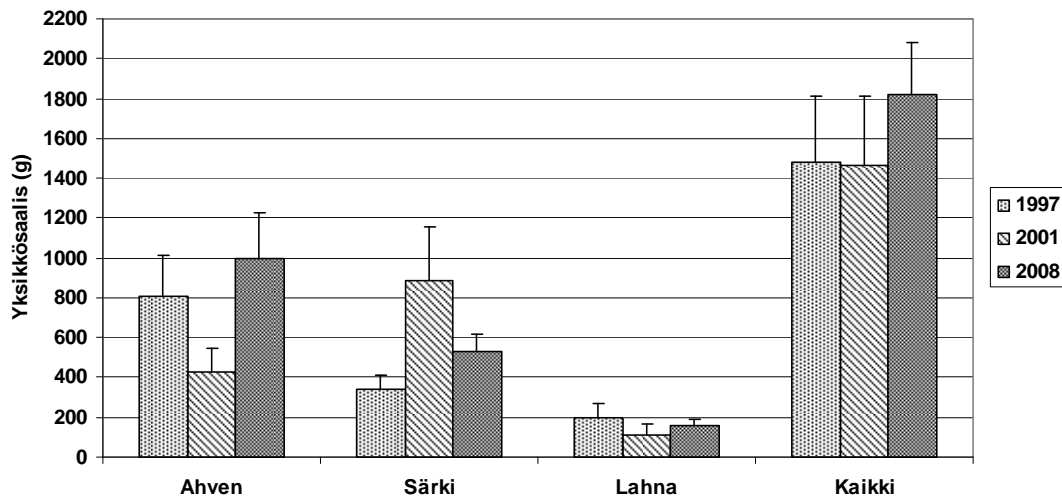
- Onko hoitokalastuksen päättymisen jälkeen tapahtunut muutoksia järven yksikkösaaliissa, pituusjakaumissa, keskimassoissa, keskipituuksissa tai toiminnallisten kalaryhmien suhteellisissa osuuksissa (2001 vs. 2008)?
- Oliko hoitokalastuksella alun perinkään vaikutusta järven yksikkösaaliiseen, pituusjakaumiin, keskimassoihin, keskipituuksiin tai toiminnallisten kalaryhmien suhteellisiin osuuksiin (1997 vs. 2001)?
- Onko hoitokalastuksella saatu aikaan pitkäaikaisia muutoksia järven yksikkösaaliiseen, pituusjakaumiin, keskimassoihin, keskipituuksiin tai toiminnallisten kalaryhmien suhteellisiin osuuksiin (1997 vs. 2008)?

## 4. TULOKSET

### 4.1. Etujärvi

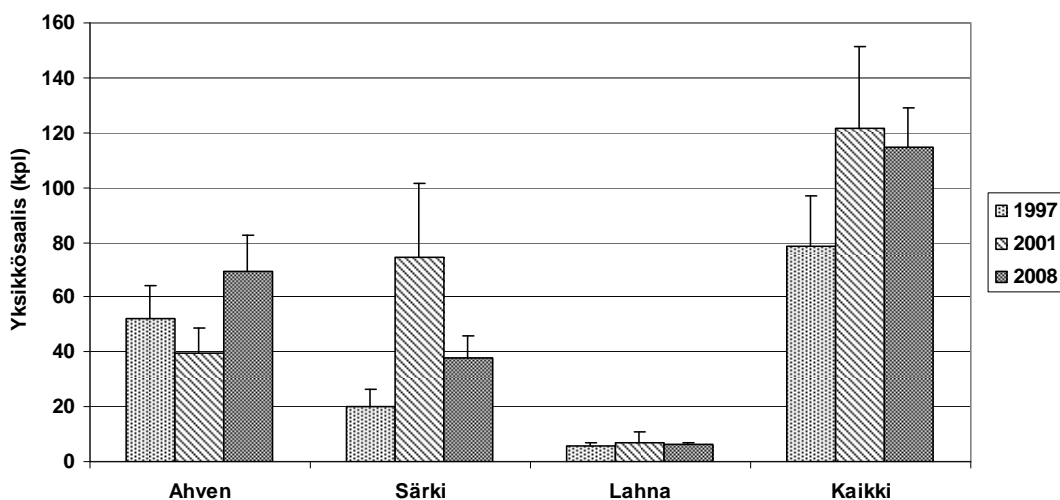
Etujärveltä saatiin verkkokoekalastusten yhteydessä kaikkiaan kuusi kalalajia (ahven, kiiski, hauki, särki, lahna (*Abramis brama*) ja kirjolohi (*Oncorhynchus mykiss*)). Kirjolohia saatiin kolme kappaletta ja vain vuonna 1997, koska niitä oli aiempina vuosina istutettu järveen pieniä määriä. Nämä kolme kalaa on jätetty pois analyyseistä ja tuloksista, koska kyseessä oli kertaluonteinen istutus ja laji, joka ei lisääntynyt kyseisessä järvessä.

Etujärven massayksikkösaalis vuonna 2008 kasvoi aiempiin vuosiin nähden (Kuva 4), mutta vuosien väliltä ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja (2-Anova,  $F = 0,773$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,474$ ). Myöskään ahvenen tai lahnan lajikohtaisista massayksikkösaaliista ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien välillä (ahven: 2-Anova,  $F = 2,381$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,117$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 1,896$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,175$ ), mutta särjen osalta ero oli suuntaa antava (2-Anova,  $F = 3,314$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,056$ ). Parittaisten vertailujen mukaan särjen massayksikkösaaliissa oli eroa vuosien 1997 ja 2001 välillä (Tukey,  $p = 0,015$ ). Näinä vuosina särjen massayksikkösaalis kasvoi 340 g:sta 880 g:aan eli yli 2,5 kertaiseksi.



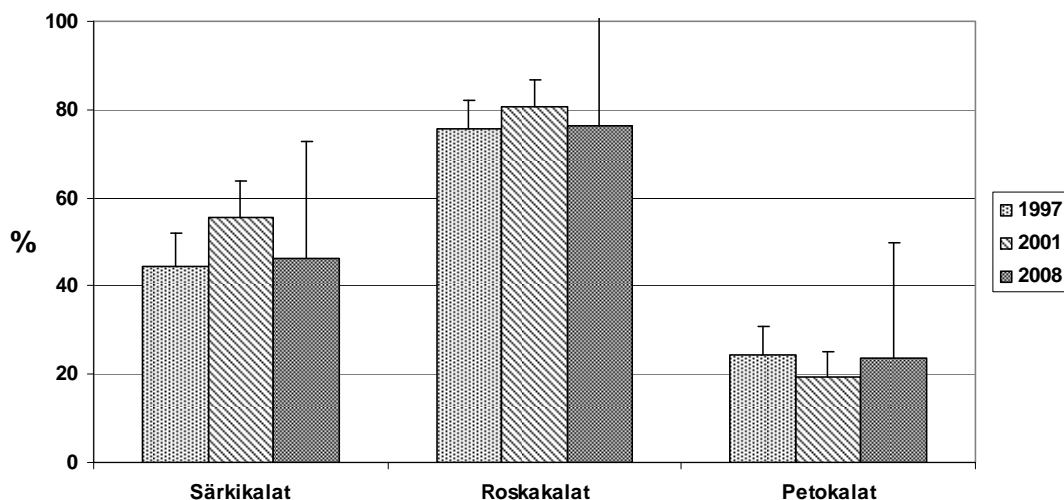
Kuva 4. Etujärven massayksikkösaalis (g/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Etujärven kappaleyksikkösaalis nousi hoitokalastuksen myötä n. 80 kpl:sta n. 120 kpl:seen ja on pysynyt tällä tasolla hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin (Kuva 5). Kappaleyksikkösaaliin erot vuosien välillä eivät olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä (2-Anova,  $F = 1,321$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,288$ ). Myöskään ahvenen tai lahnan lajikohtaisista kappaleyksikkösaaliista ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien väliltä (ahven: 2-Anova,  $F = 1,710$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,205$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 0,012$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,988$ ), mutta särjen osalta ero oli suuntaa antava (2-Anova,  $F = 2,799$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,084$ ). Parittaisten vertailujen mukaan särjen kappaleyksikkösaalissa oli suuntaa antavaa eroa vuosien 1997 ja 2001 välillä (Tukey,  $p = 0,082$ ). Särjen kappaleyksikkösaalis kasvoi näinä vuosina hoitokalastuksen myötä 20 kpl:sta 75 kpl:seen eli lähes nelinkertaiseksi.



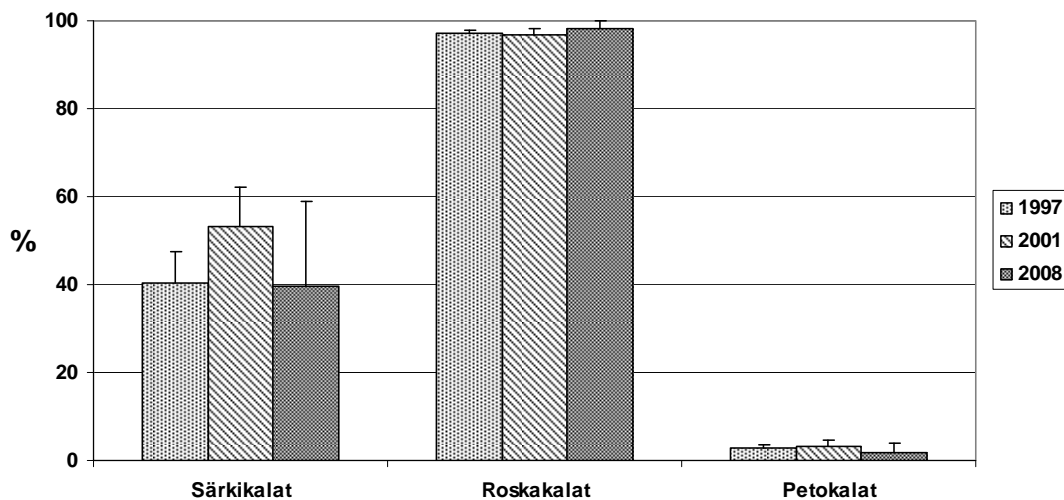
Kuva 5. Etujärven kappaleyksikkösaalis (kpl/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Etujärven särki-, roska- ja petokalojen prosentuaaliset osuudet saaliin massasta (Kuva 6) eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi eri vuosien välillä (särkikalat: 2-Anova,  $F = 0,059$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,943$ ; roskakalat: 2-Anova,  $F = 0,200$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,820$ ; petokalat: 2-Anova,  $F = 0,200$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,820$ ).



Kuva 6. Etujärven särkikalojen (särki, lahna), roskakalojen (särki, lahna, kiiski, <15 cm ahven) ja petokalojen (hauki, ≥15 cm ahven) prosentuaaliset osuudet saaliin massasta vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Etujärven särki-, roska- ja petokalojen prosentuaaliset osuudet saaliin kappalemäärästä (Kuva 7) eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi eri vuosien välillä (särkikalat: 2-Anova,  $F = 0,255$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,778$ ; roskakalat: 2-Anova,  $F = 0,802$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,462$ ; petokalat: 2-Anova,  $F = 0,802$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,462$ ).

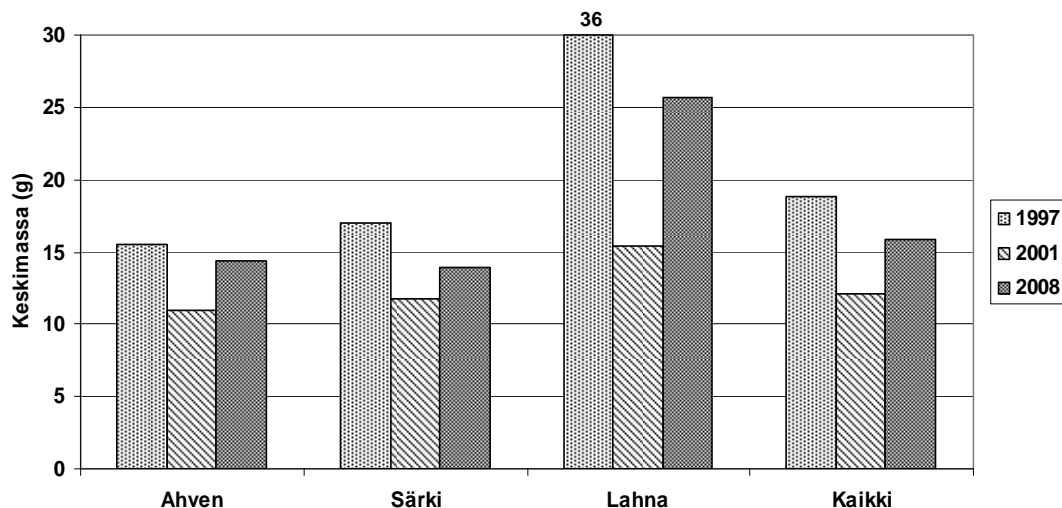


Kuva 7. Etujärven särkikalojen (särki, lahna), roskakalojen (särki, lahna, kiiski, <15 cm ahven) ja petokalojen (hauki, ≥15 cm ahven) prosentuaaliset osuudet saaliin kappalemäärästä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Etujärven verkkokoekalastuksissa saaliiksi saatujen kalojen keskimassa putosi hoitokalastuksen myötä 18:sta 12:een grammaan (Kuva 8). Hoitokalastuksen päättymisen jälkeen keskimassa on lähtenyt nousuun, mutta kalojen keskimassa ei ole saavuttanut vielä

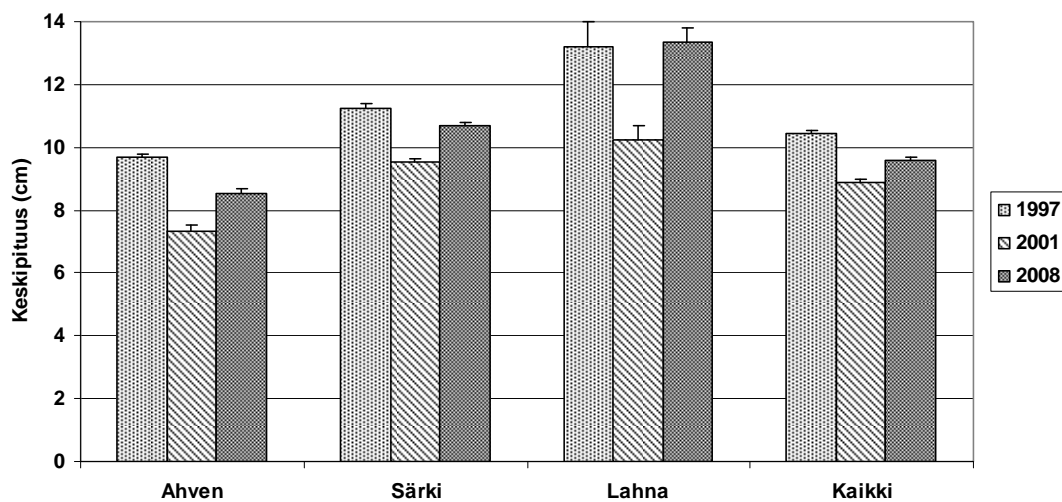


alkuperäistä tasoa. Sama trendi näkyy myös kaikkien kolmen runsaimman lajin lajikohtaisissa keskimassoissa.



Kuva 8. Etujärven kalojen keskimassat kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Huom. katkaistu pylvä: lahnan keskimassa 1997.

Etujärven verkkokoealastusten kokonaissaaliin ja lajikohtaisten saaliiden keskipituuksista (Kuva 9) löytyi erittäin merkitseviä eroja vuosien väliltä (ahven: 1-Anova,  $F = 53,054$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; särki: 1-Anova,  $F = 55,378$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; lahna: 1-Anova,  $F = 10,318$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; kaikki: 1-Anova,  $F = 42,449$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Kalojen keskipituudet laskivat hoitokalastuksen myötä merkitsevästi (Tukey 1997–2001: ahven, särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ), mutta hoitokalastuksen päättymisen jälkeen keskipituudet ovat lähteneet nousuun (Tukey 2001–2008: ahven, särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ). Lahnoja lukuun ottamatta kalojen keskipituus vuonna 2008 on vielä pienempi kuin ennen hoitokalastusjaksoa (Tukey 1997–2008: ahven:  $p < 0,001$ ; särki:  $p = 0,023$ ; lahna  $p = 0,979$ ; kaikki:  $p < 0,001$ ).



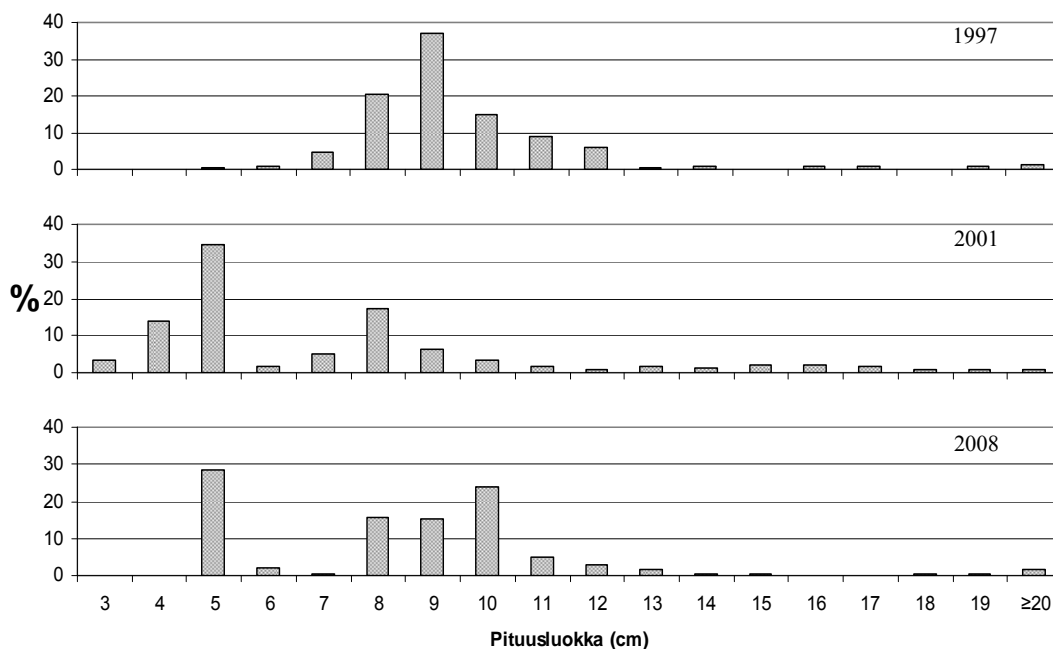
Kuva 9. Etujärven kalojen keskipituudet kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Etujärven koekalastussaaliin lajikohtaiset pituusjakaumat (Kuvat 10–12) erosivat toisistaan vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi (ahven:  $\chi^2 = 423,99$ ,  $df = 10$ ,  $p < 0,001$ ; särki:  $\chi^2 = 295,08$ ,  $df = 12$ ,  $p < 0,001$ ; lahna:  $\chi^2 = 89,16$ ,  $df = 6$ ,  $p < 0,001$ ).

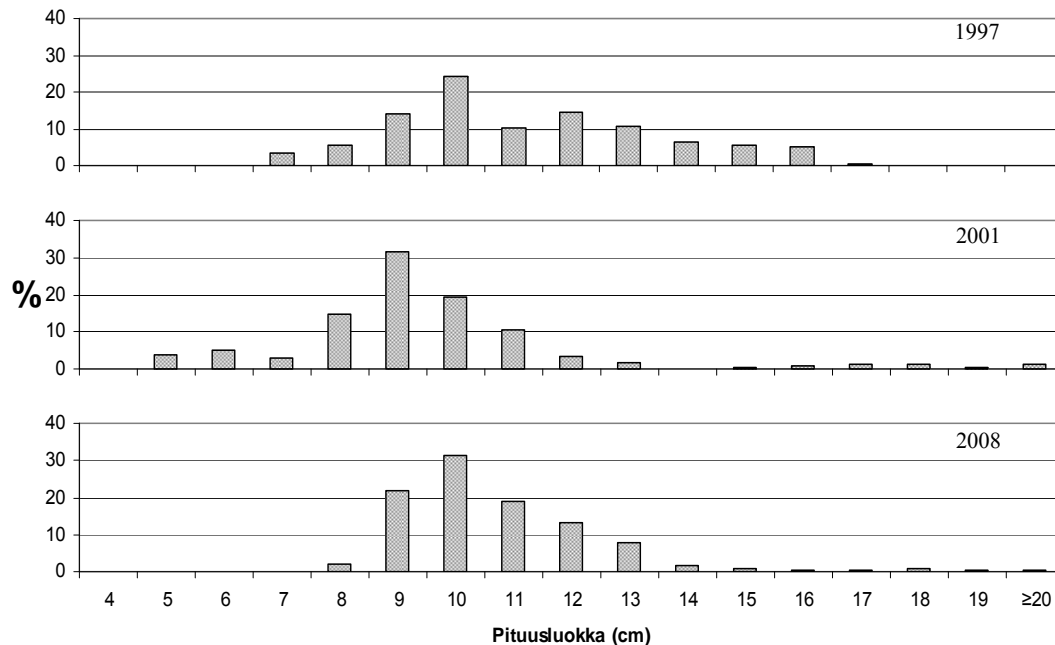
Ahvenella oli ennen hoitokalastusta selkeä 9 cm kohdalle painottuva yksihuippuinen pituusjakauma. Hoitokalastuksen myötä painopiste siirtyi pienempiin kaloihin alle 6 cm yksilöiden muodostaessa noin puolet kaloista. Vuonna 2008 valtaosa saaliista muodostui 5 ja 8–10 cm pituusluokista.

Myös särkien pituusjakauma painottui hoitokalastuksen myötä kohti pienempiä yksilöitä. Hoitokalastuksen jälkeen painopiste on taas siirtynyt kohti kookkaampia yksilöitä ja alle 9 cm kalojen osuus on vähentynyt huomattavasti.

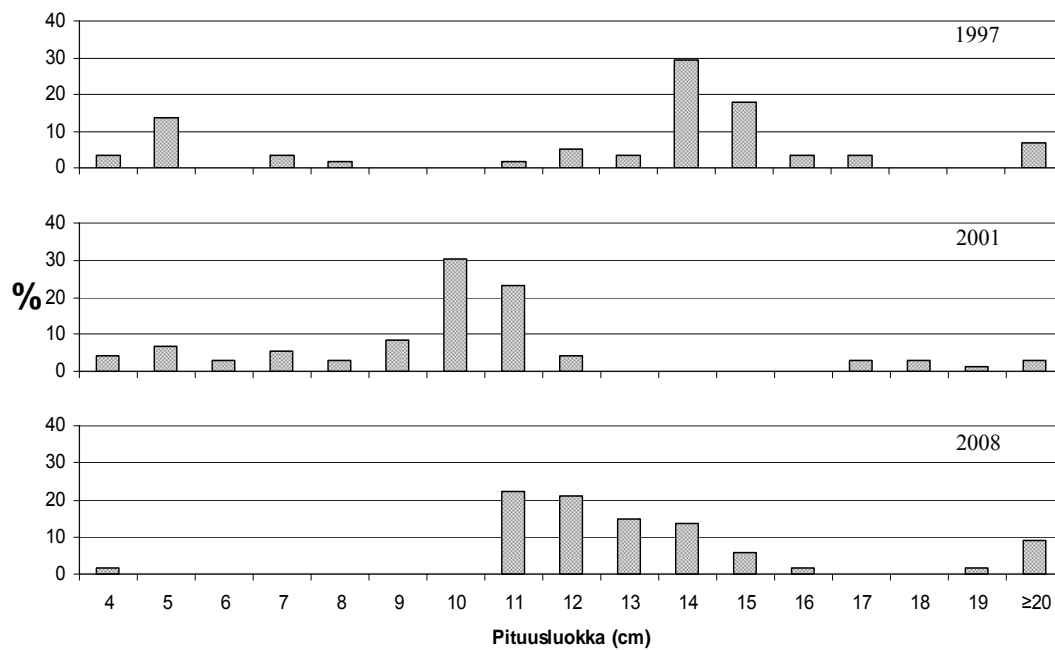
Lahnojen osalta pituusjakaumassa näkyy huomattavia muutoksia. Ennen hoitokalastusta yli 14 cm pituiset yksilöt muodostivat yli 60 % lahnaosaaliista, mutta hoitokalastuksen päätyttyä lähes 90 % lahnoista oli alle 12 cm pituisia. Vuonna 2008 lahnaosaaliissa oli enää hyvin vähän alle 11 cm yksilöitä valtaosan ollessa 11–15 cm pituisia.



Kuva 10. Etujärven ahventen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet ahvensaaliin kokonaislukumäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa. Pituusluokan tunnus kuvaa luokan alarajaa.



Kuva 11. Etujärven särkien prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet särkisaaliin kokonaismäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.

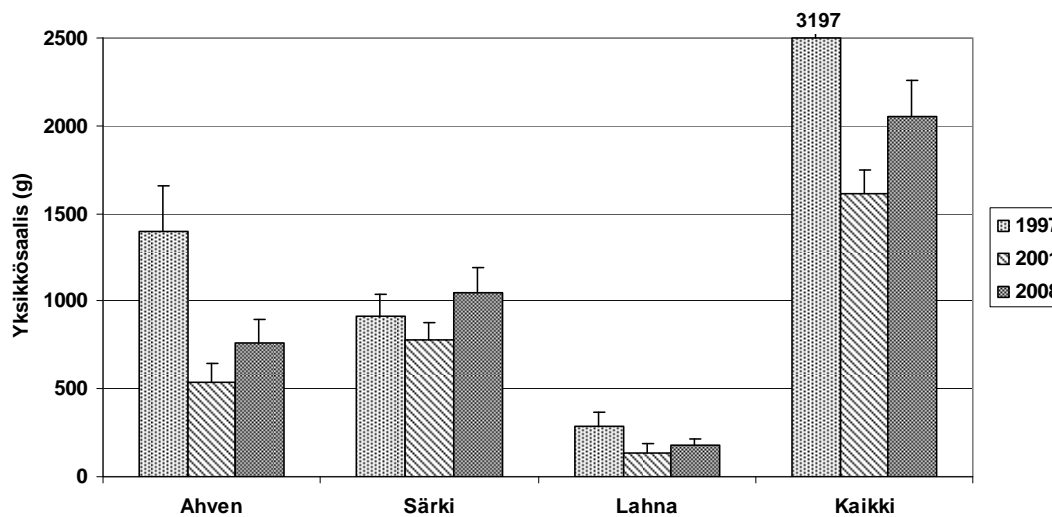


Kuva 12. Etujärven lahnojen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet lahnaaliin kokonaismäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.

## 4.2. Takajärvi

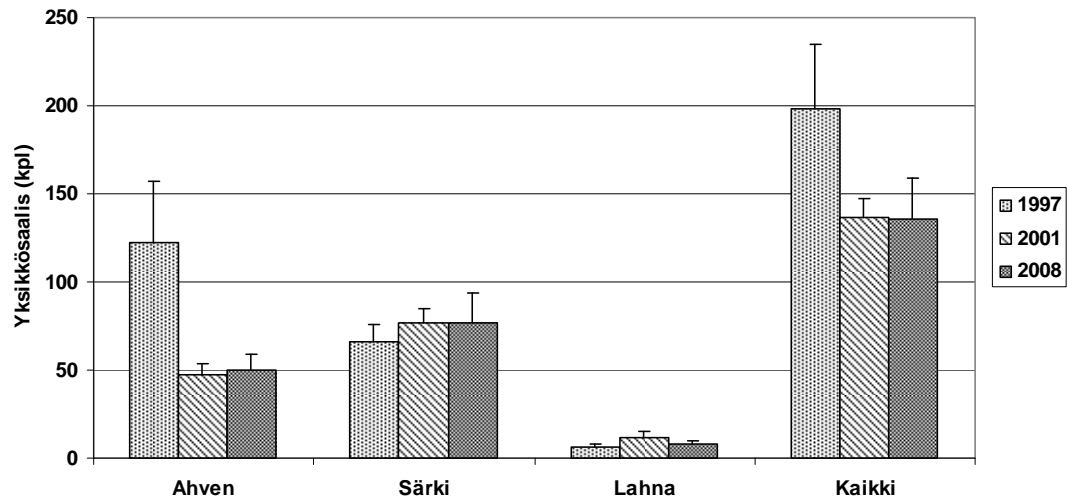
Takajärveltä saatiin verkkokoekalastusten yhteydessä kaikkiaan seitsemän kalalajia (ahven, kiiski, hauki, särki, lahna, ruutana (*Carassius carassius*) ja kirjolohi). Kirjolohia saatiin vuonna 1997 kaksi kappaletta, ja ne jätettiin huomiotta kuten Etujärven kohdallakin.

Takajärven massayksikkösaaliista (Kuva 13) löytyi suuntaa antavia eroja vuosien väliltä (2-Anova,  $F = 3,335$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,055$ ). Parittaisten vertailujen mukaan Takajärven massayksikkösaalis erosi merkitsevästi vuosien 1997 ja 2001 välillä (Tukey,  $p = 0,017$ ). Vuodet 1997 ja 2008 puolestaan erosivat suuntaa antavasti (Tukey,  $p = 0,097$ ). Takajärven massayksikkösaalis pieneni hoitokalastuksen myötä n. 3200 g:sta n. 1600 g:aan/verkkoyö, eli puoleen alkuperäisestä. Lajikohtaisista massayksikkösaaliista ahvenen osalta löytyi tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien väliltä, mutta särjen ja lahnan osalta ei (ahven: 2-Anova,  $F = 5,624$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,011$ ; särki: 2-Anova,  $F = 1,472$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,252$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 1,050$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,368$ ). Parittaisten vertailujen mukaan ahvenen massayksikkösaalissa oli eroa vuosien 1997 ja 2001 välillä (Tukey,  $p = 0,025$ ). Ahvenen massayksikkösaalis putosi näinä vuosina hoitokalastuksen myötä 1400 g:sta n. 540 g:aan.



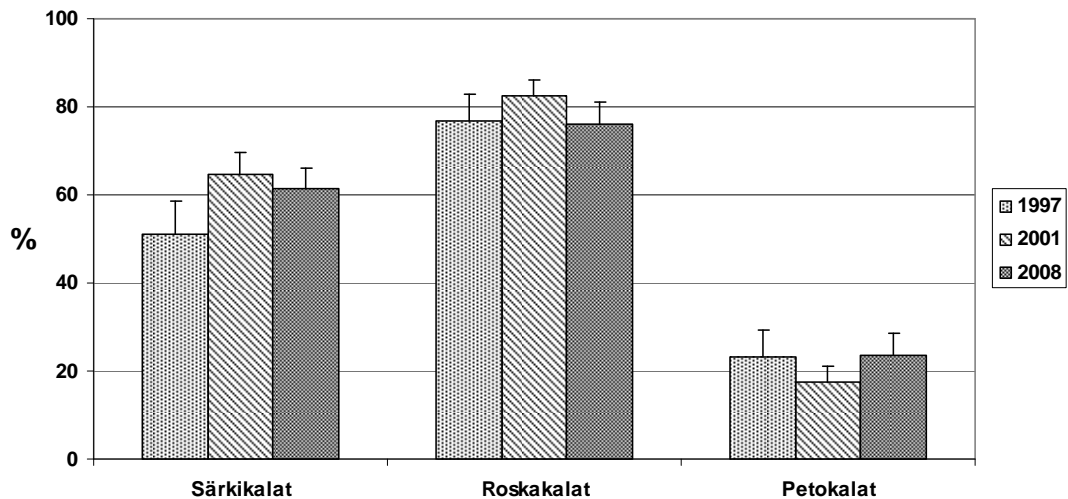
Kuva 13. Takajärven massayksikkösaalis (g/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen. Huom. katkaistu pylväs: kokonaismassayksikkösaalis 1997.

Takajärven kappaleyksikkösaalis laski hoitokalastuksen myötä n. 200 kpl:sta n. 135 kpl:seen ja on pysynyt tällä tasolla hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin (Kuva 14). Kappaleyksikkösaaliin erot vuosien välillä eivät olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä (2-Anova,  $F = 0,779$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,472$ ). Myöskään ahvenen, särjen tai lahnan lajikohtaisista kappaleyksikkösaaliista ei löytynyt merkitseviä eroja vuosien väliltä (ahven: 2-Anova,  $F = 1,505$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,245$ ; särki: 2-Anova,  $F = 0,163$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,851$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 2,330$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,122$ ), vaikka ahvenen kappaleyksikkösaalis laskikin hoitokalastuksen myötä reilusti alle puoleen alkuperäisestä.



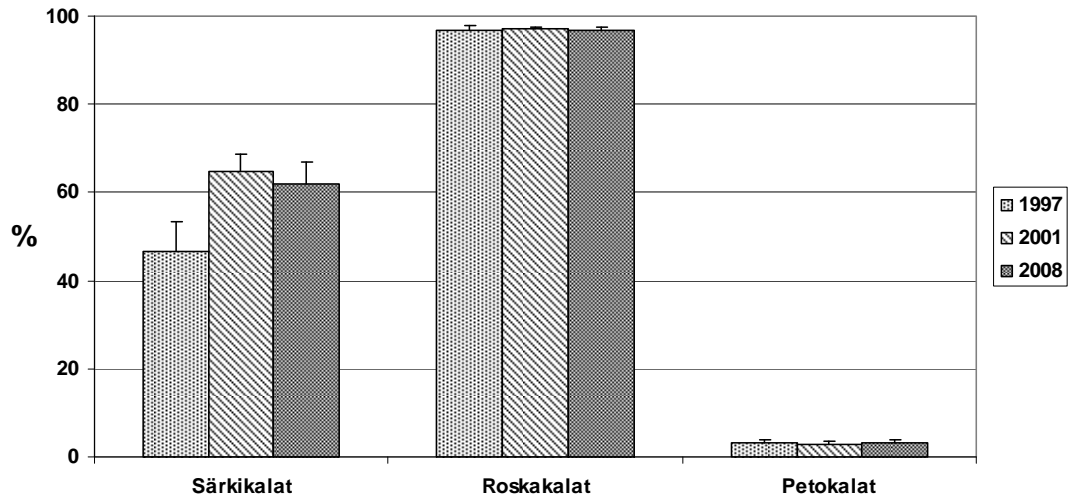
Kuva 14. Takajärven kappaleyksikkösaalis (kpl/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Särkikalojen prosentuaalinen osuus Takajärven verkkokoesaaliin massasta (Kuva 15) erosi tilastollisesti merkitsevästi vuosien välillä (2-Anova,  $F = 4,257$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,028$ ), mutta vuosien välisissä parittaisissa vertailuissa Tukeyn testi ei löytänyt eroja. Särkikalaosuus oli kuitenkin pienin vuonna 1997 ja suurimmillaan hoitokalastuksen jälkeen vuonna 2001. Roskakalojen ja petokalojen prosentuaalisista osuuksista ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien väliltä (roskakalat: 2-Anova,  $F = 1,088$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,355$ ; petokalot: 2-Anova,  $F = 1,088$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,355$ ).



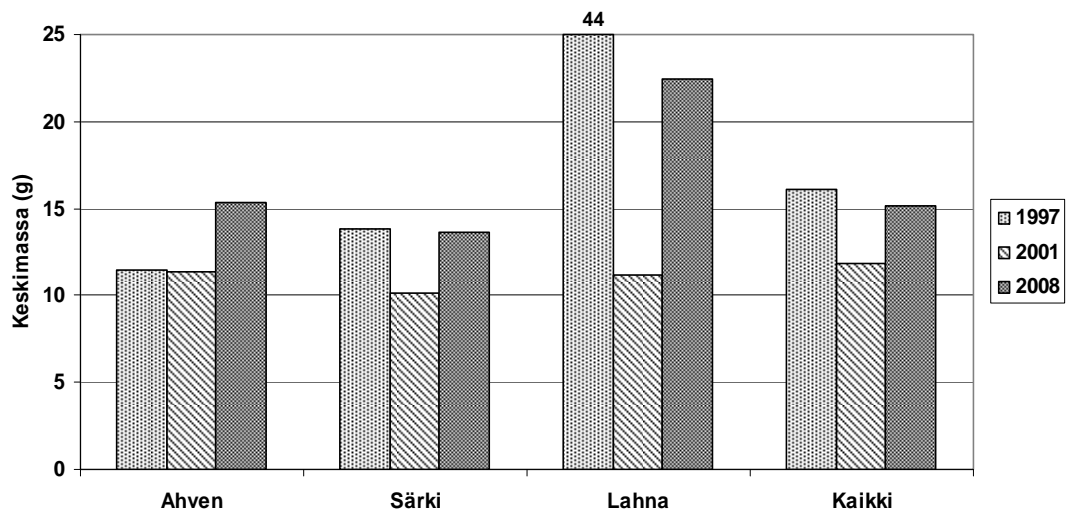
Kuva 15. Takajärven särkikalojen (särki, lahna, ruutana), roskakalojen (särki, lahna, ruutana, kiiski, <15 cm ahven) ja petokalojen (hauki, ≥15 cm ahven) prosentuaaliset osuudet saaliin massasta vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Takajärven särki-, roska- ja petokalojen prosentuaaliset osuudet saaliin kappalemäärästä (Kuva 16) eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi eri vuosien välillä (särkikalat: 2-Anova,  $F = 2,471$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,109$ ; roskakalat: 2-Anova,  $F = 0,092$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,912$ ; petokalal: 2-Anova,  $F = 0,092$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,912$ ).



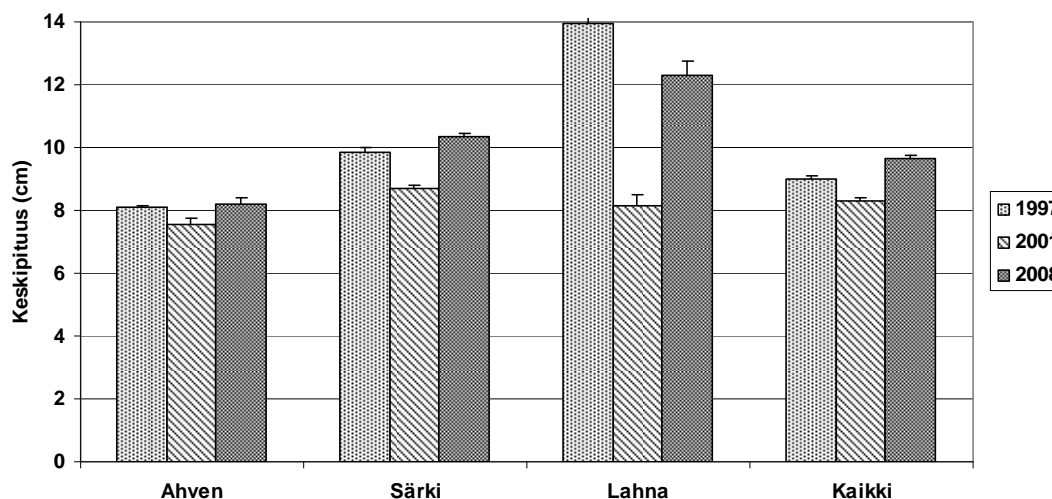
Kuva 16. Takajärven särkikalojen (särki, lahna, ruutana), roskakalojen (särki, lahna, ruutana, kiiski, <15 cm ahven) ja petokalojen (hauki,  $\geq 15$  cm ahven) prosentuaaliset osuudet saaliin kappalemäärästä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Takajärven verkkokoekalastuksissa saaliiksi saatujen särkien ja lahnojen keskimassa putosi hoitokalastuksen myötä (Kuva 17), mutta on lähtenyt nousuun hoitokalastuksen päättymisen jälkeen. Etenkin lahnan keskimassa laski hoitokalastuksen myötä huomattavasti ja on vielä seitsemän vuotta hoitokalastuksen jälkeenkin vain puolet alkuperäisestä.



Kuva 17. Takajärven kalojen keskimassat kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Huom. katkaistu pylväs: lahnan keskimassa 1997.

Takajärven verkkokoekalastusten kokonaissaaliin ja lajikohtaisten saaliiden keskipituuksista (Kuva 18) löytyi erittäin merkitseviä eroja vuosien väliltä (ahven: 1-Anova,  $F = 4,261$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,014$ ; särki: 1-Anova,  $F = 65,243$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; lahna: 1-Anova,  $F = 38,783$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; kaikki: 1-Anova,  $F = 42,644$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Keskipituudet lyhenivät hoitokalastuksen myötä (Tukey 1997–2001: ahven:  $p = 0,024$ ; särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ), lahnalla jopa lähes 6 cm. Hoitokalastuksen päättymisen jälkeen keskipituus on lähtenyt nousuun (Tukey 2001–2008: ahven:  $p = 0,024$ ; särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ). Kokonaissaaliin ja särkien keskipituus oli vuonna 2008 merkitsevästi suurempi kuin ennen hoitokalastusjaksoa vuonna 1997 (Tukey: särki:  $p = 0,005$ ; kaikki:  $p < 0,001$ ). Lahnan osalta puolestaan keskipituus vuonna 2008 oli suuntaa antavasti pienempi kuin vuonna 1997 (Tukey,  $p = 0,082$ ). Ahvenen keskipituus vuonna 2008 ei eronnut merkitsevästi vuodesta 1997 (Tukey,  $p = 0,872$ ).



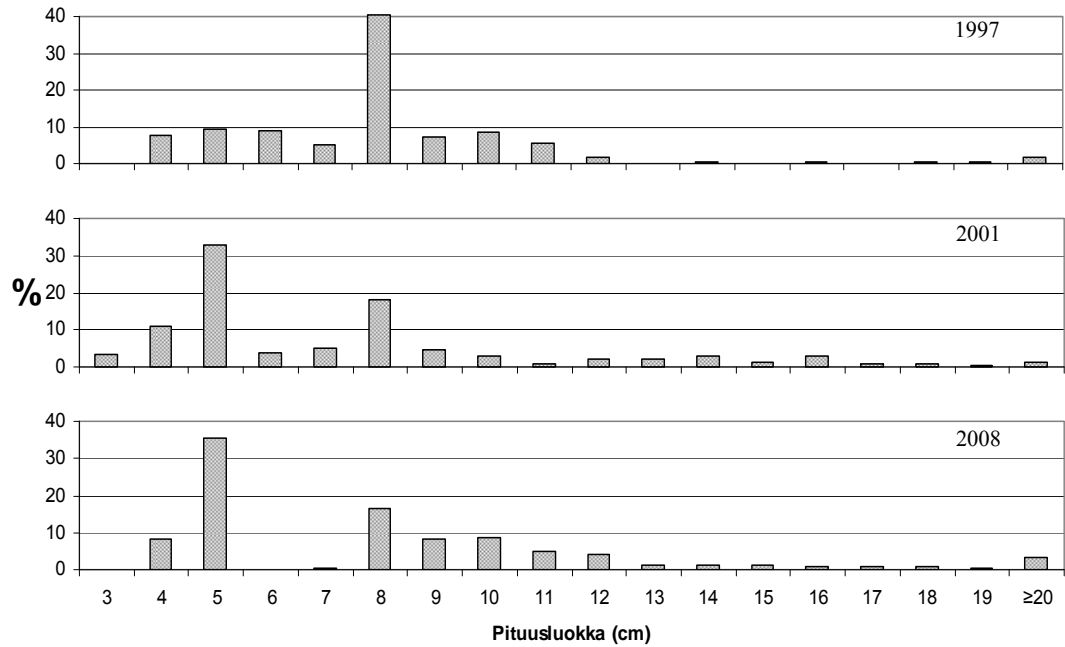
Kuva 18. Takajärven kalojen keskipituudet kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskiarvon keskiarvoon.

Takajärven koekalastussaaliin lajikohtaiset pituusjakaumat (Kuvat 19–21) erosivat toisistaan vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi (ahven:  $\chi^2 = 469,02$ ,  $df = 22$ ,  $p < 0,001$ ; särki:  $\chi^2 = 401,61$ ,  $df = 26$ ,  $p < 0,001$ ; lahna:  $\chi^2 = 162,90$ ,  $df = 8$ ,  $p < 0,001$ ).

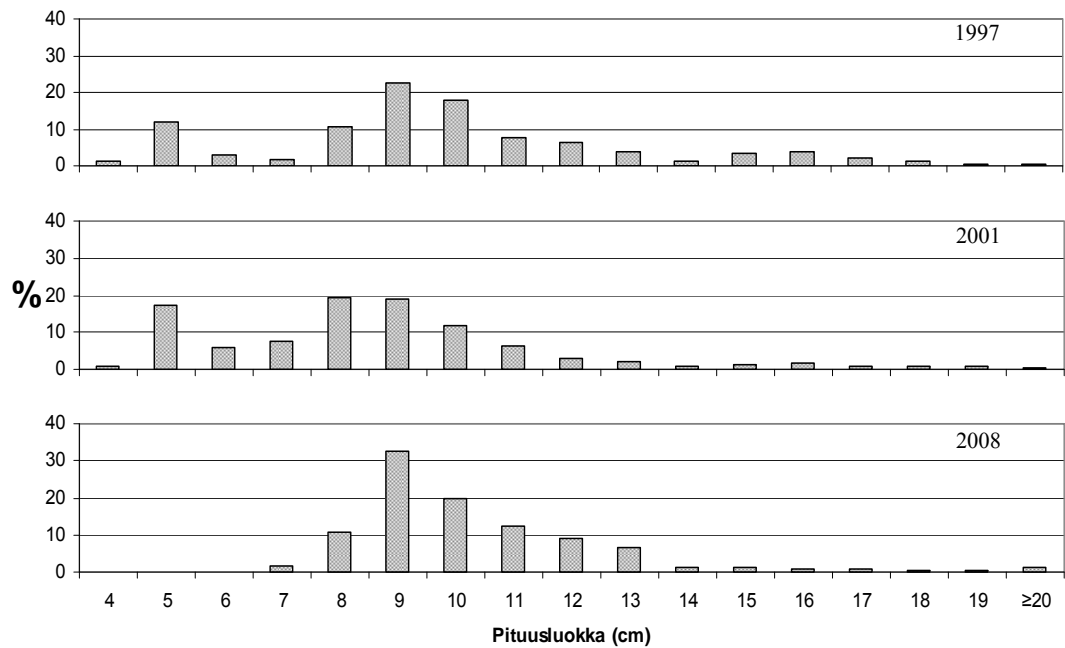
Ennen hoitokalastusta Takajärven ahvenista peräti 41 % muodostui 8 cm kaloista. Hoitokalastuksen myötä ja 7 vuotta hoitokalastuksen jälkeenkin 5 ja 8 cm yksilöt erottuvat kuvaajista selkeimmin.

Särkien pituusjakaumassa on hoitokalastuksen myötä huomattavissa vain lievää painopisteen siirtymistä kohti pienempiä yksilöitä. Vuonna 2008 alle 8 cm särkiä tuli enää hyvin vähän, vaikka vuonna 2001 alle 8 cm yksilöt muodostivat yli kolmanneksen särjistä.

Ennen hoitokalastusta noin 30 % lahnoista muodostui alle 13 cm pituisista yksilöistä, mutta hoitokalastuksen myötä alle 13 cm yksilöt muodostivat yli 90 % lahnoista, 6 cm yksilöiden muodostaessa lahnoista yli kolmanneksen. Vuonna 2008 pieniä alle 9 cm lahnoja saatiin enää vähän, 10 cm yksilöiden muodostaessa noin kolmanneksen lahnoista.

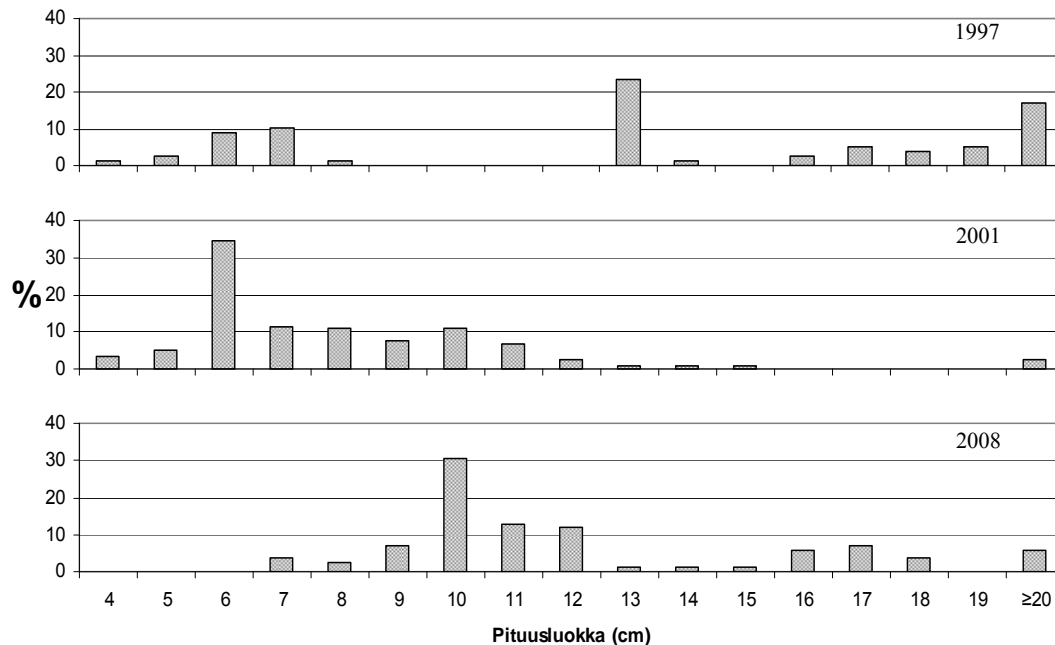


Kuva 19. Takajärven ahventen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet ahvensaaliin kokonaislukumäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.



Kuva 20. Takajärven särkien prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet särkisaaliin kokonaislukumäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.



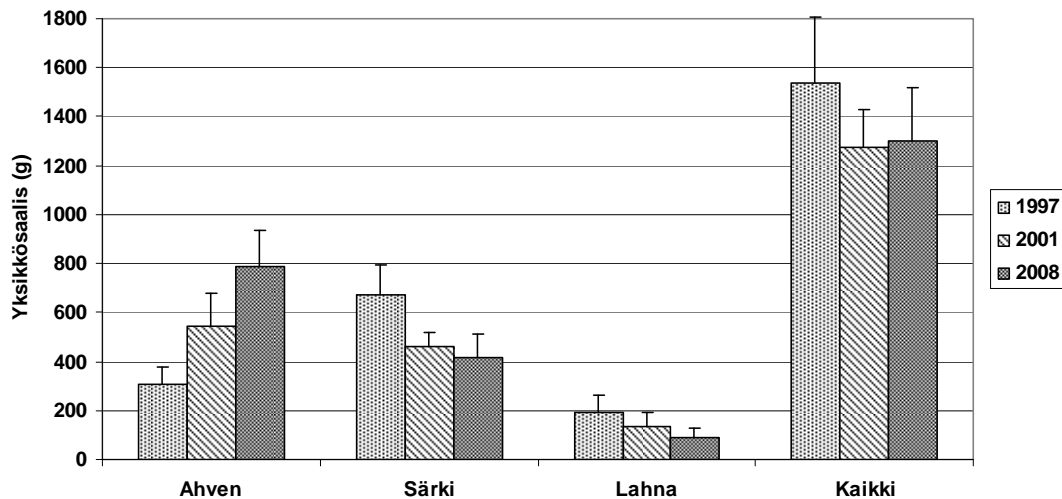


Kuva 21. Takajärven lahnojen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet lahnaaaliin kokonaismäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.

### 4.3. Otalampi

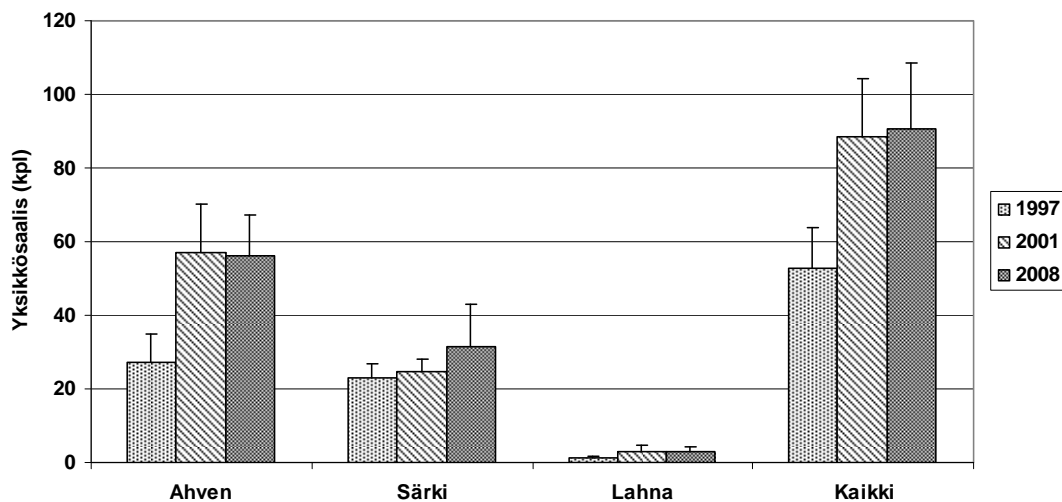
Otalammelta saatiin verkkokoekalastusten yhteydessä kaikkiaan seitsemän kalalajia (ahven, kiiski, hauki, särki, lahna, sorva (*Scardinius erythrophthalmus*) ja siika (*Coregonus lavaretus*)).

Otalammen massayksikkösaalis putosi hoitokalastuksen myötä hieman (Kuva 22), mutta vuosien väliltä ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja (2-Anova,  $F = 0,067$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,935$ ). Vuoden 1997 jälkeen särkien ja lahnojen massayksikkösaalis on pienentynyt ja ahvenen massayksikkösaalis puolestaan kasvanut. Ahvenen osalta löytyi tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien väliltä, mutta särjen ja lahnan osalta ei (ahven: 2-Anova,  $F = 4,349$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,023$ ; särki: 2-Anova,  $F = 0,637$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,537$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 0,124$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,884$ ). Parittaisten vertailujen mukaan ahvenen massayksikkösaalis erosi vuosien 1997 ja 2008 välillä (Tukey,  $p = 0,017$ ). Ahvenen massayksikkösaalis kasvoi näinä vuosina n. 300 g:sta lähes 800 g:aan eli yli 2,5 -kertaiseksi.



Kuva 22. Otalammen massayksikkösaalis (g/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

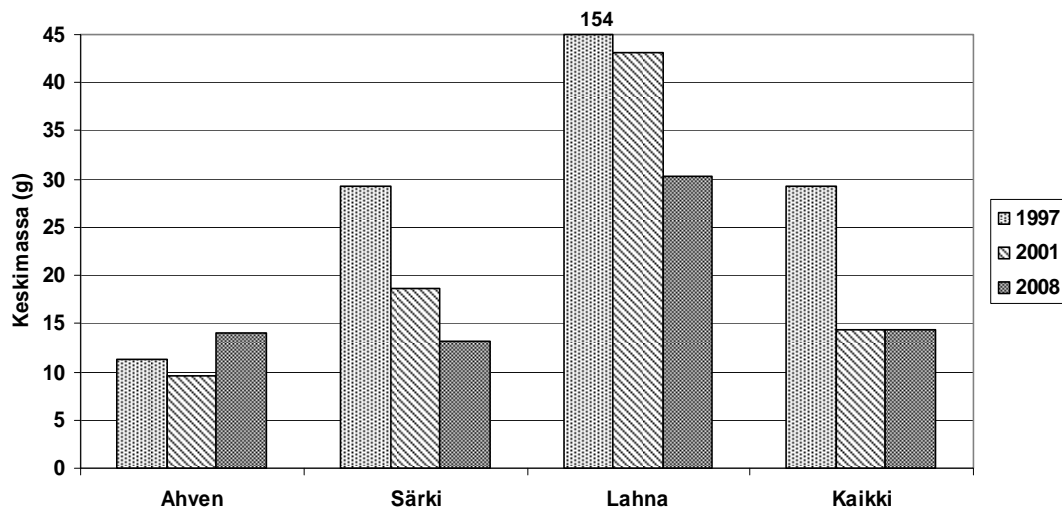
Otalammen kappaleyksikkösaaliista (Kuva 23) löytyi suuntaa antavaa eroa vuosien väliltä (2-Anova,  $F = 2,661$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,088$ ), mutta vuosien välisissä parittaisissa vertailuissa Tukeyn testi ei löytänyt edes suuntaa antavia eroja. Otalammen kappaleyksikkösaalis nousi hoitokalastuksen myötä n. 50 kpl:sta n. 90 kpl:seen ja on pysynyt tällä tasolla hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin. Särjen tai lahnan lajikohtaisista kappaleyksikkösaaliista ei löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja vuosien väliltä (särki: 2-Anova,  $F = 0,368$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,696$ ; lahna: 2-Anova,  $F = 0,358$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,703$ ). Ahvenen osalta tulos on suuntaa antava (2-Anova,  $F = 2,697$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,086$ ), mutta vuosien välisissä parittaisissa vertailuissa Tukeyn testi ei löytänyt edes suuntaa antavia eroja. Ahvenen kappaleyksikkösaalis nousi hoitokalastuksen myötä 27 kpl:sta 57 kpl:seen ja on pysynyt tällä tasolla hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin.



Kuva 23. Otalammen kappaleyksikkösaalis (kpl/verkkoyö) kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

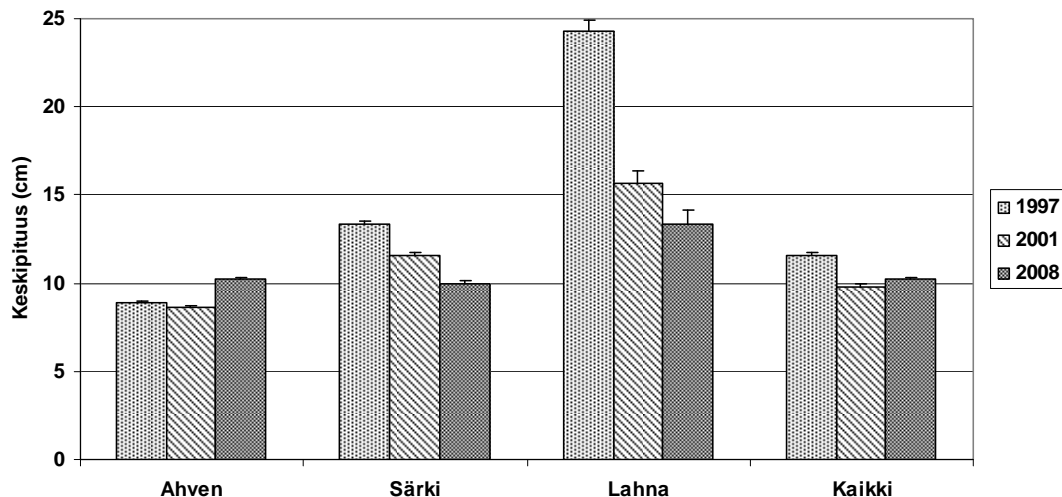


Otalammen verkkokoekalastuksissa saaliiksi saatujen kalojen keskimassa laski hoitokalastuksen myötä 29 g:sta 14 g:aan ja oli samoissa lukemissa vielä vuonna 2008 (Kuva 26). Särkikalajien keskimassa on jatkanut laskua hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin. Etenkin lahnan keskimassa on laskenut huomattavasti alkutilanteeseen verrattuna, sillä lahnan keskimassa oli vuonna 2008 vain viidesosan verran vuoden 1997 lukemista.



Kuva 26. Otalammen kalojen keskimassat kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Huom. katkaistu pylvä: lahnan keskimassa 1997.

Otalammen verkkokoekalastusten kokonaissaaliin ja lajikohtaisten saaliiden keskipituuksista (Kuva 27) löytyi erittäin merkitseviä eroja vuosien välillä (ahven: 1-Anova,  $F = 71,998$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; särki: 1-Anova,  $F = 80,584$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; lahna: 1-Anova,  $F = 37,470$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ; kaikki: 1-Anova,  $F = 40,618$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Kokonaissaaliin, särkien ja lahnojen keskipituudet laskivat hoitokalastuksen myötä, mutta ahvenen keskipituus ei laskenut merkitsevästi (Tukey 1997–2001: ahven:  $p = 0,416$ ; särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ). Kokonaissaaliin ja ahventen keskipituudet ovat nousseet hoitokalastuksen päättymisen jälkeen (Tukey 2001–2008: ahven:  $p < 0,001$ ; kaikki:  $p = 0,031$ ). Särkien keskipituus on jatkanut laskua hoitokalastuksen päättymisen jälkeenkin ja lahnojen osalta on saman kaltaisia viitteitä (Tukey 2001–2008: särki:  $p < 0,001$ ; lahna  $p = 0,051$ ). Ahvenen keskipituus vuonna 2008 oli suurempi kuin ennen hoitokalastuksen aloittamista vuonna 1997 (Tukey,  $p < 0,001$ ). Kokonaissaaliin sekä särkien ja lahnojen keskipituudet vuonna 2008 olivat puolestaan pienemmät kuin ennen hoitokalastuksen aloittamista (Tukey 1997–2008: särki, lahna ja kaikki:  $p < 0,001$ ).



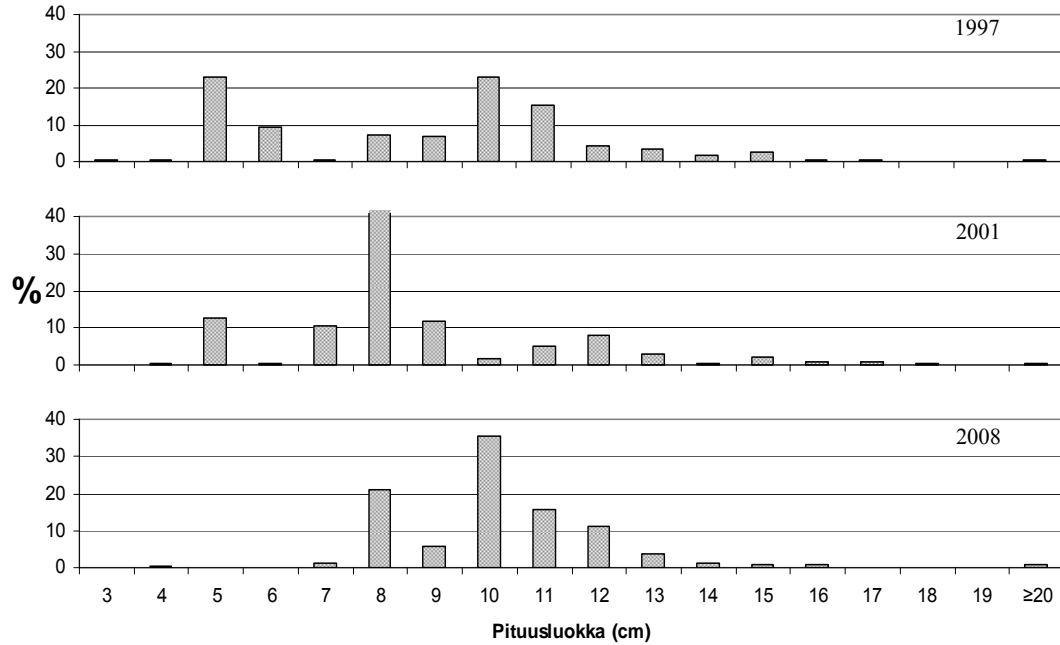
Kuva 27. Otalammen kalojen keskipituudet kolmen runsaimman lajin osalta lajikohtaisesti sekä kaikkien lajien osalta yhdessä vuosina 1997, 2001 ja 2008. Hajontajanat ilmaisevat keskiarvon keskivirheen.

Otalammen koekalastussaaliin lajikohtaiset pituusjakaumat (Kuvat 28–30) erosivat toisistaan vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi (ahven:  $\chi^2 = 575,00$ ,  $df = 20$ ,  $p < 0,001$ ; särki:  $\chi^2 = 337,05$ ,  $df = 22$ ,  $p < 0,001$ ; lahna:  $\chi^2 = 16,87$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ).

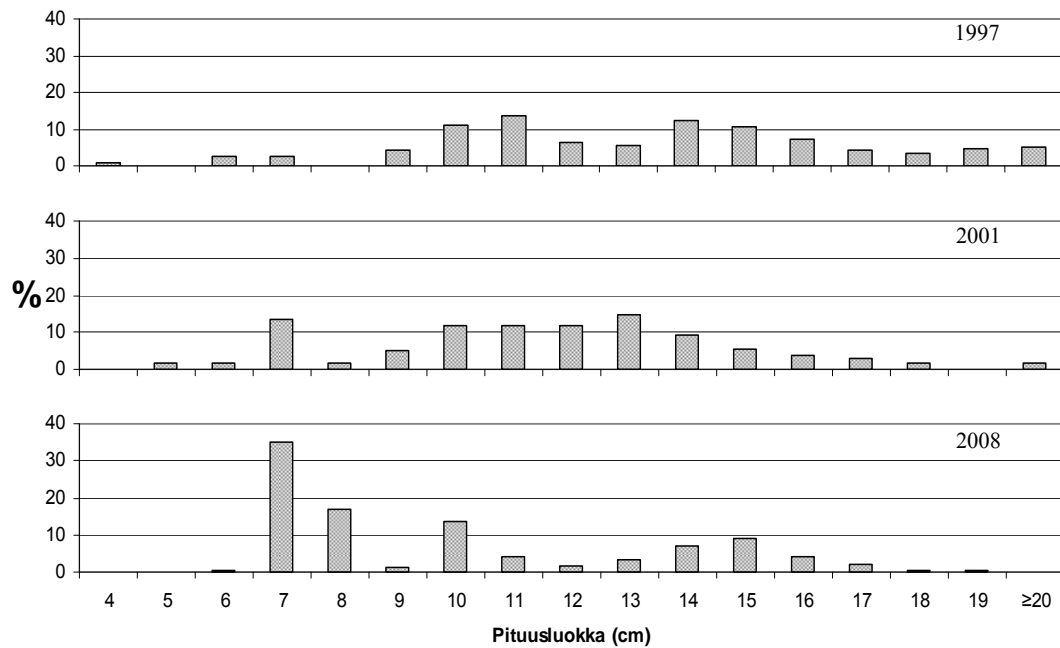
Ahvenen pituusjakauma vuonna 1997 oli kaksihuippuinen 5 ja 10 cm pituusluokkien muodostaessa lähes puolet ahvenista. Hoitokalastuksen myötä ahventen pituusjakauma muuttui yksihuippuiseksi 8 cm yksilöiden muodostaessa jopa 42 % ahvenista. Seitsemän vuotta hoitokalastuksen päättymisen jälkeen ahventen pituusjakauma on hieman supistunut 8–13 cm yksilöiden muodostaessa valtaosan ahvenkannasta. Tätä pienempien ja suurempien ahventen osuus on vähentynyt.

Särkien pituusjakauma Otalammella oli ennen hoitokalastusta melko tasainen. 9–20 cm yksilöt muodostivat suuren osan särjistä, mutta yksikään pituusluokka näistä ei dominoinut ylitse muiden. Hoitokalastuksen myötäkin pituusjakauma pysyi melko tasaisena, joskin painopiste siirtyi hieman pienempään suuntaan valtaosan kaloista muodostuessa 7–17 cm yksilöistä. Vuonna 2008 puolestaan on näkyvissä pientä huipukkuutta, sillä pituusluokat 7 ja 8 cm muodostivat noin puolet särjistä.

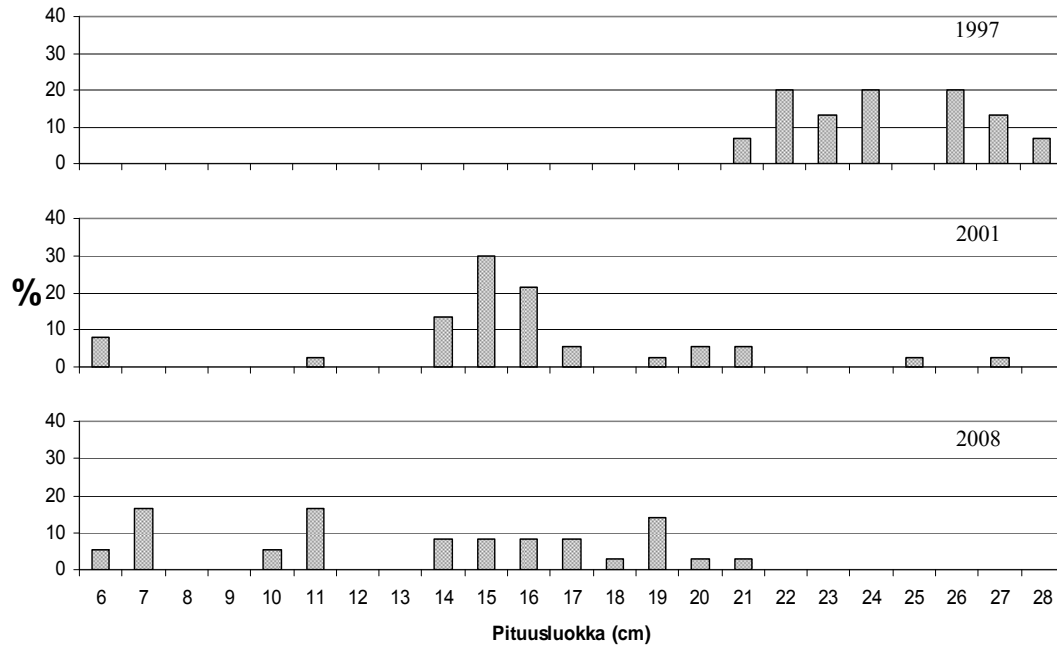
Ennen hoitokalastusta Otalammesta saatiin saaliiksi vain yli 21 cm pituisia lahnoja. Hoitokalastuksen myötä isot lahnat vähenivät ja vuonna 2001 pituusluokat 14–17 cm muodostivat lähes 70 % lahnoista. Vuonna 2008 Otalammesta saatiin vain alle 22 cm lahnoja ja monet pituusluokat väliltä 6–21 cm olivat melko tasaisesti edustettuna.



Kuva 28. Otalammen ahventen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet ahvensaaliin kokonaismäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.



Kuva 29. Otalammen särkien prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet särkisaaliin kokonaismäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.



Kuva 30. Otalammen lahnojen prosentuaaliset pituusjakaumat (osuudet lahnaasiin kokonaislukumäärästä) vuosina 1997, 2001 ja 2008 senttimetrin välein muodostetuissa pituusluokissa.

## 5. TULOSTEN TARKASTELU

Tuloksia tarkastellessa on syytä huomioida, että NORDIC-verkon yksikkösaalis on melko epätarkka ja epäherkkä kalakannan tiheysindeksi, sillä verkon pyyntiteho voi alentua saaliin kertymisen myötä (Olin ym. 2004) ja lisäksi verkkojen välillä on yleensä suuri varianssi. Näiden seikkojen lisäksi myös tutkimuksessa käytetty pienehkö verkkomäärä heikensi testien voimakkuutta, vaikka suhteelliset keskilukujen erot vuosien välillä olivatkin huomattavia. Tilastotestien perusteella ei siis pidä tehdä suoraa johtopäätöstä, että todellisia muutoksia järvien yksikkösaaliissa ja sitä kautta kalayhteisöissä ei olisi tapahtunut. Pituusjakaumissa havaittavat selkeät muutokset osoittavat myös, että hoitokalastuksella oli ja on edelleen vaikutusta järvien kalayhteisöihin, vaikka muutokset eivät yksikkösaaliissa näkyisikään. Tilastoanalyysiin sen tarkemmin tukeutumatta voidaan sanoa, että järvien kalakannat reagoivat hoitokalastukseen ja sen päättymiseen kukin eri tavalla.

### 5.1. Etujärvi

Etujärvellä hoitokalastus ei aiheuttanut muutoksia grammamääräiseen kokonaisuusyksikkösaaliiseen, mutta lajikohtaisia massayksikkösaaliita tarkastellessa ahvenen määrä putosi puoleen (ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä, tästä lähtien ”etm”) ja särjen puolestaan kasvoi yli 2,5 -kertaiseksi. Vaikka kokonaisuusmassayksikkösaalis ei muuttunut, niin kokonaisuusmassayksikkösaalis kasvoi hoitokalastuksen myötä (etm). Kalojen keskikoko siis pieneni. Erityisesti särkikanta tiheni, sillä särkien kappaleyksikkösaalis nousi hoitokalastuksen myötä jopa lähes nelinkertaiseksi. Särjet ilmeisesti pystyivät lisääntymään huomattavasti ahvenia tehokkaammin hoitokalastusvuosien aikana. Tätä tukee se, että särkien on rehevissä olosuhteissa todettu saavan kilpailuetua ahveniin nähden

(Persson 1983). Vastaavia esimerkkejä muiden järvien kalakantojen kyvystä kompensoida poistettua kalamäärää tiheillä vuosiluokilla löytyy kirjallisuudesta (esim. Tarvainen ym. 2002, Olin ym. 2006).

Hoitokalastuksen päättymisen jälkeen Etujärven kalojen koot ja lajisuhteet näyttäisivät palanneen takaisin kohti vuoden 1997 lähtötilannetta. Ahvenet ovat runsastuneet (etm), särkikalajien osuus on vähentynyt takaisin vuoden 1997 tasolle (etm) ja kalojen keskikoko on kasvanut lähemmäksi vuoden 1997 arvoja. Kalayhteisö on kuitenkin tiheämpi (etm) ja muodostuu edelleen pienemmistä yksilöistä kuin ennen hoitokalastusta. Etujärven hoitokalastuksella ei siis saatu aikaan toivotun kaltaisia muutoksia kalayhteisöön, ja järven kalayhteisö näyttäisi palaavan kohti lähtötilannetta.

Syitä Etujärven hoitokalastusprojektin epäonnistumiselle voivat olla esimerkiksi poistetun kalan riittämätön määrä järven rehevyystaso huomioon ottaen ja järveä ympäröiviltä pelloilta saapuvan hajakuormituksen riittämätön vähentäminen. Jeppesenin ja Sammalkorven (2002) mukaan kalamäärä (kg/ha/v), joka järvestä tulisi poistaa, jotta järven tila kohentuisi, voidaan arvioida kokonaisfosforipitoisuuden (TP) avulla seuraavasti: tarvittava saalis =  $16,9 \cdot TP^{0,52}$ . Tämän mukaan Etujärveltä, jonka TP ennen hoitokalastusta oli keskimäärin noin 42 µg/l (Olin ym. 1998) olisi pitänyt poistaa kalaa noin 120 kg/ha/v. Aivan tähän ei yletty, sillä Etujärven hoitokalastussaalista viideltä vuodelta oli 456 kg/ha eli noin 90 kg/ha/v. Vaikka Etujärven kalayhteisössä ei saatu aikaan toivotun kaltaisia muutoksia, on huomattava, että hoitokalastuksen myötä kasviplanktonin määrää kuvaava a-klorofyllipitoisuus aleni (Taulukko 2). Kasviplanktonin vähenemisestä huolimatta Etujärven näkösyvyys ei hoitokalastuksen myötä mainittavasti muuttunut, sillä humuksen värjäämässä järvessä suuri osa valosta pidättyy joka tapauksessa humushiukkasiin (Häkanson & Boulion 2001).

## 5.2. Takajärvi

Takajärvellä kokonaismassayksikkösaalis väheni hoitokalastuksen myötä puoleen alkuperäisestä eli samalle tasolle Etujärven kanssa. Takajärvellä yksikkösaalis siis pieneni selvästi enemmän kuin Etujärvellä, vaikka alkuperäinen yksikkösaalis oli suurempi ja poistettu kalamäärä pienempi. Tämä voi johtua satunnaisvaihtelusta tai siitä, että Etu- ja Takajärven rehevyystasot sallivat kalakantojen harventamisen helpokosti noin 1,5 kg yksikkösaaliin tuntumaan, mutta tätä pienemmäksi kalakantoja on vaikea saada parantuneesta ravintotilanteesta johtuen. Takajärven särkikalajien lajikohtaiset massayksikkösaaliit pienenevät vain vähän (etm), mutta ahvenella puolestaan lähes kolmasosaan alkuperäisestä. Ahventen määrän runsaan vähenemisen vuoksi Takajärvellä särkikalajien osuus verkkokoesaaliista kasvoi kuten Etujärvelläkin, vaikka Etujärven kaltaista särjen massayksikkösaaliin lisäystä ei tapahtunutkaan. Ahvenen keskikokoa hoitokalastus pienensi vain aavistuksen, mutta särjellä ja erityisesti lahnalla keskikoon aleneminen oli huomattavaa. Takajärvenkin osalta tulokset viittaavat jälleen särjen ahventa tehokkaampaan lisääntymiseen hoitokalastusvuosien aikana.

Hoitokalastuksen päättymisen jälkeen Takajärven kalayhteisössä on huomattavissa vain lieviä muutoksia. Sekä kokonais- että lajikohtaiset massayksikkösaaliit ovat hieman kasvaneet (etm), mutta särkiä lukuun ottamatta ne ovat vielä selvästi alemmalla tasolla kuin ennen hoitokalastuksen aloittamista (etm). Kappaleyksikkösaaliissa puolestaan ei ole nähtävissä minkäänlaista hoitokalastuksen päättymisen jälkeistä kasvua. Hoitokalastuksen päättymisen jälkeinen massayksikkösaaliin kasvu (etm) selittyykin kalojen suuremmalla keskikoolla eikä yksilömäärällä. Ahventen osalta keskikoon kasvua voi pitää tavoiteltavana, mutta särkikalajien keskikoon kasvu voi lisätä ravinteiden kulkeutumista pohjasedimentistä ylempiin vesikerroksiin (Horppila & Kairesalo 1990, 1992, Horppila 1994), mikä voi



hidastaa tai estää järven elpymistä rehevästä tilastaan. Tarvaisen ym. (2002) mukaan särkien pohjasta siirtämien ravinteiden vaikutus on voimakkaasti ulkokuormitteisessa järvessä, jollainen Takajärvikin on, kuitenkin marginaalinen. Särkikalaosuus laski vain hieman (etm) jääden edelleen korkeammalle tasolle kuin vuonna 1997 (etm). Hoitokalastuksen jälkeiset muutokset Takajärven kalayhteisössä olivat siis vähäisiä, mutta muutosten suuntaus on takaisin kohti vuoden 1997 lähtötilannetta kuten Etujärvelläkin.

Massayksikkösaaliin pienenemistä lukuun ottamatta Takajärvenkin kohdalla hoitokalastusprojektiä voi pitää epäonnistuneena. Ongelmakohtana täälläkin lienevät juuri pelloilta tuleva hajakuormitus ja riittämätön kalanpoisto. Takajärven fosforipitoisuus on samaa luokkaa kuin Etujärvelläkin (Olin ym. 1998), joten Jeppesenin ja Sammalkorven (2002) kaavan mukaan laskettu noin 120 kg hehtaarisaaalis vuosittain pätee tässäkin tapauksessa. Takajärven hoitokalastussaaalis viideltä vuodelta oli kuitenkin vain 385 kg/ha eli alle 80 kg/ha/v. Etujärven tavoin myös Takajärvellä kasviplanktonin määrää kuvaava a-klorofyllipitoisuus on vähentynyt. Myös Takajärvi on humuspitoinen, eikä näkösyvyys mainittavasti muuttunut hoitokalastuksen myötä. Vesikasvien leviämiseen syvemmälle ei täten ollut tilaisuutta.

### 5.3. Otalampi

Otalammen kokonaismassayksikkösaalis pieneni hoitokalastuksen myötä hieman (etm). Selviä lajikohtaisia eroja oli havaittavissa, sillä Etu- ja Takajärven tapauksista selkeästi poiketen ahventen massayksikkösaalis lähes kaksinkertaistui (etm), mutta särkien laski hieman (etm). Kokonaiskappaleyksikkösaalis lisääntyi hoitokalastuksen myötä lähes 40 kalaa/verkkoyö (etm), ja suurin osa tästä lisäyksestä oli ahventa, särki- ja lahnamäärien pysyessä entisellä tasolla. Ahvenen keskikokoon hoitokalastuksella ei ollut vaikutusta, mutta särkien ja lahnojen keskikoko pieneni huomattavasti. Päinvastoin kuin Etu- ja Takajärvellä, Otalammella ahvenet siis näyttivät hyötyvän ja särkikalat kärsivän hoitokalastuksesta.

Toisin kuin Etu- ja Takajärven tapauksissa Otalammen kalayhteisö ei ole muuttunut takaisin kohti vuoden 1997 lähtötilannetta hoitokalastuksen päättymisen jälkeen. Kokonaisyksikkösaaliissa ei ole hoitokalastuksen päättymisen jälkeen tapahtunut muutoksia suuntaan eikä toiseen. Sitä vastoin ahventen lajikohtainen massayksikkösaalis on jatkanut edelleen kasvuaan (etm) ja särkikalojen puolestaan loivaa laskua (etm). Ahventen keskikoko on kasvanut ja särjellä sekä lahnalla edelleen pienentynyt. Otalammen massayksikkösaalis vuonna 2008 on pienempi kuin ennen hoitokalastusta (etm), mutta kappaleyksikkösaalis puolestaan on selvästi suurempi (etm). Tämä selittyy särkikalojen huomattavasti pienentyneellä keskikoolla. Otalampi näyttäisi siis muuttuneen kohti kookkaampien ahventen muodostamaa ahvenvaltaista tilaa erityisesti suurten särkikalayksilöiden väistyessä tieltä. Mikäli sama suuntaus jatkuu tulevaisuudessa, särkien aiheuttama bioturbaatio voi vähentyä ja veden laatu parantua. Petokalakokoisten ahventen määrä Otalammessa on vielä pieni, mutta mikäli ahventen keskikoon kasvu ja särkikalojen pieneneminen tulevaisuudessakin jatkuvat, ahvenet voisivat osaltaan pitää särkikalakantoja kurissa.

Otalammen kalayhteisön muuttuminen toivottuun suuntaan on poistettu kalamäärä huomioiden hieman yllättävää, sillä hehtaaria kohden poistettu kalamäärä oli tuntuvasti alempi kuin Etu- ja Takajärvellä. Otalammen ympärillä ei kuitenkaan ole peltoja, jonka vuoksi valuma-alueelta tuleva hajakuormitus lienee huomattavasti vähäisempää. Otalammen kokonaisfosforipitoisuus oli ennen hoitokalastusta alemmalla tasolla (33 µg/l (Olin ym. 1998)) kuin Etu- ja Takajärvellä, joten fosforipitoisuuden perusteella arvioitu tavoiteltava hoitokalastussaaalis olisi ollut reilu 100 kg/ha/v. Toteutunut lukema oli

kuitenkin vain reilut 40 kg/ha/v. Näyttäisi siis siltä, että vähemmän rehevässä Otalammessa huomattavasti pienempi hoitokalastussaaalis riitti muuttamaan kalayhteisöä toivottuun suuntaan. Tätä tukevat esim. Jeppesenin ym. (2003) havainnot siitä, että hyvin rehevät järvet ovat herkkiä palaamaan alkuperäiseen tilaan hoitokalastuksen jälkeen, mutta lievemmin rehevöityneissä järvissä vaikutukset voivat olla pitkäaikaisempia. Lisäksi Otalammen vesi on kirkkaampaa ja vähemmän humuksen värjäämää kuin Etu- ja Takajärvessä. Tämän vuoksi ahventen kilpailuasema särkikaloihin verrattuna lienee Otalammessa parempi kuin Etu- ja Takajärvessä. Kasviplanktonin määrää kuvaava a-klorofyllipitoisuus on Otalammessakin hoitokalastuksen myötä vähentynyt. Etu- ja Takajärveen verrattuna Otalammen vähemmän humuspitoinen vesi luo paremmat edellytykset näkösyvyyden paranemiselle ja vesikasvien leviämislle, jos leväsamennus vähenee. Mainittavaa näkösyvyyden kohentumista ei kuitenkaan ole tapahtunut, ja suhteellisen nopeasti syvenevät rannat estänevät vesikasvien laajan levittäytymisen, vaikka vesi kirkastuisikin jatkossa kalayhteisömuutosten ja ravinteiden vähenemisen myötä.

## 6. PÄÄTELMÄT

Tässä tutkimuksessa olleiden kolmen melko samankaltaisen järven kalayhteisöt reagoivat kukin osaltaan eri tavoin niin hoitokalastukseen kuin sen päättymiseenkin. Tämän vuoksi kaikki järvet kattavia johtopäätöksiä on mahdoton tehdä. Lisäksi kalayhteisöissä näkyvät muutokset ovat aina seurausta lukuisten muuttujien yhteisvaikutuksesta. Näiden muuttujien osuutta tuloksiin en tässä tutkimuksessa ole voinut huomioida kuin osittain. Merkittävästi vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa sää ja lukuisat biologiset vuorovaikutussuhteet ravintoverkkojen kautta.

Samankaltaisuudestaan huolimatta Otalammessa havaittu Etu- ja Takajärvestä poikkeava kalayhteisön muutos kohti ahvenvaltaista tilaa voi osittain selittyä Otalammen hieman kirkkaammalla vedellä ja vähemmän rehevällä alkutilalla. Kirkkaampi vesi voi auttaa ahvenia kilpailemaan särkikalojen kanssa, ja melko pienikin ero järvien rehevyysasteessa saattaa vaikuttaa ratkaisevasti särkikalojen vähentämisen onnistumiseen. Lisäksi hoitokalastuksella saavutetut tulokset voivat olla pitkäkestoisempia vähemmän kuormitetussa järvessä.

Siitä huolimatta, että NORDIC-verkon yksikkösaalis on melko epätarkka ja epäherkkä kalakannan tiheysindeksi, se on monessa tapauksessa ainoa järkevä keino pyrkiä selvittämään kalojen lajisuhteet ja kokojakaumat, kun pyynti halutaan kohdentaa kaikkiin syvyydsvyöhykkeisiin ja vesikerroksiin. Pyyntiponnistuksen lisääminen olisi helppo tapa saada tarkempia arvioita kalayhteisön tilasta ja tämä parantaisi myös tilastotestien mahdollisuuksia löytää merkitseviä eroja. Verkkokoekalastus vaatii kuitenkin runsaasti välineistöä ja henkilötyötunteja. Taloudellisten resurssien puute onkin usein pyyntiponnistuksen lisäyksen esteenä.

## KIITOKSET

Kiitän ohjaajaani tutkija Jukka Ruuhijärveä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta tämän opinnäytetyön innovoinnista, mahdollistamisesta ja avusta järvien taustatietojen selvittämisessä. Suuri kiitos myös toiselle ohjaajalleni Jyväskylän yliopiston lehtori Timo Marjomäelle ohjauksesta ja avusta tilastotestauksen saralla. Mikko Olinille kiitos hyvistä korjausehdotuksista ja ystävälleni Timo Koskiselle oikoluvusta ja kielioppivinkeistä. Kunnioitukseni Sami Vesalalle sekä Jyrki Torniaiselle siitä, että uhrasivat sormenpänsä piikkisiä kaloja verkoista irrotellessa, ampiaisen pistoista huolimatta. Viimeisenä, mutta ei vähäisimpänä, haluan kiittää rakasta vaimoani

arvokkaasta tuesta, kannustuksesta ja patistamisesta koko kirjoitusjakson aikana. Ilman häntä työn valmistuminen olisi kestänyt huomattavasti pitempään.

## KIRJALLISUUS

- Carpenter S.R., Kitchell J.F. & Hodgson J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634–639. (Ref. Tarvainen ym. 2002).
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. & Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559–568.
- Ekholm P. & Mitikka S. 2006. Agricultural lakes in Finland: current water quality and trends. *Environ. Monit. Assess.* 116: 111–135.
- Granéli W. 1999. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404: 19–26.
- Grenouillet G., Hugueny B., Carrel G.A., Olivier J.M. & Pont D. 2001. Large scale synchrony and inter-annual variability in roach recruitment in the Rhone River: the relative role of climatic factors and density-dependent processes. *Freshw. Biol.* 46: 11–26.
- Hagerby A., Blom H., Blindow I. & Andersson G. 2005. Increased growth and recruitment of piscivorous perch, *Perca fluviatilis*, during a transient phase of expanding submerged vegetation in a shallow lake. *Freshw. Biol.* 50: 2053–2062.
- Hansson L.-A., Annadotter H., Bergman E., Hamrin S.F., Jeppesen E., Kairesalo T., Luokkanen E., Nilsson P.Å., Søndergaard M. & Strand J. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558–574.
- Horpila J. 1994. The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in Lake Vesijärvi and possible changes in the course of biomanipulation. *Hydrobiologia* 294: 35–41.
- Horpila J. & Kairesalo T. 1990. A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus*) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153–165.
- Horpila 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.
- Horpila 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.
- Hosper S.H. & Jagtman E. 1990. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in The Netherlands. *Hydrobiologia* 200/201: 523–534.
- Håkanson L. & Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86: 23–62.
- Jeppesen E. & Sammalkorpi I. 2002. Lakes. Teoksessa: Perrow M.R. & Davy A.J. (toim.), *Handbook of ecological restoration: Vol. 2, Restoration in practice*, Cambridge university press, Cambridge, 297–324.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Jensen C., Faafeng B., Hassen D.O., Søndergaard M., Lauridsen T., Brettum P. & Christoffersen K. 2003. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: A study of 466 lakes from the temperate zone to the arctic. *Ecosystems* 6: 313–325.
- Lappalainen M. & Lakso E. 2005. Järven hapetus. Teoksessa: Ulvi T. & Lakso E. (toim.), *Järvien kunnostus*, Edita Prima Oy, Helsinki, 151–168.

- Liljendahl-Nurminen A. 2006. *Invertebrate predation and trophic cascades in a pelagic food web – The multiple roles of Chaoborus flavicans (Meigen) in a clay-turbid lake*. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, 35 s.
- Linløkken A. & Haugen T.O. 2006. Density and temperature dependence of gill net catch per unit effort for perch, *Perca fluviatilis*, and roach *Rutilus rutilus*. *Fish. Manage. Ecol.* 13: 261–269.
- Lucas M.C. & Baras E. 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish Fish.* 1: 283–316.
- Meijer M.-L., de Boois I., Scheffer M., Portielje R. & Houser H. 1999. Biomanipulation in shallow lakes of The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408/409: 13–30.
- Nunn A.D., Cowx I.G., Frear P.A. & Harvey J.P. 2003. Is water temperature an adequate predictor of recruitment success in cyprinid fish populations in lowland rivers? *Freshw. Biol.* 48: 579–588.
- Olin M. 2005. *Fish communities in South-Finnish lakes and their responses to biomanipulation assessed by experimental gillnetting*. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, 118 s.
- Olin M. & Ruuhijärvi J. (toim.). 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – Vuosiraportti 2001. *Kala- ja riistaraportteja* 262: 1–136.
- Olin M., Kurkilahti M., Peitola P. & Ruuhijärvi J. 2004. The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. *Fish. Res.* 68: 135–147.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P. & Ylönen O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593–612.
- Olin M., Ruuhijärvi J., Rask M., Villa L., Savola P., Sammalkorpi I. & Poikonen K. 1998. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – Vuosiraportti 1997. *Kala- ja riistaraportteja* 123: 1–96.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Keskitalo J., Horppila J., Tallberg P., Taponen T., Lehtovaara A. & Sammalkorpi I. 2006. Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia* 553: 67–88.
- Persson L. 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and a roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41: 126–132.
- Sammalkorpi I. & Horppila J. 2005. Ravintoketjukuriosuus. Teoksessa: Ulvi T. & Lakso E. (toim.), *Järvien kunnostus*, Edita Prima Oy, Helsinki, 169–189.
- Sarvala J. & Helminen H. 1996. Year-class fluctuations of perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Pyhäjärvi, Southwest Finland. *Ann. Zool. Fennici* 33: 389–396.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, New York, 357 s.
- Schreckenbach K., Knösche R. & Ebert K. 2001. Nutrient and energy content of freshwater fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 142–144.
- Smokorowski K.E. & Kelso J.R.M. 2002. Trends in fish community structure, biomass, and production in three Algoma, Ontario, lakes. *Water, Air, Soil Pollut. Focus* 2: 129–150.
- Sutherland J.P. 1974. Multiple stable points in natural communities. *Am. Nat.* 108: 859–873.
- Särkkä J. 1996. *Järvet ja ympäristö: limnologian perusteet*. Tammer-Paino Oy, Tampere, 157 s.
- Tammi J., Rask M., Vuorenmaa J., Lappalainen A. & Vesala S. 2004. Population responses of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) to recovery from acidification in small Finnish lakes. *Hydrobiologia* 528: 107–122.

- Tarvainen M., Sarvala J. & Helminen H. 2002. The role of phosphorus release by roach [*Rutilus rutilus* (L.)] in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshw. Biol.* 47: 2325–2336.
- Vincenzi S., Crivelli A.J., Jesensek D. & De Leo G.A. 2008. The role of density-dependent individual growth in the persistence of freshwater salmonid populations. *Oecologia* 156: 523–534.