



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus

Tehokalastuksen vaikutukset Lappajärvessä

Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä-hankkeen vuosien
2001–2006 seurannan loppuraportti

3/2010

Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskuksen julkaisu



Euroopan unioni
Kalatalouden ohjausrahasto

Tehokalastuksen vaikutukset Lappajärvessä

Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä-hankkeen vuosien
2001–2006 seurannan loppuraportti

Anssi Teppo, Jaakko Tuhkanen, Mika Sivil,
Teemu Huovinen ja Arja Palomäki

3/2010

Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskuksen julkaisuja

ISSN-L 1798-9221
ISSN 1796-923X (verkkojulkaisu)
ISBN 978-952-257-144-1 (verkkojulkaisu)

Taitto Anu Peltonen

Julkaisu on saatavana vain verkossa www.ely-keskus.fi/etela-pohjanmaa/julkaisut

Vaasa 2010

KUVAILEHTI

Julkaisusarjan nimi ja numero Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 3/2010				
Vastuualue Ympäristö ja luonnonvarat				
Tekijät Anssi Teppo, Jaakko Tuhkanen, Mika Sivil, Teemu Huovinen ja Arja Palomäki		Julkaisuaika Lokakuu 2010		
		Julkaisija Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus		
		Hankkeen rahoittaja/toimeksiantaja		
Julkaisun nimi Tehokalastuksen vaikutukset Lappajärvessä Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä-hankkeen vuosien 2001–2006 seurannan loppuraportti				
Tiivistelmä Lappajärven, Etelä-Pohjanmaan suurimman järven, ekologinen tila on heikentynyt ja se luokitellaan nykyisin tyydyttäväksi. Rehevöityminen, 1990-luvun muikkukato ja yhteiskunnan rakennemuutos ovat vähentäneet kalastajien ja kalansaaliin määrää. Ammattikalastuksen edellytysten parantamiseksi toteutettiin vuosina 2001–2004 "Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä" –hanke. Hankkeen vaikutuksia kalastoon ja järven ekosysteemiin seurattiin vuosina 2001–2006.				
Kokonaissaalis vuosina 2001–2004 oli 1655 tonnia (n. 29 kg/ha/vuosi). Vaikka saalistavoitetta (2100 tn) ei täysin saavutettu, oli hankkeella runsaasti myönteisiä, joskin osin vähäisiä tai epävarmoja vaikutuksia järven tilaan ja kalastoon. Kalastajien yksikkösaaliit etenkin kuhan ja isokokaisen ahvenen osalta nousivat hankkeen alussa. Loppuvuosina yksikkösaaliiden kehitys oli osittain ristiriitaista. Ulapan taloudellisesti vähempiarvoinen kalasto, varsinkin kuorekanta harveni selvästi. Muikku puolestaan lisääntyi ja pysyi runsaana. Kuhan ja isokokaisen ahvenen lisääntymistä selittivät pääosin lämpimät kesät ja kuhan onnistuneet istutukset. Petokalat, etenkin kuha, voivat osaltaan säädellä Lappajärven ulapan planktonsyöjäkalojen kantoja ja toisaalta estää särjen siirtymistä ulapalle. Tehokalastuksen loputtua alkoi näkyä merkkejä kalakantojen palautumisesta takaisin kohti lähtötilannetta. Rantavyöhykkeellä hankkeen vaikutukset jäivät selvästi vähäisemmiksi kuin ulapalla. Eläinplankton lisääntyi hieman ylemmissä vesikerroksissa, mutta tilanne alkoi palautua ennalleen hankkeen jälkeen. Sinileväkukinnot vaikuttivat vähentyneen hankkeen aikana, tosin kukintojen voimakas vaihtelu vaikeutti arviointia. Tehokalastus ja vesiensuojelun tehostuminen vähensivät fosforipitoisuuksia, tosin myös vähäsateiset vuodet vaikuttivat vähenemiseen. Pitoisuuksien lasku jatkui hankkeen jälkeen. Hanketta edeltänyt klorofyllipitoisuuksien kasvusuuntaus pysähtyi ja pitoisuustaso vakiintui. Tehokalastus pienensi klorofylli/fosfori-suhdetta ja vähensi sisäistä kuormitusta, mutta vaikutus alkoi heiketä hankkeen loputtua. Typpipitoisuuksiin, veden väriin tai näkösyvyyteen kalastus ei vaikuttanut.				
Tehokalastuksella voidaan parantaa Lappajärven tilaa, mutta kalastuksen on oltava jatkuva. Saalistavoitteeksi voisi riittää n. 20-30 kg/ha vuodessa, mutta samalla on jatkettava ulkoisen kuormituksen vähentämistä. Kalastuksen tulisi kohdistua arvokalojen lisäksi myös vähempiarvoisiin kalalajeihin ja samalla on tuettava petokalakantojen vahvistumista.				
Asiasanat tehokalastus, biomanipulaatio, ravintoketjukuristus, kalasto, eläinplankton, sisäinen kuormitus, veden laatu				
ISBN (painettu)	ISBN (PDF)	ISSN-L	ISSN (painettu)	ISSN (verkkójulkaisu)
	978-952-257-144-1	1798-9221		1796-923X
Kokonaissivumäärä		Kieli		Hinta (sis. alv 8%)
125		Suomi		
Julkaisun myynti/jakaja Julkaisu on saatavana vain verkossa: www.ely-keskus.fi/etela-pohjanmaa/julkaisut				
Julkaisun kustantaja Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus				
Painopaikka ja -aika				

Sisällysluettelo

1	Johdanto	7
2	Alueen ja hankkeen kuvaus	8
2.1	Lappajärvi	8
2.2	Lappajärven tilan kehitys	9
2.3	Lappajärven kalatalouden historiaa	10
2.4	Hanke ja sen seuranta	10
	2.4.1 Hanke	10
	2.4.2 Hankkeen seuranta	11
2.5	Säätila ja virtaamat hankkeen aikana	11
	2.5.1 Säätila	11
	2.5.2 Vedenlämpötila	12
	2.5.3 Tulovirtaama	13
3	Ravintoketjukurinnot Lappajärvellä	15
3.1	Rehevöityminen, sisäinen kuormitus ja ravintoketjukurinnot	15
3.2	Ulkoisen kuormituksen merkitys Lappajärvessä	16
3.3	Tehokalastuksen edellytykset Lappajärvessä	16
4	Kalastus ja kalansaaliit vuosina 2001–2006	18
4.1	Aineisto ja menetelmät	18
4.2	Tulokset	18
	4.2.1 Tehokalastus	18
	4.2.2 Ammattikalastus	20
	4.2.3 Vapaa-ajankalastus	20
	4.2.4 Kokonaiskalansaaliit	21
	4.2.5 Yksikkösaaliit ennen hanketta ja sen aikana	22
4.3	Tulosten tarkastelu	23
5	Kalaston muutokset	25
5.1	Aineisto ja menetelmät	25
5.2	Tulokset	27
	5.2.1 Saaliit	27
	5.2.2 Yksikkösaaliit	28
	5.2.3 Kalaston koko- ja ikärakenne	39
5.3	Tulosten tarkastelu	43
	5.3.1 Kalaston koko ja rakenne	43
	5.3.2 Kuore	45
	5.3.3 Muikku	45
	5.3.4 Siika	47

	5.3.5 Ahven	47
	5.3.6 Kiiski	48
	5.3.7 Kuha	48
	5.3.8 Särki	49
	5.3.9 Lahna ja salakka	49
6	Kalojen kasvu	51
6.1	Aineisto ja menetelmät	51
6.2	Tulokset	52
6.3	Tulosten tarkastelu	59
	6.3.1 Kalojen kasvu Lappajärvellä	59
	6.3.2 Tehokalastuksen vaikutukset kalojen kasvuun	60
7	Petokalojen ravinnonkäyttö.	62
7.1	Aineisto ja menetelmät	62
7.2	Tulokset	63
	7.2.1 Ravinto	63
	7.2.2 Ravinnon koko	66
7.3	Tulosten tarkastelu	69
	7.3.1 Menetelmän tarkastelu kuhanäytteiden osalta	69
	7.3.2 Kuhan ravinnonkäyttö	69
	7.3.3 Ahvenen ravinnonkäyttö	70
	7.3.4 Petokalojen merkitys Lappajärvellä	70
8	Kuorekannan koko	72
8.1	Aineisto ja menetelmät	72
8.2	Tulokset	73
	8.2.1 Kuoresaaliit	73
	8.2.2 Populaation koko ja tiheys	74
	8.2.3 Populaation biomassa	75
8.3	Tulosten tarkastelu	76
9	Kaikuluotaustutkimukset.	77
9.1	Aineisto ja menetelmät	77
9.2	Tulokset ja tulosten tarkastelu	77
10	Eläinplankton	79
10.1	Aineisto ja menetelmät	79
10.2	Tulokset	79
	10.2.1 Lajisto	79
	10.2.2 Biomassa ja yksilömäärä	80
10.3	Tulosten tarkastelu	85

11	Leväkukinnat	88
11.1	Aineisto ja menetelmät	88
11.2	Tulokset	88
11.3	Tulosten tarkastelu	89
12	Veden laatu	90
12.1	Aineisto ja menetelmät	90
12.2	Tulokset	90
12.3	Tulosten tarkastelu	93
13	Rehevyystaso ja sisäisen kuormitus	95
13.1	Aineisto ja menetelmät	95
	13.1.1 Rehevyystaso	95
	13.1.2 Sisäinen kuormitus	95
13.2	Tulokset	95
	13.2.1 Rehevyystaso	95
	13.2.2 Sisäinen kuormitus	98
13.3	Tulosten tarkastelu	99
	13.3.1 Rehevyystaso	99
	13.3.2 Sisäinen kuormitus	100
14	Yhteenveto ja johtopäätökset	101
14.1	Johdanto	101
14.2	Hankkeen vaikutukset	101
14.3	Johtopäätökset tehokalastuksen merkityksestä Lappajärven kunnostuksessa	104
	Kirjallisuus	106
	Liitteet	117

1 Johdanto

Lappajärvi on vähäjärvisen Etelä-Pohjanmaan selvästi suurin ja kalataloudellisesti merkittävin järvi. Viimeisten vuosikymmenien aikana Lappajärvi on rehevöitynyt ympäristömuutosten ja etenkin lisääntyneen hajakuormituksen johdosta (mm. Meriläinen ym. 2000). Nykyisin Lappajärvi on ruskeavetinen ja rehevöitynyt järvi (fosforipitoisuus 20–30 µg/l), jolle on tyypillistä syvänteiden happiongelmat ja voimakkuudeltaan vaihtelevat, etenkin syksyisin esiintyvät sinileväkukinnat (Teppo 2003).

Alajärven, Lappajärven ja Vimpelin (v. 2006 alkaen Järvisseudun) kalastusalue käynnisti vuonna 2001 Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen. Kolmivuotiselle (2001–2003) hankkeelle myönnettiin jatkoaika saalistavoitteen täyttämiseksi vuodelle 2004. Hankkeen päätavoitteina olivat 1) Lappajärven ammattikalastuksen elvyttäminen luomalla uusia ja säilyttämällä vanhoja työpaikkoja ja 2) kalastuksen edellytysten parantaminen järven tilaa ja kalaston rakennetta tervehdyttämällä.

Hankkeen saalistavoite oli noin 2,1 milj. kg kalaa, josta 1 milj. kg projektin ja loput muun ammatti- ja vapaa-ajankalastuksen kautta. Budjetiltaan n. 1,0 milj. € projektia rahoittivat Pohjanmaan TE-keskus (Euroopan Unionin kalatalouden ohjausrahasto (KOR)) ja kalastusalue. Hanketta edelsi vuonna 1996–1999 toteutettu tavoitteiltaan samansuuntainen tehokalastusprojekti (Ikonen & Heikkilä 2000). Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen tavoitteet tukivat ympäristövaikutusten osalta vuonna 2002 päättynyttä Life Lappajärvi -hanketta (Savola & Rautio 2003), jossa keskityttiin valuma-alueelta tulevan kuormituksen vähentämiseen. Hankkeen varsinaisesta loppuraportista on vastannut kalastusalue (Ikonen 2004).

Hankkeen vaikutusten tieteellinen seuranta kattoi sekä varsinaisen tehokalastusvaiheen (2001–2004) että lyhyen jakson sen jälkeen (2005–2006). Hanketta edeltäneeltä ajalta oli käytössä aineistoa veden laadun, leväseurannan ja eläinplanktonin osalta. Sen sijaan kalastosta ei vertailukelpoista aineistoa juurikaan ollut, mikä vaikeutti hankkeen vaikutusten arviointia. Seurannan tavoitteena oli selvittää tehokalastuksen onnistuminen ja vaikutukset Lappajär-

ven veden laatuun, kalastoon ja koko ekosysteemiin sekä rehevöitymisen ja kalaston yhteys Lappajärvessä.

Tässä hankkeen tieteellisen seurannan loppuraportissa esitetään tehokalastuksen vaikutukset Lappajärven veden laatuun, ekologiseen tilaan, kalastoon ja kalastukseen vuosina 2001–2006. Raportissa hyödynnetään erikseen raportoidut kalastustiedustelut (Tuhkanen & Teppo 2002, Kokkonen & Teppo 2002, Teppo ym. 2003 sekä Seppälä 2007) sekä muun Lappajärvellä tapahtuvan seurannan ja velvoitetarkkailun tulokset. Tarkkailusta on vastannut Länsi-Suomen ympäristökeskus. Eläinplanktonseurannan tuloksista on vastannut Arja Palomäki Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksesta. Raportin kaikuluotaustulokset on referoitu Salon (2003, 2004 ja 2007) raporteista.

2 Alueen ja hankkeen kuvaus

2.1 Lappajärvi

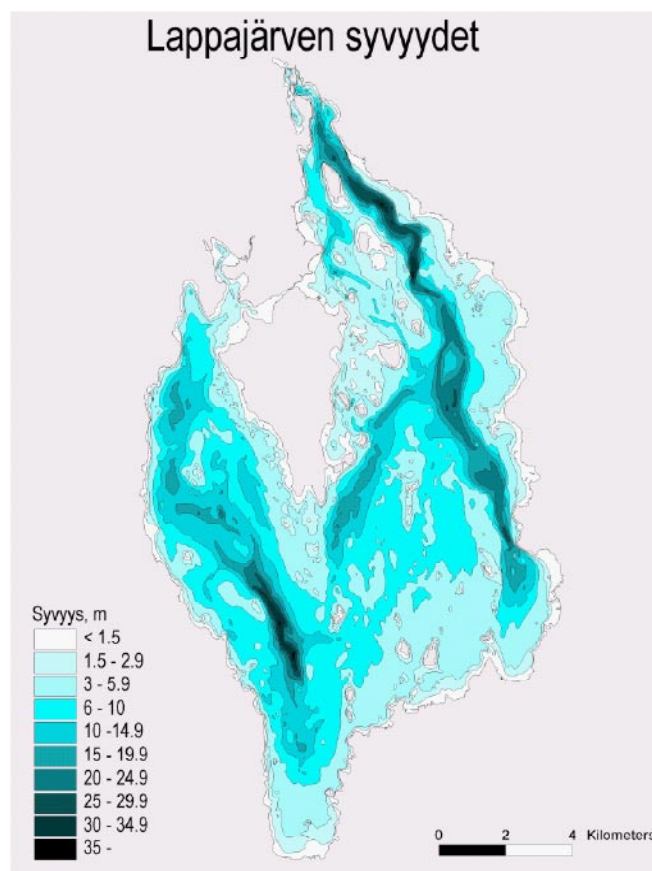
Meteorikraatteriin syntynyt Lappajärvi (145 km²) sijaitsee Etelä-Pohjanmaalla Lappajärven ja Vimpelin kuntien sekä Alajärven kaupungin alueella. Lappajärvi on Ähtävänjoen vesistön keskusjärvi ja laskee Välijokea pitkin Evijärveen ja edelleen Ähtävänjoen kautta Perämereen. Lappajärven valuma-alueen yläosilla on metsiä (68 % valuma-alueesta) ja soita, joista suuri osa on ojitettu. Pellot, joiden osuus valuma-alueesta on 14 %, sijaitsevat järveen laskevien jokien varsilla sekä toisaalta järven lähivaluma-alueella. Tietoja järvestä on esitetty taulukossa 2-1.

Taulukko 2-1. Yleistietoja Lappajärvestä (Ympäristötietojärjestelmä Hertta).

Keskivedenkorkeus (m)	69,5
Pinta-ala (km ²)	145
Keskisyvyys (m)	7,4
Suurin syvyys (m)	38
Tilavuus (milj. m ³)	1077
Keskivirtaama luusuassa (m ³ /s)	12,7
Teoreettinen viipymä (a)	2,8
Valuma-alue (km ²)	1527
Valuma-alueen järvisyys (%)	10,9

Lappajärveä luonnehtivat suuret selät ja saarten vähäisyys. Järven keskellä sijaitseva suuri Kärnäsaari ja siitä etelään jatkuva matala kynnyshalve jakaa järven kahteen suunnilleen samankokoiseen ja -syvyiseen altaaseen, pohjoiseen (36 m) ja eteläiseen (38 m) (kuva 2-1). Muutoin järvi on etenkin rannoiltaan melko matala; pinta-alasta neljännes on alle kolme metriä syvää litoraalia ja yli puolet 3–10 m syvää. Lappajärvi kerrostuu kesällä harppauskerroksen muodostuessa noin 10–12 m syvyyteen. Päällysveden osuus Lappajärven tilavuudesta on erittäin suuri, 92 %, mikä lisää järven tuottavuutta ja toisaalta samalla herkkyyttä rehevöitymiselle. Aukeana, tuulille alttiina järvenä Lappajärven kerrostuneisuus ei ole kuitenkaan erityisen vakaa, vaan kerrostuneisuus saattaa tuulisina ja viileinä kesinä purkautua jo heinäkuussa. Talviaikainen kerrostuneisuus on kesäistä selvästi vakaampi ja ajallisesti pitempi. Lappajärvi on jässä keskimäärin marraskuun lopusta toukokuun puoleen väliin.

Lappajärven pintaa on laskettu ainakin kahdesti, vuosina 1834 ja 1905–1908 yhteensä noin 1,5 metrillä. Järveä säännösteltiin ensin väliaikaisesti vuosina 1940–1943. Varsinainen vuonna 1960 aloitettu säännöstely laski keskiveden korkeutta vielä lähes 0,5 metriä. Säännöstelykäytäntöä on muutettu vuosina 1975 ja 1991, jolloin kesäaikaista vedenkorkeutta ja säännöstelyn alarajaa on nostettu. Säännöstely vaikuttaa veden korkeuteen eniten keväällä, jolloin alivesi jää noin puoli metriä luonnontilaista alemmas. Vastaavasti myös tulvahuippu jää luonnontilaista alemmaksi. Järvenlaskut ja säännöstely ovat lisänneet järven herkkyyttä rehevöitymiselle pienentämällä järven pinta-alaa, tilavuutta ja viipymää (Teppo & Aaltonen 2003). Tuottavan päällysvesikerroksen tilavuus verrattuna syvänteiden alusveden tilavuuteen on kasvanut, minkä vuoksi happivarastot kuluvat nopeammin loppuun. Myös litoraalin osuuden kasvu pinta-alasta on lisännyt järven herkkyyttä ravinnekuormitukselle ja eroosiolle.



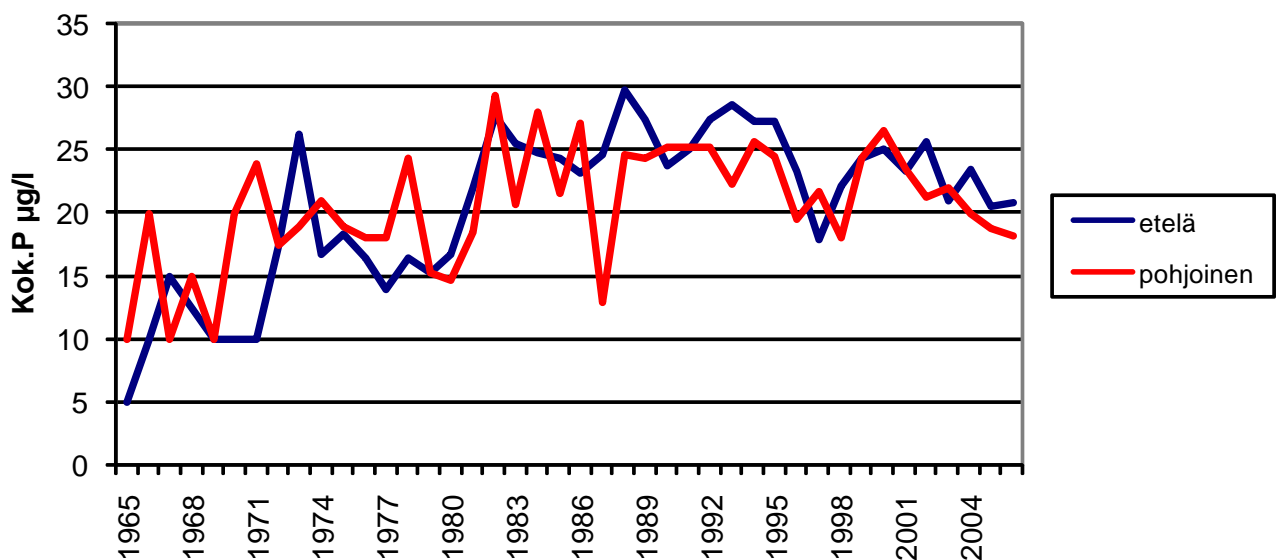
Kuva 2-1. Lappajärven syvyysuhteet.

2.2 Lappajärven tilan kehitys

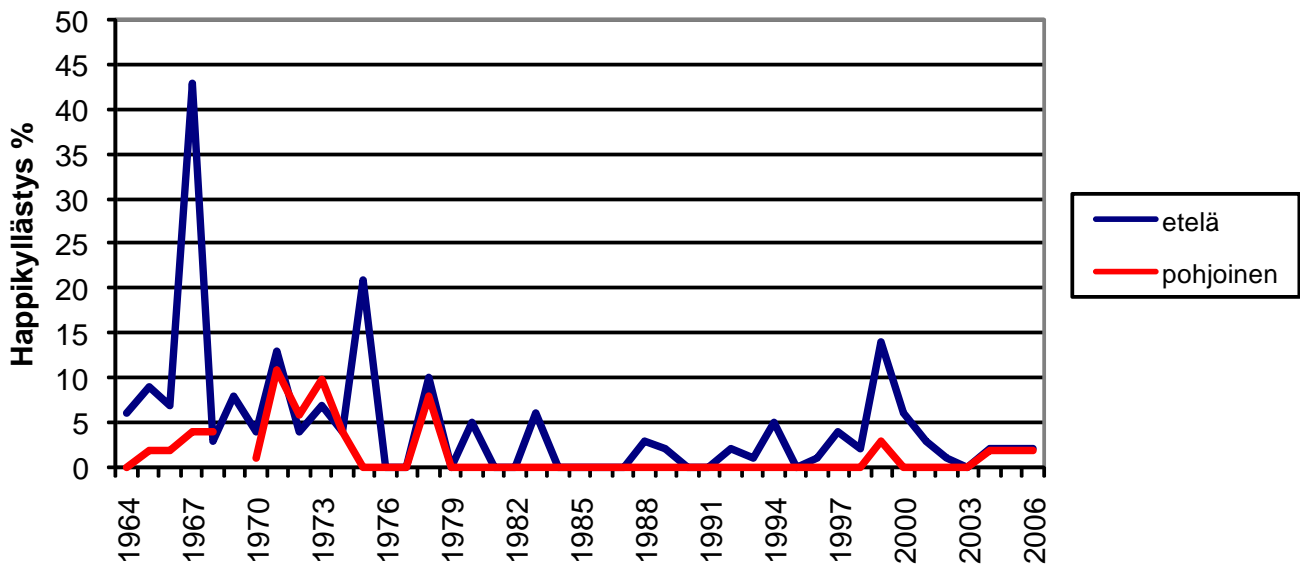
1900-luvun alussa Lappajärvi oli karu ja puhdasvetinen (Meriläinen ym. 2000). Vuosisadan alkupuolella kuormitus lisääntyi hitaasti, mutta vasta 1960-luvulla järven tila alkoi nopeasti heikentyä. Vuonna 1960 aloitettu säännöstely aiheutti matalilla rannoilla huomattavaa eroosiota. Samaan aikaan lisääntyi huomattavasti taajamien ja perunanjalostusteollisuuden jätevesikuormitus. Eniten voimistui kuitenkin valuma-alueelta tuleva hajakuormitus peltojen lannoituksen, tehometsätalouden, pienvesistöjen perkausten ja laajamittaisten suo-ojitusten myötä. Uusina kuormittajina ilmestyivät alueelle 1970-luvulla turkistarhat ja turvetuotantoalueet. 1980-luvun lopussa Lappajärven ulkoinen fosforikuormitus oli 184 kg/vrk (Viitasaari 1989), mikä ylitti moninkertaisesti laskennallisen luonnonhuuhtouman (n. 25 kg/vrk). 1990-luvulla kuormituksen kasvu näyttää päättyneen hiljalleen käynnistyneen vesiensuojelun ansiosta. Ulkoisen kuormituksen vähentymiseen ovat vaikuttaneet pistekuormituksen vähentäminen, lisääntynyt tietämys ympäristöasioista, erilaiset kansalliset ja EU:n ympäristötuet sekä erilaiset projektit (Savola & Rautio 2003). Lappajärven ulkoinen kuormitus (n. 55 000 kg P/vuosi) on kuitenkin edelleen liian suuri. Suurimpia kuormittajia ovat nykyisin peltoviljely (36 %), karjatalous (10 %), haja-asutus (8 %), metsätalous (5 %) ja turkistarhaus (4 %), taajamien ja teollisuuden pistekuormituksen ollessa vain 1 % (Aaltonen ym. 2002). Sisäisen kuormituksen merkitys on rehevöi-

tymisen myötä kasvanut ja sillä on etenkin kesäaikana huomattava merkitys (Palomäki 2001).

Fosfori on sisävesissä yleensä rehevyytason määrittävä minimiravinne. Pietiläinen ja Räike (1999) luokittelevat Lappajärven ”lähinnä fosforirajoitteiseksi” järveksi, joissa typpirajoitteisuutta voi esiintyä ajoittain loppukesällä tai syksyllä. Lappajärven pintaveden fosforipitoisuus on noussut 1960-luvulta lähtien jyrkästi kuvastaen järven rehevöitymistä (kuva 2-2). Myös syvänteiden happitilanne on selvästi heikentynyt rehevöityminen myötä: molemmissa pääsyvänteissä ovat kevättalviset happikadot olleet lähes jokavuotisia 1970-luvun lopulta lähtien (kuva 2-3). Järven vesi on ruskeaa valuma-alueelta peräisin olevasta humuksesta johtuen, ja rehevöityminen on lisännyt veden sameutta. Järvellä esiintyy lähes vuosittain sinileväkukintoja etenkin syksyisin ja toisinaan jopa talvella jään alla (Teppo 2003). Lappajärven vedenlaatu luokiteltiin 2000-luvun alussa tyydyttäväksi (<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=15765&lan=fi>). Suomalaisten suurten (>100 km²) järvien joukossa Lappajärvi kuuluu rehevimpiin.



Kuva 2-2. Lappajärven etelä- ja pohjoissyvänteiden pintaveden fosforipitoisuuden kehitys (vuosikeskiarvot).



Kuva 2-3. Lappajärven etelä- ja pohjoissyvänteiden loppupalven pohjanläheisen veden happitilanteen kehitys.

2.3 Lappajärven kalatalouden historiaa

Lappajärven kalasto on runsas ja monipuolinen, ja järvi onkin kautta aikojen ollut lähiympäristön asukkaille hyvin tärkeä kalastuskohde. 1900-luvun alussa tärkeimmät saalisajit olivat siika ja kuore. Myöhemmin muikusta tuli tärkein pyyntikohde, jonka vuosisaaliit olivat parhaimmillaan yli 100 tn (Raitaniemi ym. 1995). Muikkukanta kuitenkin romahti 1990-luvun alussa ja voimistui uudelleen vasta saman vuosikymmenen lopussa (Tuhkanen & Teppo 2003). Muikun ja siian lisäksi ammattikalastukselle tärkeitä saalislajeja ovat muun muassa kuha, hauki ja ahven.

Kalastajien määrä on Lappajärvellä – kuten koko Suomen sisävesialueella – vähentynyt viime vuosikymmenten aikana (<http://www.rkti.fi/tilasto/ammattikalastus/indexsisavesi.html>). Ammattikalastuksen edellytysten heikentymiseen Lappajärvellä ennen hanketta ovat vaikuttaneet veden laadun heikkeneminen, kalaston muutokset, kalastajien ikääntyminen ja kalastuksen kannattavuuden heikentyminen. Samaan aikaan on järven rehevöityminen kuitenkin lisännyt kalantuotantoa etenkin vähempiarvoisten kalalajien osalta, mikä mahdollistaisi selvästi tehokkaamman kalastuksen. Vapaa-ajan kalastus ei riitä paikkaamaan ammattikalastuksen vähentymistä, koska se valikoivana keskittyy nykyisin lähinnä

arvo- ja petokalojen pyyntiin. Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen aikana sekä koko-aikaisten että osa-aikaisten ammattikalastajien määrä lisääntyi selvästi.

2.4 Hanke ja sen seuranta

2.4.1 Hanke

Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen päätavoitteina oli Lappajärven ammattikalastuksen elvyttäminen ja kalastuksen edellytysten parantaminen järven tilaa ja kalaston rakennetta tervehtämällä.

Hankkeeseen sisältyi muun muassa uusien pyyntimenetelmien käyttöönottoa sekä erilaista koulutusta. Lappajärvellä aloitettiin troolaukset ja rysiä sekä erityisesti katiskojen käyttöä lisättiin. Hankkeen saalistavoite oli noin 2,1 milj. kg kalaa, josta 1 milj. kg projektin ja loput muun ammatti- ja vapaa-ajan kalastuksen kautta. Hankkeen budjetti sidottiin suurelta osin saalismääriin: hankkeen aikana kalastajille maksettiin 0,59 €/kg pyydetystä vähempiarvoisesta kalasta. Vimpeliin valmistui syksyllä 2003 uusi Pohjanmaan TE-keskuksen rahoittama EU-kriteerit täyttävä kalasatama, joka mahdollistaa Lappajärven kalan laajemman markkinoinnin. Saaliiksi saatu vähempiarvoinen kala myytiin alueen turkistarhoille. Hankkeen loppuraportin on laatinut Ikonen (2004).

2.4.2 Hankkeen seuranta

Hankkeen vaikutuksia Lappajärven kalastukseen, kalastoon, eläinplanktoniin, leväkukintoihin ja veden laatuun seurattiin vuosina 2001–2006 (taulukko 2-2).

Seurannan tavoitteena oli selvittää:

- 1) Tehokalastushankkeen saaliit
- 2) Tehokalastuksen vaikutukset kalastoon
- 3) Tehokalastuksen vaikutus vedenlaatuun ja ekosysteemiin.
- 4) Tehokalastuksen merkitys Lappajärven kunnostusmenetelmänä

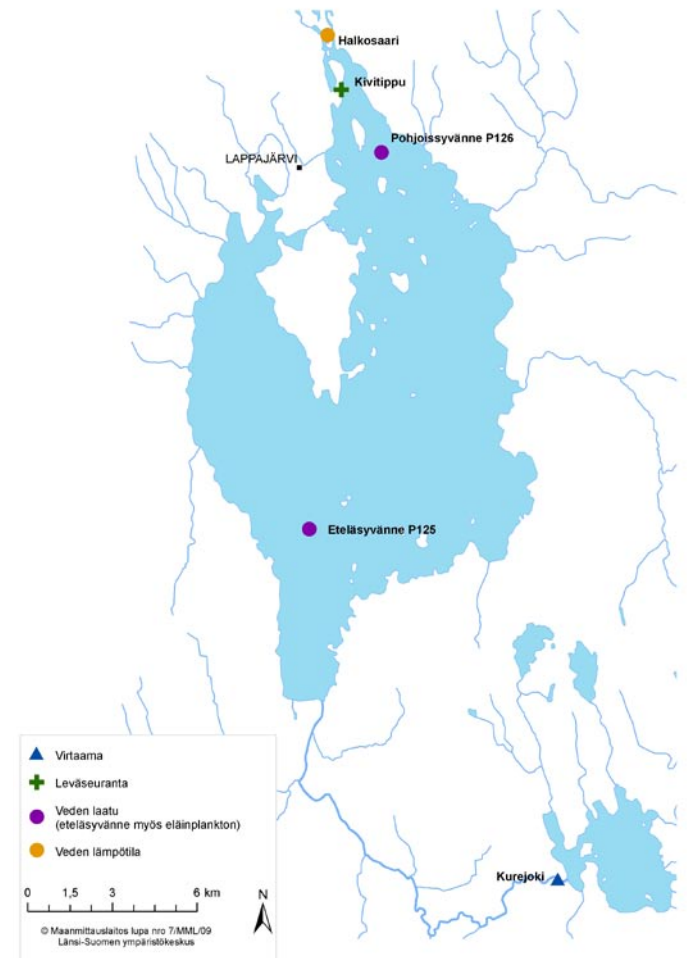
Seuranta jakaantui hankkeen aikaiseen (2001–2004) ja jälkeiseen (2005–2006) seurantaan. Hanketta edeltänyttä seuranta ei ollut, mutta vanhempaa aineistoa hyödynnettiin soveltuvin osin. Hanketta edeltäneeltä ajalta aineistoa oli muun muassa veden laadusta, eläinplanktonista ja sinilevien esiintymisestä, mutta ei juurikaan kalastosta. Tämä luonnollisesti vaikeutti hankkeen vaikutusten arviointia. Myös hankkeen päättymisen jälkeisen ajan seuranta on liian lyhyt vaikutusten pysyvyyden arvioimiseksi.

Taulukko 2-2. Seuranta Lappajärvellä vuosina 2001–2006. Mukana myös käytetty aineisto ennen hanketta.

	Ennen 2001	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Saalistiedot		*	*	*	*		
Troolinäytteet		*	*	*	*		
Kuorekannan arvio		*	*	*	*		
Kalastustiedustelu	* (2000)	(*)	*				*
Koeverkkokalastus		*	*	*	*	*	*
Petokalojen ravinto		*	*	*	*		*
Kaikuluotaus			*	*			*
Eläinplankton	* (1998–2000)	*	*	*	*	*	*
Leväseuranta	* (1998–2000)	*	*	*	*	*	*
Vedenlaatu	* (1980–2000)	*	*	*	*	*	*

Hankkeen seuranta koostui useasta kokonaisuudesta. Samojen havaintoasemien tietoja hyödynnettiin useissa eri kohdissa. Tiedot vedenlämpötilasta saatiin Halkosaaren mittausasemalta ja Lappajärven tulovirtaamasta Kurejoen säännöstelypadolta (kuva 2-4). Vedenlaatua ja eläinplanktonia seurattiin

eteläsyvänteellä (P 125) ja/tai pohjoissyvänteeseen (P 126) tuloksia. Leväseurannassa käytettiin Kivitipun uimarannan tuloksia.

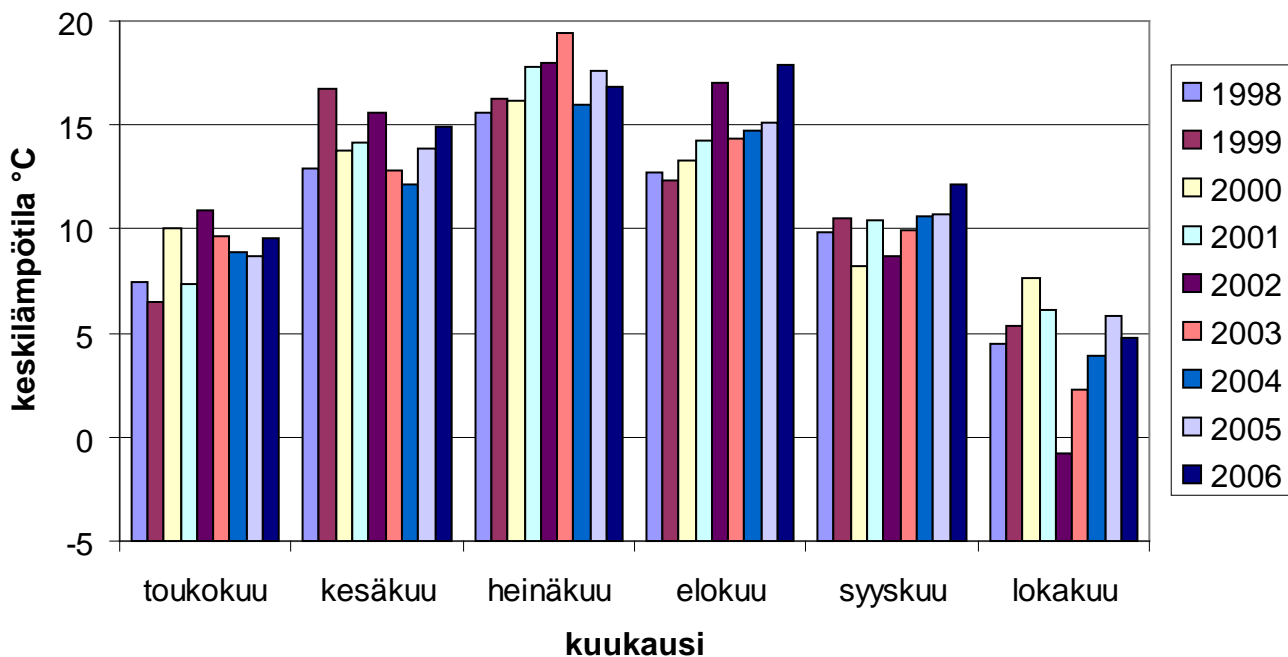


Kuva 2-4. Seurannassa käytetyt havaintopaikat Lappajärvellä.

2.5 Säätila ja virtaamat hankkeen aikana

2.5.1 Säätila

Kesän ilmanlämpötiloja seurattiin vuosina 1998–2006 Lappajärveltä katsottuna lähimmällä Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemalla Kauhavalla. Kuukausien keskilämpötiloissa esiintyi huomattavaa vuosien välistä vaihtelua (kuva 2-5). Ajankohtaan nähden erityisen lämpimiä kuukausia olivat kesäkuu 1999, heinäkuu 2003, elokuu 2002 ja 2006, syyskuu 2006 ja lokakuu 2000. Lokakuu 2002 oli puolestaan hyvin kylmä.



Kuva 2-5. Touko–lokakuun keskilämpötilat Kauhavalla vuosina 1998–2006 (Ilmatieteen laitos).

2.5.2 Vedenlämpötila

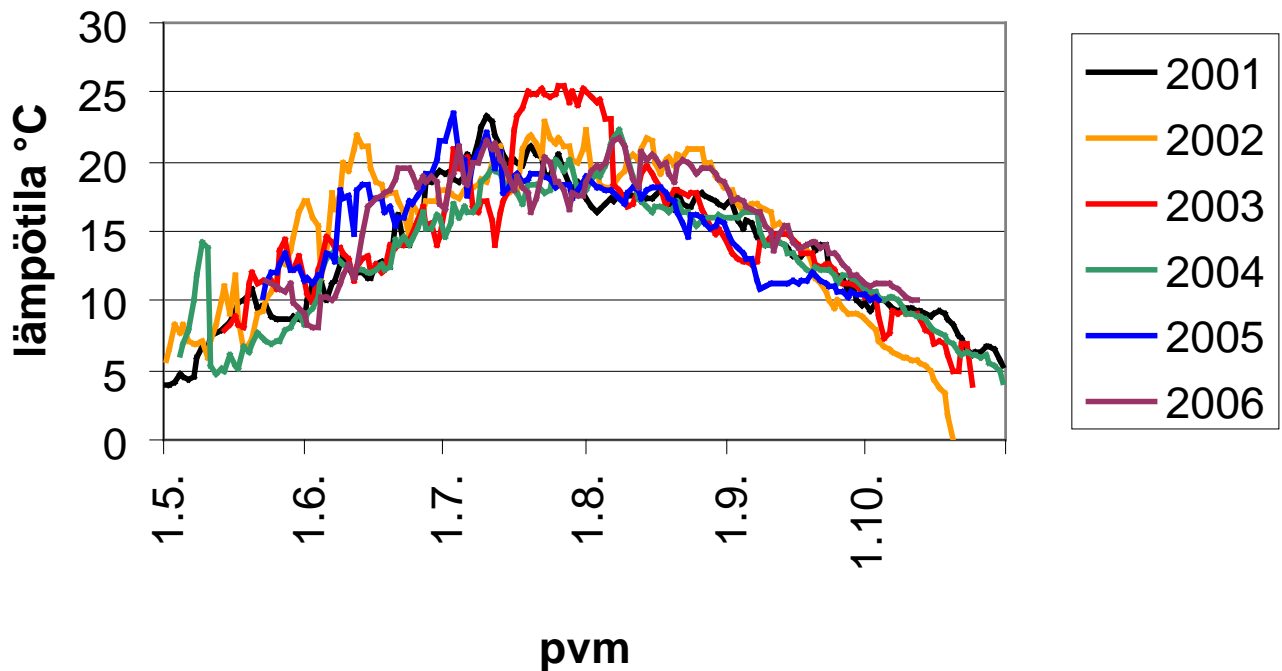
Lappajärven jäidenlähtöä, jäätymistä, jäänpaksuutta ja pintaveden lämpötilaa seurataan vuosittain Lappajärven pohjoispäässä sijaitsevalle Halkosaaren mittausasemalla. Vedenlämpötilan seuranta aloitettiin yleensä toukokuussa ja lopetettiin lokakuussa. Lämpötiloista laskettiin kuukausittaiset lämpösummat (päivittäisten mittausten summat) kesä-syyskuussa. Kesäkuun 1998, jolta ei ollut pintaveden lämpötilatietoja, lämpösumma selvitetiin lineaarisen regressioanalyysin avulla, jossa kesäkuun lämpösummaa vuosina 1999–2006 selittävinä muuttujina olivat toukokuun ja kesäkuun ilman keskilämpötilat. Regression selitysaste oli 85,5 %.

Jäidenlähtö tapahtui vuosina 1998–2006 yleensä toukokuun ensimmäisellä viikolla, aikaisimmillaan huhtikuun lopulla vuosina 1999 ja 2002 ja myöhäisimmillään toukokuun toisella viikolla vuosina 1998 ja 2003. Lappajärvi jäätynyt vuosina 1998–2006 marras–joulukuussa lukuun ottamatta vuotta 2002, jolloin jäätyminen ajoittui lokakuun lopulle. Vuosina 2000 ja 2006 jäätyminen ajoittui varsin myöhään lähelle vuodenvaihdetta. (Ympäristötietojärjestelmä Hertta).

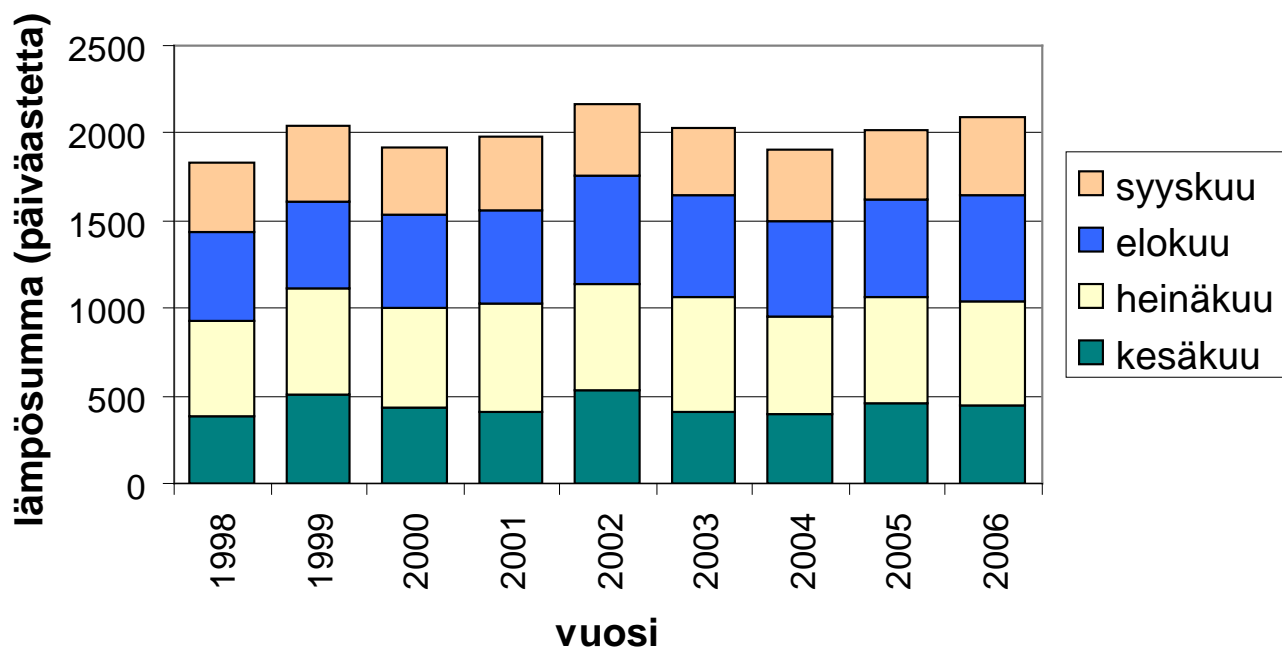
Veden pintalämpötilan kehityksessä vuosina 2001–2006 oli huomattavia vuosien välisiä eroja (kuva

2-6). Vuonna 2001 alkukesällä lämpötila oli melko alhainen, mutta muuten lämpötila oli melko keskimääräisellä tasolla. Vuonna 2002 alkukesällä vesi lämpeni voimakkaasti ja pysyi melko lämpimänä syyskuun alkuun saakka, mutta jäätynyt sen jälkeen poikkeuksellisen nopeasti. Vuonna 2003 keskikesällä mitattiin vuosien 2001–2006 korkeimmat lämpötilat. Vuonna 2004 vesi lämpeni toukokuussa hyvin nopeasti lyhyeksi aikaa, mutta laski jälleen nopeasti ja pysyi alhaisena keskikesällä saakka. Vuonna 2005 alkukesällä mitattiin melko korkeita, loppukesällä ja syksyllä puolestaan melko alhaisia lämpötiloja. Vuonna 2006 loppukesällä mitattiin melko korkeita lämpötiloja.

Korkeimmat pintaveden lämpösummat, yli 2000 päiväastetta, saavutettiin kesinä 1999, 2002, 2003, 2005 ja 2006 (kuva 2-7). Korkein kesän lämpösumma kertyi vuonna 2002, noin 2160 päiväastetta, ja alhaisin vuonna 1998, noin 1830 päiväastetta. Kesäkuussa 500 päiväastetta ylittyi ainoastaan vuosina 1999 ja 2002, kun taas vuosina 1998 ja 2004 kesäkuun lämpösummat jäivät alle 400.



Kuva 2-6. Pintaveden lämpötila Lappajärvellä touko–lokakuussa vuosina 2001–2006 (Ympäristötietojärjestelmä Hertta).

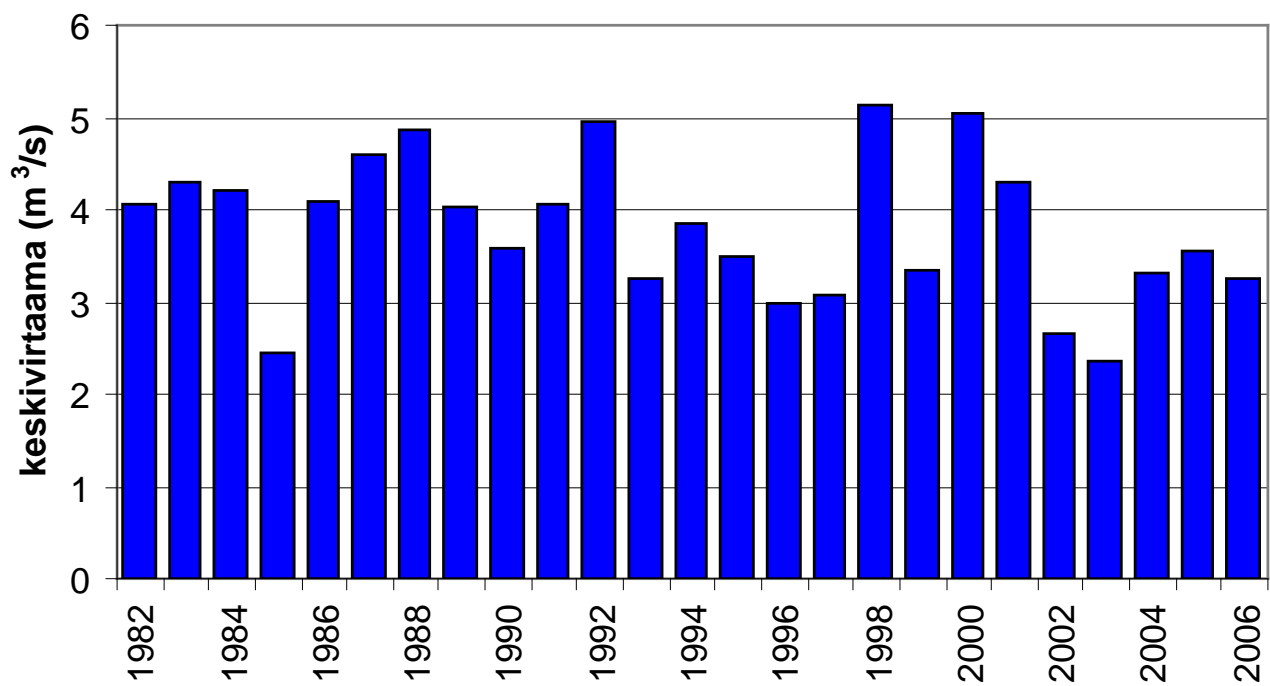


Kuva 2-7. Pintaveden lämpösumma Lappajärvellä kesä-syyskuussa vuosina 1998–2006.

2.5.3 Tulovirtaama

Hydrologisia olosuhteita Lappajärven valuma-alueella tarkasteltiin järveen laskevan suurimman joen, Kurejoen, virtaamatietojen perusteella. Kurejoen virtaamassa on havaittavissa lievä laskeva suuntaus 1980-luvun lopulta alkaen (kuva 2-8). 2000-luvun vaihteeseen ajoittui kuitenkin muutama hyvin sateinen vuosi. Tehopyyntijakson vuosista 2001 oli

melko sateinen, kun taas vuodet 2002 ja 2003 olivat hyvin kuivia. Pyyntijaksoa edeltävistä vuosista etenkin 1998 ja 2000 olivat selvästi keskimääräistä sateisempia, mikä näkyi suurina virtaamina.



Kuva 2-8. Kurejoen keskivirtaama vuosina 1982–2006 (Ympäristötietojärjestelmä Hertta).

3 Ravintoketjukurinnot Lappajärvellä

3.1 Rehevöityminen, sisäinen kuormitus ja ravintoketjukurinnot

Järven sietokyvyn ylittävä ulkoinen ravinnekuormitus käynnistää järven rehevöitymiskehityksen. Rehevöityminen näkyy muun muassa veden samentumisena, kasviplanktonituotannon lisääntymisenä, sinileväkukintoina ja kalaston muuttumisena. Karuissa järvissä viihtyvät lohikalat, kuten muikku, siika ja taimen, taantuvat. Rehevöitymisestä hyötävät aluksi ahvenkalat (ahven, kiiski ja kuha) mutta rehevöitymisen jatkuessa etenkin särkikalat, kuten särki, salakka ja lahna. Myös kuore hyötty rehevöitymisestä samaan tapaan kuin särkikalat (Keto & Sammalkorpi 1988). Rehevöityneiden järvien kalasto onkin tyypillisesti särkikalavaltainen ja tiheä. Samalla kalojen keskikoko pienenee ja petokalojen osuus kalastosta vähenee (Persson ym. 1988). Valikoiva kalastus, joka kohdistuu usein vielä alamittaisiin petokaloihin ja jättää vähempiarvoiset kalat pyytämättä, pahentaa tilannetta entisestään.

Pitkään jatkunut ulkoinen kuormitus johtaa vähitellen sisäisen kuormituksen voimistumiseen. Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan pääasiassa pohjasedimentteihin kertyneiden ravinteiden, lähinnä fosforin liukenemista takaisin veteen esimerkiksi hapettomuuden, tuulen aiheuttaman sekoittumisen tai kalojen pohjanpölytyksen seurauksena. Sisäinen kuormitus on osa hyväkuntoistenkin järvien ravinteiden kiertoa, mutta luonnontilassa se on yleensä pienempää kuin ulkoinen kuormitus. Pitkälle rehevöityneissä järvissä sisäinen kuormitus voi olla jopa monikymmenkertaista verrattuna ulkoiseen kuormitukseen (Palomäki 2001). Sisäinen kuormitus hidastaa vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutusta ja voi ylläpitää järven rehevää tilaa, vaikka ulkoinen kuormitus olisi vähennetty minimiin. Sisäinen kuormitus on suurinta kesällä, jolloin järven perustuotanto ja eliötoiminta on vilkkaimmillaan.

Ravintoketjun vääristyminen eli etenkin ylitiheiden särkikalakantojen muodostuminen on olennainen osa sisäistä kuormitusta. Tiheät särkikalakannat nopeuttavat ravinteiden kiertoa järvessä, siirtävät ravinteita sedimentistä veteen ja voivat saalistaa eläinplanktonia niin tehokkaasti, että levätuotanto

kasvaa ja esimerkiksi sinilevät runsastuvat (Sarvala & Jumppanen 1988, Horppila & Kairesalo 1990, Sarvala ym. 1995). Sisäkuormitteisille järville onkin tyypillistä korkea tuotantotaso eli a-klorofyllipitoisuus suhteessa fosforipitoisuuteen. Samalla fosforipitoisuudella voi a-klorofyllipitoisuuden vaihtelu olla jopa kertaluokkaa (Sarvala ym. 2000). Kalabiomassaan on lisäksi usein sitoutunut paljon fosforia, jopa 50–75 % vesimassan fosforivarastosta.

Biomanipulaatiolla eli ravintoketjukurinnotuksella tarkoitetaan yleisimmin kalaston rakenteen muuttamista lähinnä särkikalojen tehokalastuksen sekä toisaalta petokalakantojen elvyttämisen avulla. Ravintoketjukurinnotusten tavoitteena on vähempiarvoisten kalojen kantojen voimakas harventaminen, petokala- ja arvokalakantojen vahvistaminen, veden laadun parantaminen, sekä usein myös sinileväkukintojen poistaminen. Biomanipulaatio soveltuu parhaiten järville, joiden ulkoinen kuormitus on laskenut alle järven sietorajan, mutta tiheä kalasto pitää yllä rehevöitynyttä tilaa.

Teho- tai hoitokalastus on Suomessa yleisesti käytetty kunnostusmenetelmä, jolla on saatu hyviä tuloksia esimerkiksi Lahden Vesijärvellä (Horppila & Kairesalo 1995, Kairesalo ym. 1998) ja Säkylän Pyhäjärvellä (Ventelä ym. 2007). Aina ei haluttuun tulokseen ole kuitenkaan päästy tai vaikutukset ovat jääneet lyhytaikaisiksi (vrt. Helminen ym. 1995). Kalastuksen onkin oltava erittäin tehokasta, jopa yli 75 % kalabiomassasta on pystyttävä poistamaan lyhyessä ajassa (Meijer ym. 1993), sekä toisaalta pitkäjänteistä. Planktonsyöjäkalojen riittävä vähentäminen sekä petokalojen riittävän suuri osuus järven kalastossa ovat tärkeitä tehokalastuksen onnistumiselle (Bergman ym. 1999). Tehokalastusten epäonnistuminen onkin yleensä johtunut liian pienistä saaliista ja/tai siitä, ettei ulkoista kuormitusta ole onnistuttu riittävästi vähentämään (esim. Hyytiäinen 2008). Ilman fosforipitoisuuden laskua tehokalastuksen vaikutukset alas ravintoketjussa eivät välttämättä yllä kasviplanktonin määrään saakka (Benndorf 1987).

3.2 Ulkoisen kuormituksen merkitys Lappajärvessä

Huomattava osa Lappajärven kuormituksesta on peräisin maa- ja metsätalouden hajakuormituksesta (Aaltonen ym. 2002). Valuma-alueelta huuhtoutuvien ravinteiden määrä vaihtelee vuosien välillä suuressi sademäärien vaihteluista johtuen.

Kuormituksen vaikutusta Lappajärven vedenlaatuun vuosina 1982–2004 tutkittiin Pearsonin korrelaatiokertoimen ja askeltavan lineaarisen regressioanalyysin avulla. Selitettävänä muuttujina olivat Lappajärven (eteläsyvännen) kesäaikainen kokonaisfosforipitoisuus ja väri. Selittävinä muuttujina käytettiin sekä kunkin vuoden että sitä edeltäneen vuoden Kurejoen keskivirtaamaa sekä toisaalta vuosilukua kuvaamaan virtaamista riippumatonta, mahdollista pitkän aikavälin kuormitusmuutosta. Kurejoki on suurin Lappajärveen virtaava joki ja sen virtaaman oletettiin edustavan Lappajärven valuma-alueen hydrologisia olosuhteita kunakin vuonna. Lappajärveen laskevien vesistöjen veden laadun seuranta on ollut kuormituksen muutosten havaitsemiseen riittämätöntä. Kuormituksen oletettiin kuitenkin hitaasti laskeneen tutkimusjakson aikana erilaisen vesien-suojelun ansiosta.

Lappajärven veden fosforipitoisuuksissa ja värissä vedenlaadussa havaittiin lyhytaikaista, vuosien välisestä kuormituseroista johtuvaa vaihtelua (taulukko 3-1). Fosforipitoisuuksissa havaittiin myös pitempiäaikainen laskeva suuntaus. Lähes puolet kunkin kesän fosforipitoisuudesta selittyi edellisvuoden tulovirtaaman (kuormitus) ja toisaalta pitkäaikaismuutoksen yhteisvaikutuksella. Värin kohdalla ei havaittu pitkäaikaismuutosta, vaan vaihtelua selitti pääasiassa kuivien ja sateisten vuosien vaihtelu.

Taulukko 3-1. Hydrologisten olosuhteiden ja Lappajärven vedenlaadun riippuvuussuhteita selvittävät korrelaatiokertoimet (r) sekä regressiomallien selityksasteet (R^2) ja merkitsevyytasot (p), (MQ = Kurejoen vuosittainen keskivirtaama, $n = 24-25$).

selitettävä muuttuja	selittävä(t) muuttuja(t)	r	R^2	p
Kok.P	MQ	0,399*	0,159	0,048*
Kok.P	MQ(+1 v)	0,493*	0,243	0,014*
Kok.P	Vuosi	-0,610**	0,373	0,001**
Kok.P	Vuosi+MQ(+1 v)		0,463	0,001**
Väri	MQ	0,290	0,089	0,148
Väri	MQ(+1 v)	0,524**	0,274	0,009*
Väri	Vuosi	0,250	0,001	0,906

3.3 Tehokalastuksen edellytykset Lappajärvessä

Rehevöityneen järven kunnostamisessa tärkeintä on vähentää ulkoinen kuormitus järven sietokyvyn alapuolelle (Jeppesen & Sammalkorpi 2002). Lappajärven fosforikuormitus ylittää edelleen selvästi järven sietokyvyn (taulukko 3-2), minkä vuoksi sen vähentäminen on olennaisen tärkeää pysyvien tulosten saamiseksi. Toisaalta kuormitus kuitenkin alittaa ainakin ulkoisen kuormituksen osalta Bennedorfin & Mierschin (1991) lievästi rehevöityneiden järvien biomanipulaation onnistumisen edellytykselle määrittämän rajan 0,6–0,8 g P/m², mikä vastaa Lappajärvellä 88–116 tn P/vuosi. Biomanipulaation mahdollisuuksia kunnostuksessa voidaan arvioida tarkastelemalla järven rehevyytensä, sisäisen kuormituksen merkitystä sekä ravintoketjun tilaa. Jeppesen & Sammalkorpi (2002) ovat suosittelleet OECD-mallien (Vollenweider & Kerekes 1982) tai muiden soveltuvien mallien käyttöä arvioitaessa ulkoisten kuormituksen vaikutusta järven rehevyytensä tasoon. Mikäli mitatut pitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin mallien ennustamat, kertoo se yleensä voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta. Lappajärven pintaveden fosforipitoisuus on vuosikeskiarvona ollut 1990-luvun lopulla noin 24 µg/l, mikä ylittää jonkin verran Friskin (1978) suomalaisiin järviin perustuvan mallin ennusteen, mutta alittaa selvästi pohjoismaisiin järviin perustuvan OECD-mallin arvioon (taulukko 3-2). Koska myöskään kasvukauden aikana ei tapahdu merkittävää fosforipitoisuuden nousua, vaan ennemminkin laskua, voidaan arvioida, että sisäinen kuormitus ei ole Lappajärvellä vielä hallitsematon ongelma.

Taulukko 3-2. Lappajärven fosforitaseita, kuormitus 1990-luvun lopussa, luonnonhuuhtouma sekä sietorajojen mukainen enimmäiskuormitus sekä arvioitu fosforipitoisuus kullakin kuormitustasolla. 1) laskettu Kaupin (1979) mukaan, 2) laskettu Vollenweiderin & Dillonin (1974) mukaan, 3) Aaltonen ym. 2002, 4) hetkellinen arvo, 24 µg/l mukaan laskettu, 5) 24 µg/l mukaan laskettu, 6) 400 tn/a saaliin mukaan laskettu, 0,4 % P/kg kalaa, 7) laskettu OECD-mallin (Vollenweider & Kerekes 1982) mukaan, 8) laskettu Friskin (1978) mukaan.

	Kuormitus kg P/vuosi	Arvioitu P-pitoisuus µg/l 7)	8)
Luonnonhuuhtouma ¹	8300	7,5	7,6
Alempi sietoraja ²	15000	13	10
Ylempi sietoraja ²	40000	32	17
1990-luvun loppu ³	55440	42	21
Järven vesimassassa ⁴	25680 ⁴		
Luusuasta poistuva ⁵	9480		
Kalansaaliissa poistuva ⁶	1600		

Palomäki (2001) on arvioinut Lappajärvessä sisäistä kuormitusta fosforitaseen (Lappalainen & Varis 1987) avulla. Sisäisen kuormituksen merkitys on kesäaikana Lappajärvessä suuri: se oli kesällä 1988 lähes viisinkertaista ja kesällä 1997 lähes kymmenkertaista ulkoiseen kuormitukseen verrattuna. Sisäinen kuormitus ei ollut tulosten perusteella vielä hallitsevaa Lappajärvessä, mutta sen merkityksen arvioitiin jatkossa kasvavan, ellei sekä ulkoi-^{sta} että sisäistä kuormitusta vähennetä. Sisäistä kuormitusta on helpompi hallita siinä vaiheessa, kun sen merkitys ei ole muodostunut hallitsevaksi. Lappajärven a klorofyllipitoisuus on myös ollut melko korkea fosforipitoisuuteen nähden (Palomäki 2001), mikä on tyypillistä järville, joissa ravintoverkko on vääristynyt. Lappajärven kalatiheys onkin melko suuri; littoraalin särkikanta on runsas ja ulapan planktonsyöjäkalayhteisö – kuore, pienikokoinen ahven, salakka ja myös alikalastettu muikku – tiheä (Tuhkanen & Teppo 2002). Koska hapettomien pohjien osuus Lappajärven pinta-alasta on melko vähäinen ja toisaalta tuulen aiheuttamalla pohjasedimentin sekoittumisella ei ole havaittu olevan ravinnepitoisuuksille merkitystä (Malve ym. 1992), voidaan olettaa, että suuri osa sisäisestä kuormituksesta on nimenomaan tiheän kalayhteisön vaikutusta.

Jeppesenin & Sammalkorven (2002) mukaan biomanipulaatio on soveltuva kunnostusmenetelmä syvissä järvissä, joiden fosforipitoisuus on noin 20 µg/l, plankti- ja/tai bentivorinen kalayhteisö tiheä ja klorofylli-fosforisuhde korkea. Lappajärvi täyttää hyvin nämä ehdot.

Tehokalastukselle on hyvin vaikea asettaa täsmällisiä tavoitteita, koska yleensä esimerkiksi kalaston kokonaisbiomassaa ei tiedetä. Hollantilaisiin ja pohjoismaisiin onnistuneisiin biomanipulaatiokohteisiin perustuva arvio vuosisaalistarpeesta tehokalastukselle on Lappajärvelle jopa 90 kg/ha (Jeppesen & Sammalkorpi 2002). Onnistuneissa hankkeissa kalabiomassasta on poistettu jopa 75 % yhdessä vuodessa (Meijer ym. 1993). Tämä vastaisi Lappajärvellä Jeppesenin (ks. Jeppesen & Sammalkorpi 2002) mallien perusteella yli 50 kg/ha koko kalaston ja 22 kg/ha plankti-bentivorien kohdalla. Nämä tavoitteet ovat hyvin sopusoinnussa Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen saalistavoitteen kanssa (2,1 milj. kg, n. 50 kg/ha*v). Tavoite on kuitenkin pienempi kuin edellä mainittu 90 kg/ha/a.

4 Kalastus ja kalansaaliit vuosina 2001–2006

4.1 Aineisto ja menetelmät

Lappajärven kalastuksen kokonaissaaliit vuosina 2001–2004 saatiin yhdistämällä tehopyyntisaaliisiin (projektin saalis) muun ammattikalastuksen ja vapaa-ajan kalastuksen saaliit. Lappajärven tehopyynnin ja muun ammattikalastuksen kokonaissaaliit vuosilta 2001–2004 saatiin kalastusalueen saaliskirjanpidosta. Vuosilta 2005 ja 2006 ei ollut saatavissa tehopyynnin eikä muun ammattikalastuksen saaliita, joten niitä voitiin arvioida lähinnä vuotta 2005 koskevan kalastustiedustelun (Alaja 2006) avulla. Vapaa-ajankalastuksen saalis vuonna 2001 arvioitiin kalastaneiden lukumäärän ja vuoden 2000 saaliin perusteella (Kokkonieniemi & Teppo 2003), vuosien 2002 ja 2006 saaliit saatiin kalastustiedusteluista (Teppo ym. 2003, Seppälä 2007) ja vuosien 2003–2005 saaliit arvioitiin vuosien 2002 (Teppo ym. 2003) ja 2006 (Seppälä 2007) saaliiden perusteella olettaen, että saaliin muutos vuodesta 2002 vuoteen 2006 tapahtui lineaarisesti.

Lappajärven kalakannoissa tapahtuneiden muutosten arvioinnissa käytettiin kalastustiedusteluista saatuja yksikkösaalistietoja. Ammatti- ja vapaa-ajankalastusta koskevat kalastustiedustelut on raportoitu erikseen (Tuhkanen & Teppo 2002, Teppo ym. 2003, Tuhkanen 2003; 2004; 2005, Alaja 2006). Lisäksi tuloksissa esitetään hanketta edeltävältä ajalta vuosien 1989–1993 kirjanpitokalastusten (Raitaniemi ym.1995) ja vuosien 1997–2000 kalastustiedustelujen (Nissén ym. 2000, Tuhkanen & Huovinen 2002) tuloksia. Lappajärven ammattikalastajien eniten käyttämien 41–55 mm verkkojen yksikkösaaliiden muutoksilla on tarkasteltu koeverkkokalastuksessa harvinaisten siian, kuhan ja hauen pyyntikokoisten yksilöiden kantojen kehitystä.

4.2 Tulokset

4.2.1 Tehokalastus

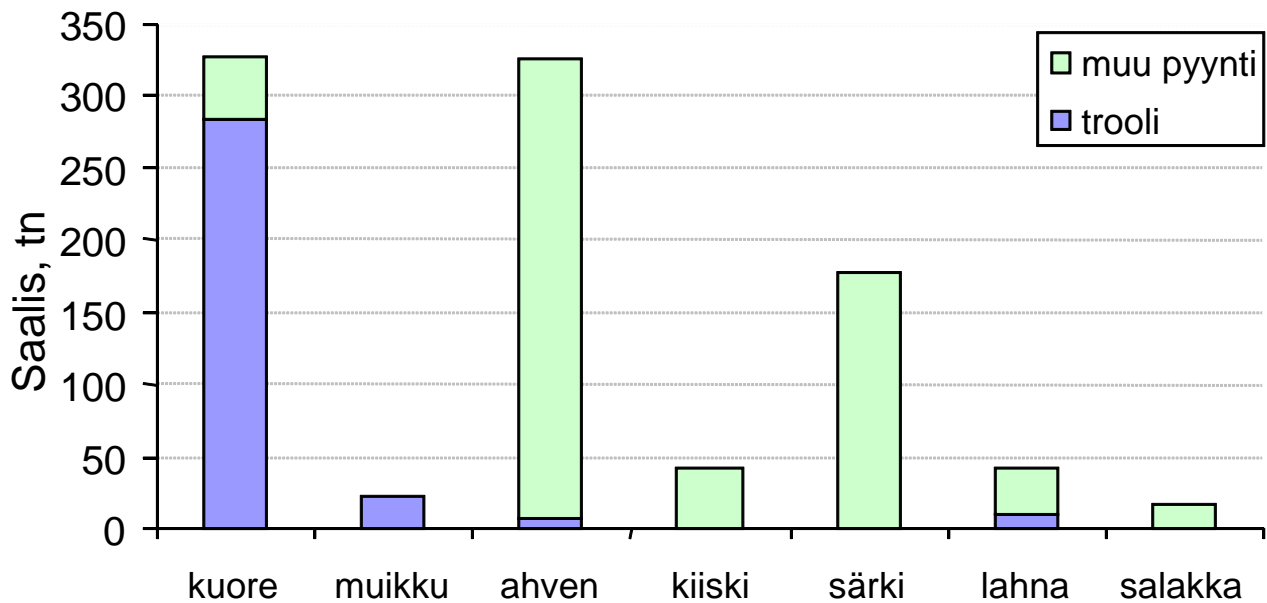
Tehokalastuksessa käytetyt tärkeimmät pyyntimenetelmät olivat Lappajärvelle uuden pyyntimuodon troolauksen lisäksi pyynti katiskoilla, verkoilla sekä erilaisilla pauneteilla ja rysillä. Sen sijaan nuottaus jäi melko vähäiseksi. Troolaus alkoi vuonna 2001, jolloin troolauskausi alkoi kesäkuussa ja jatkui elo-

kuulle. Troolia vedettiin pääasiassa yleisvesialueella eteläsyvänteellä, mutta koeluontoisesti muutaman kerran myös pohjoissyvänteellä. Troolausta häirsivät jonkin verran huonot sääolosuhteet. Vuonna 2002 aloitti järvellä paikallisin voimin toinen trooli. Troolaus alkoi kesäkuussa ja jatkui marraskuun alkuun saakka. Troolia vedettiin nyt sekä etelä- että pohjoissyvänteellä, kuitenkin siten, että kesän troolaus painottui enemmän eteläsyvänteelle ja syksyn troolaus pohjoissyvänteelle. Troolausta häirsitti lämpimästä kesästä johtunut veden korkea lämpötila, joka vaikeutti etenkin kuoreen pyyntiä. Myöhemmin troolausta rajoittivat myös Lappajärven osakaskunnan kanssa ilmenneet erimielisyydet. Pyyntikaudella 2003 järvellä oli jälleen toiminnassa kaksi troolia. Pyyntikausi alkoi toukokuun lopussa ja jatkui aina joulukuun alkuun. Kuoreen pyynti painottui nytkin eteläsyvänteelle. Vuonna 2004 järvellä kalasti enää yksi trooli, jonka kalastus painottui edellisvuosista poiketen pohjoissyvänteelle. Troolauskausi kesti toukokuun lopulta marraskuun alkupuolelle. Lappajärven osakaskunnan vesialueella ei troolattu lainkaan vuonna 2004.

Tehopyynnin yhteissaalis vuosina 2001–2004 oli noin 977 tonnia (taulukko 4-1). Vaikka hankkeen tavoitteena oli saada suurin saalis heti ensimmäisenä vuotena, se jäi kuitenkin noin 20–25 % pienemmäksi kuin kahden seuraavan vuoden saaliit. Tehopyynnin tärkeimmät saalislajit olivat kuore, pienikokoinen ahven ja särki (kuva 4-1). Kuore oli tärkein saalis kala vuonna 2001, jolloin se käsitti yli puolet kokonaissaaliista. Vuonna 2002 ahventa saatiin hieman enemmän kuin kuoretta ja vuonna 2003 ahven oli noussut selvästi tärkeimmäksi saalislajiksi (taulukko 4-1). Vuonna 2004 ahventa saatiin jälleen vain hieman kuoretta enemmän. Särkisaaliit olivat suurimmat vuonna 2002. Troolipyynnin osuus vuosien 2001–2004 kokonaissaaliista oli noin kolmannes. Troolisaaliit, jotka koostuivat suurimmaksi osaksi kuoreesta, laskivat hankkeen aikana. Muikkua saatiin jonkin verran troolin sivusaaliina. Ahvenen osuus troolisaaliista oli vain muutamia prosentteja ja särkeä ei saatu juuri lainkaan. Muilla pyyntivälineillä saadun saaliin osuus kasvoi hankkeen aikana. Erityisesti katiskapyynti oli tehokasta, ja sillä saatiinkin huomattava osa ahven-, särki-, kiiski- ja lahnasaaliista.

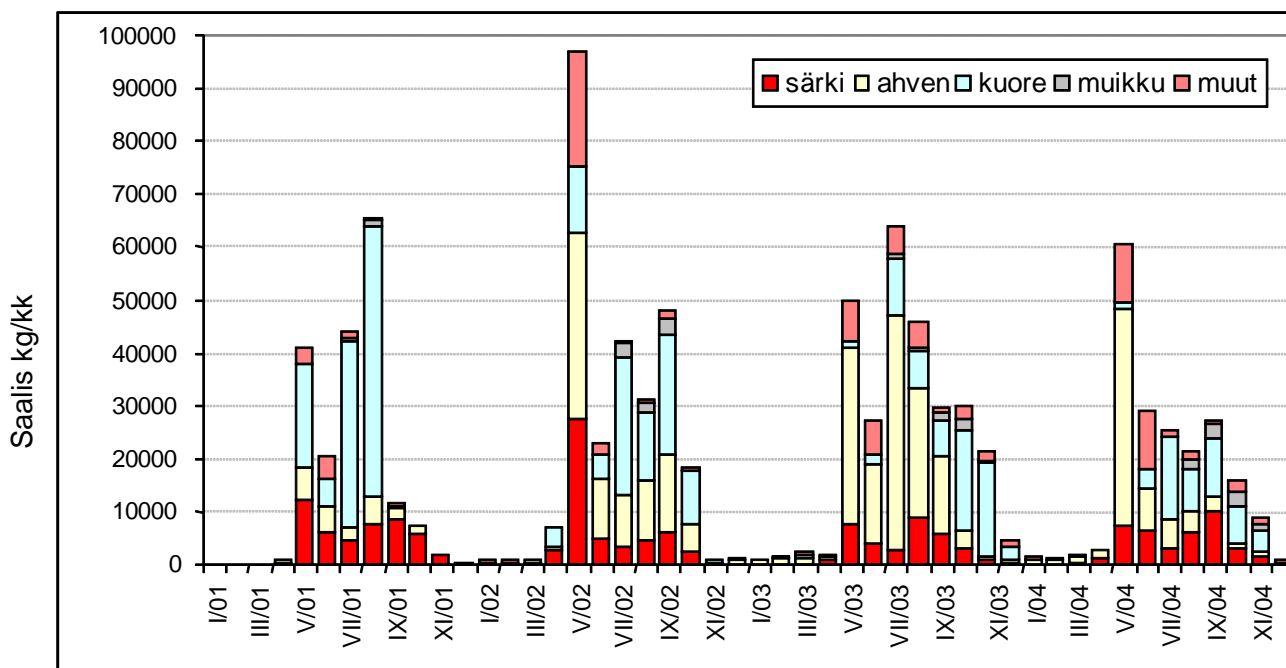
Taulukko 4-1. Lappajärven tehopyynnin saaliit (tonnia) vuosina 2001–2004. Kalalajin suhteen lajittelemattomaan saaliiseen sisältyy vuodelta 2001 lasten katiskapyyntin (3,1 tn) ja kalastusalueen oman projektin (18,2 tn) saaliit sekä vuodelta 2004 3,9 tn tehopyyntisaalis.

Laji	2001			2002			2003			2004			Yht.
	trooli	muut	yht.	trooli	muut	yht.	trooli	muut	yht.	trooli	muut	yht.	
ahven	0,4	22,0	22,5	1,3	93,0	94,3	4,7	136,6	141,3	0,5	66,3	66,8	324,9
kuore	89,8	21,5	111,4	75,7	15,5	91,3	67,2	2,3	69,5	48,7	1,9	50,6	322,7
lahna	0,6	5,3	5,9	1,1	7,5	8,6	5,4	9,5	14,9	2,9	9,7	12,6	42,0
muikku	2,2	-	2,2	8,0	-	8,0	5,9	-	5,9	7,4	-	7,4	23,5
särki	-	48,3	48,3	-	56,7	56,7	0,2	34,2	34,4	-	39,2	39,2	178,6
kiiski	-	2,0	2,0	-	15,6	15,6	-	12,9	12,9	-	11,9	11,9	42,4
salakka	-	1,7	1,7	-	5,9	5,9	0,2	4,8	5,0	-	5,2	5,2	17,8
lajittelematon	-	21,3	21,3	-	-	-	-	-	-	-	3,9	3,9	25,2
yhteensä	93,0	122,1	215,1	86,1	194,2	280,3	83,6	200,3	283,9	59,5	138,1	197,6	977,1
kg/ha			14,8			19,3			19,6			13,6	67,4



Kuva 4-1. Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen tehokalastussaalet vuosina 2001–2004.

Suurimmat saaliit saatiin kevät- ja kesäpyyntisissä (kuva 4-2). Talven saaliit olivat vähäisiä, koska talvinuottausta ei harjoitettu kuin näytösmielessä. Vuonna 2001 kuore oli saaliin valtalaji keväällä ja kesällä, kun taas särkeä saatiin tasaisemmin koko pyyntikaudella. Toukokuussa 2002 saatiin koko hankkeen suurin kuukausisaalis, saaliin koostuessa pääosin särjestä, ahvenesta ja kiiskestä. Kesällä ja alkusyksyllä kuoreen merkitys lisääntyi, mutta ahventa saatiin selvästi enemmän kuin edellisellä vuonna. Vuonna 2003 ahven olikin pyyntikauden tärkein saalislaji kuoreen merkityksen lisääntyessä vasta loppusyksyllä. Ahven oli tärkein saalislaji myös vuoden 2004 alkupuolella, mutta kesäkuusta lähtien muiden lajien, erityisesti kuoreen ja särjen merkitys nousi tärkeämmäksi.



Kuva 4-2. Lappajärven tehopyynnin kuukausisaaliit lajeittain. Vuoden 2001 saaliista puuttuvat kalastusalueen oman hankkeen sekä lasten katiskapyyntihankkeen saaliit (yht. n. 21 tonnia), joita ei eroteltu lajeittain. Muut lajit: kiiski, lahna ja salakka.

4.2.2 Ammattikalastus

Ammattikalastajien vuosina 2001–2005 käytetyimpiä pyydyksiä olivat 41–55 mm verkot ja katiskat (Tuhkanen 2003, 2004, 2005, Alaja 2006). Lisäksi ammattikalastuksessa käytettiin muita verkkoja, rysiä ja paunetteja, iskukoukkuja, nuottia ja troolia. Nuottaa vedettiin kalastustiedustelujen perusteella kuitenkin ainoastaan vuonna 2001. Vuonna 2006 pyyntiponnistus jakautui eri pyyntivälineille todennäköisesti jokseenkin samalla tavalla kuin edellisinä vuosina.

Lappajärven ammattikalastajien kaupallinen saalis kasvoi huomattavasti vuosien 2001–2004 aikana (taulukko 4-2). Troolipyynnin myötä muikusta tuli selvästi runsain saalislaji vuonna 2002. Muikkusaalis kasvoi vuodesta 2002 edelleen vuoteen 2004 saakka, jolloin se oli lähes 80 tonnia. Myös siika- ja kuhasaaliit kasvoivat hankkeen aikana ylittäen kumpikin 10 tonnia vuonna 2004. Ahven- ja lahna-saaliit kuitenkin vähenivät vuoden 2002 jälkeen.

Taulukko 4-2. Lappajärven ammattikalastajien kaupallinen saalis (kg) tehopyyntiä lukuun ottamatta vuosina 2001–2004 (lähde: kalastusalueen saaliskirjanpito).

Laji	Vuosi				yhteensä
	2001	2002	2003	2004	
ahven	2 081	4 130	3 540	1 312	11 063
kuha	1 480	7 878	8 819	12 279	30 456
hauki	4 463	8 931	8 926	9 140	31 460
made	1 456	2 408	2 356	2 212	8 432
taimen	430	162	262	283	1 137
siika	3 781	6 144	8 045	13 310	31 280
muikku	9 393	51 794	65 396	77 980	204 563
lahna	1 270	1 462	928	440	4 100
särki	2 820	380	720	822	4 742
yhteensä	27 174	83 289	98 992	117 778	327 233

4.2.3 Vapaa-ajankalastus

Vapaa-ajankalastajien eniten käyttämiä pyyntivälineitä Lappajärvellä ovat 2000-luvulla olleet verkot, erityisesti 41–55 mm solmuvälin, sekä katiska ja vetouistin (Tuhkanen & Teppo 2002, Kokkonen & Teppo 2003, Teppo ym. 2003, Seppälä 2007). Katiskan käyttö kuitenkin väheni selvästi vuodesta 2000 vuoteen 2006. Myös syöttikoukulla, heittouistimella, ongella ja pilkillä on kalastettu runsaasti. Luultavasti etenkin pilkkikalastussaaliit on jossain määrin aliarvioitu, sillä Lappajärvellä käydään kalastamassa

myös kauempaa kuin vapaa-ajankalastustiedustelun kohteena olleelta järven lähialueelta.

Vapaa-ajankalastajien vuosittainen kokonaissaalis Lappajärvellä vuosina 2000–2006 vaihteli noin 70–100 tonnin välillä (taulukko 4-3). Kokonaissaalis vaikuttaa laskeneen vuodesta 2001 vuoteen 2006, mutta koska vuosien 2003–2005 saaliit arvioitiin vuosien 2002 ja 2006 saaliiden perusteella, on niiden luotettavuus epävarma. Ahven ja hauki muodostivat noin puolet vapaa-ajankalastajien kokonaissaaliista. Kokonaissaaliin laskuun vaikuttivat etenkin hauki ja muikkusaaliiden pienentyminen. Ahvensaaliissa ei sen sijaan tapahtunut huomattavia muutoksia. Haukisaalis laski noin kolmasosalla vuosien 2002 ja 2006 välillä. Muikkusaalis nousi noin puolella vuonna 2002, mutta vuonna 2006 saalis puolestaan laski noin puoleen vuoden 2000 tasosta. Särkisaalis laski noin kolmasosaan vuosien 2000 ja 2006 välillä ja madesaaliit noin puoleen. Muista saalistajeista poiketen kuhasaalis runsastui selvästi; kuhasaalis noin viisinkertaistui vuosien 2000 ja 2006 välillä. Myös taimensaaliissa tapahtui vähäistä kasvua.

Taulukko 4-3. Vapaa-ajankalastajien saaliit (tonnia) vuosina 2000–2006 Lappajärvellä (arvioitu kalastaneiden lukumäärän ja vuoden 2000 saaliin perusteella, ** arvioitu vuosien 2002 ja 2006 saaliiden perusteella olettaen, että saalis laski vuodesta 2002 vuoteen 2006 lineaarisesti) (Tuhkanen & Teppo 2002, Kokkonen & Teppo 2003, Teppo ym. 2003, Seppälä 2007).*

Laji	Vuosi						
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
ahven	23,3	-	26,2	-	-	-	22,1
hauki	21,4	-	21,8	-	-	-	14,1
särki	15,4	-	6,3	-	-	-	4,0
muikku	6,5	-	10,5	-	-	-	3,7
siika	6,3	-	8,5	-	-	-	5,0
kuha	2,2	-	5,8	-	-	-	11,6
lahna	3,6	-	5,6	-	-	-	4,0
made	5,9	-	3,8	-	-	-	2,8
taimen	0,9	-	1,1	-	-	-	1,2
muut	0,3	-	0,3	-	-	-	0,2
yhteensä	86,0	97,0*	89,8	84,5**	79,3**	74,0**	68,7

4.2.4 Kokonaiscalansaaliit

Lappajärven kokonaiscalansaalis oli vuosina 2001–2004 noin 1 655 tonnia (114 kg/ha) (taulukko 4-5). Kokonaissaalis kasvoi tehokalastusjakson aikana lisääntyneen teho- ja muun ammattikalastussaaliin myötä vuoteen 2003 saakka. Vuonna 2004 kokonaissaalis laski lähinnä tehopyyntisaaliin, vähäi-

semmissä määrin myös vapaa-ajankalastussaaliin laskun vuoksi. Ammattikalastussaaliin kasvu jatkui kuitenkin vuoteen 2004 saakka. Ammattikalastussaalis yli nelinkertaistui vuosien 2001 ja 2004 välillä. Tehokalastussaalis muodosti yli puolet järven kokonaissaaliista kaikkina tehokalastusvuosina.

Taulukko 4-5. Lappajärven kokonaiscalansaaliit (tonnia) vuosina 2001–2004 (arvioitu kalastaneiden lukumäärän ja vuoden 2000 saaliin perusteella, ** arvioitu vuosien 2002 ja 2006 saaliiden perusteella olettaen, että saalis laski vuodesta 2002 vuoteen 2006 lineaarisesti).*

	Vuosi				yhteensä
	2001	2002	2003	2004	
tehokalastus	215	280	284	198	977
ammattikalastus	27	83	99	118	327
vapaa-ajankalastus	*97	90	**85	**79	351
yhteensä	339	453	468	395	1 655
kg/ha	23	31	32	27	114

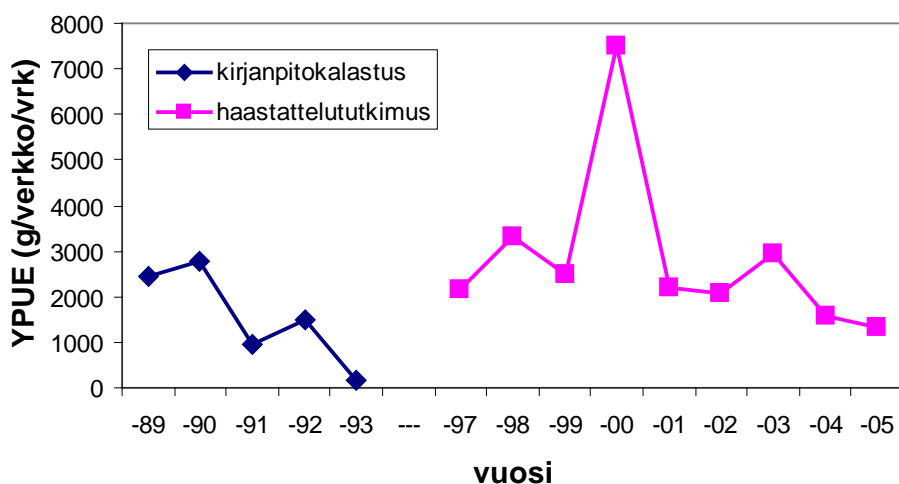
Vaikka Lappajärven kokonaiscalansaaliista vuosina 2005–2006 pystytään antamaan ainoastaan suuntaa-antavia arvioita, vaikuttaa Lappajärven kokonaiscalansaalis laskeneen selvästi vuoden 2004 jälkeen. Etenkin tehokalastuksen pääkohdelajien eli kuoreen, ahvenen ja särjen saaliit todennäköisesti laskivat huomattavasti vuosiksi 2005–2006. Myös vapaa-ajankalastajien osalta kokonaissaalis laski selvästi vuosien 2002 ja 2006 välillä etenkin hauki ja muikkusaaliiden pienenemisen vuoksi. Ammattikalastajien saaliista valtaosan ovat viime vuosina muodostaneet muikku, kuha, siika ja hauki, joten niiden saaliissa tapahtuneilla muutoksilla on suurin vaikutus ammattikalastajien kokonaissaaliiseen. Suurin yksittäinen ammattikalastajien saaliisiin vaikuttava tekijä on muikkusaaliin määrä. Kalastustiedusteluun vastanneiden ammattikalastajien muikkusaalis laski selvästi vuodesta 2004 vuoteen 2005, mihin vaikutti etenkin troolisaaliin lasku (ks. Alaja 2006). Ammatti- ja vapaa-ajankalastajien kuhasaaliissa oli havaittavissa selvää nousua vuoden 2004 jälkeen, joten kuhasaaliit olivat vuosina 2005–2006 luultavasti selvästi edeltävien vuosien saaliita runsaammat. Ammattikalastajien siika- ja haukisaaliit puolestaan vaikuttavat laskeneen vuosien 2004 ja 2005 välillä (ks. Alaja 2006).

4.2.5 Yksikkösaaliit ennen hanketta ja sen aikana

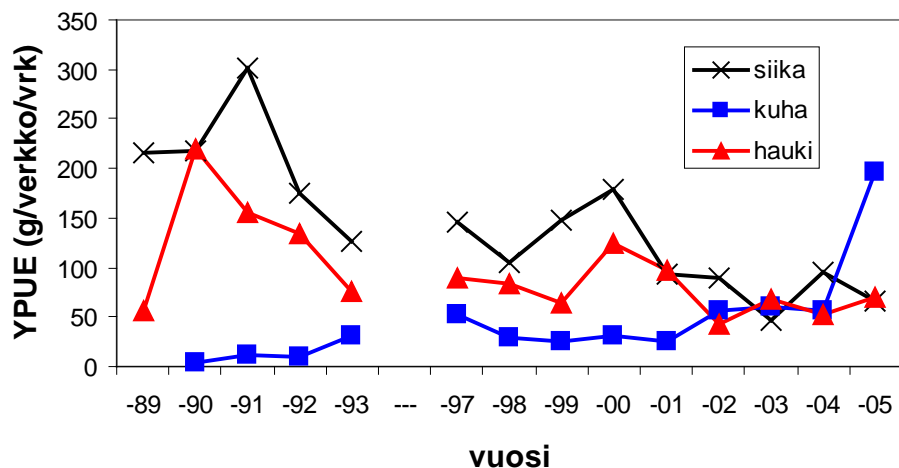
Muikunpyynnin yksikkösaaliin lasku vuosien 1990–1993 välillä viittaa Lappajärven muikkukannan romahtamiseen 1990-luvun alkupuolella (kuva 4-3). Muikkukanta vaikuttaa kuitenkin vahvistuneen 1990-luvun puolivälin jälkeen yksikkösaaliiden kohottua takaisin 1980-luvun lopun tasolle. Vuonna 2000 yksikkösaalis oli kuitenkin keskimäärin 4-kertainen muiden 1990-luvun puolenvälin jälkeisten vuosien yksikkösaaliisiin verrattuna ja vuosina 2004–2005 yksikkösaaliissa oli havaittavissa lievää laskua. Muikkukannan runsauden arviointiin muikkuverkkojen yksikkösaaliiden perusteella sisältyy usein epävarmuutta, sillä alhainen yksikkösaalis saattaa kertoa myös siitä, että muikkukanta on hyvin tiheä ja kääpiöitynyt, jolloin muikut eivät juuri jää harvoihin muikkuverkkoihin. Lappajärveltä ei kuitenkaan ilmeisesti ole havaintoja muikun kääpiöitymisestä eli hyvin hitaasta yksilönkasvusta runsaan kannan

aikana. Lisäksi ammattikalastajat ovat Lappajärvellä vuosittain sovittaneet muikkuverkkojen solmuvälisen mukaan, minkä kokoista muikkua on ollut runsaasti saatavilla (Matti Saarenpää, Järviseudun kalastusalueen isännöitsijä, suullinen tiedonanto 8.4.2009). Muikkuverkkojen yksikkösaaliissa tapahtuneet muutokset kuvaavat siten Lappajärven osalta luultavasti ainakin suuntaa-antavasti muikkukannan runsaudessa tapahtuneita muutoksia.

Ammattikalastajien yksikkösaaliiden perusteella siika- ja haukikantojen kanssa on ollut laskeva suuntaus 1990-luvun alusta lähtien, joskin lähinnä vuonna 2000 yksikkösaaliit kasvoivat hetkellisesti (kuva 4-4). Viime vuosina siian ja hauen yksikkösaaliit vaikuttavat vakiintuneen tasolle 50–100 g/verkko/vrk. Kuhan yksikkösaaliit puolestaan ovat – päinvastoin kuin siialla ja hauella – kasvaneet 1990-luvulta alkaen. Suurin muutos pyyntikokoisessa kuhakannassa tapahtui vuosien 2004 ja 2005 välillä, jolloin yksikkösaalis 3,5-kertaistui.



Kuva 4-3. Muikun yksikkösaaliit kirjanpitokalastajien ja ammattikalastajien muikkuverkko-pyynnissä Lappajärvellä vuosina 1990–2005 (Lähteet: Raitaniemi ym. 1995, Nissén ym. 2000, Tuhkanen & Huovinen 2002, Tuhkanen 2003; 2004; 2005, Alaja 2006).



Kuva 4-4. Kuhan, siian ja hauen yksikkösaaliit Lappajärvellä ammattikalastajien 41–55 mm verkkopyynnissä vuosina 1989–2003 ja 45–55 mm verkkopyynnissä vuosina 2004–2005 (Lähteet: Raitaniemi ym. 1995, Nissén ym. 2000, Tuhkanen & Huovinen 2002, Tuhkanen 2003; 2004; 2005, Alaja 2006).

Lappajärven vapaa-ajankalastajien koentakertakoh-
taiset yksikkösaaliit pääosin kasvoivat eri saalislajeil-
la vuosien 2000 ja 2002 välisenä aikana (taulukko
4-4). Laskua tapahtui lähinnä mateen yksikkösaai-
liissa. Ahventen ja kuhien yksikkösaaliit moninker-
taistuivat ja siian noin kaksinkertaistuivat 34–55
mm verkkojen osalta. Yli 55 mm verkoilla pyydet-
tyjen suurikokoisten kuhien yksikkösaalis kuitenkin
pienentyi varsin selvästi. Muikkuverkkojen muikku-
yksikkösaalis kasvoi ja sivusaaliin (pienet särjet ja
ahvenet) osuus vähentyi. Vuodesta 2002 vuoteen
2006 yksikkösaaliit laskivat lähes kaikilla saalislajeil-
la, erityisesti lahnalla ja siialla. Kuhalla yksikkösaai-
lis kuitenkin kasvoi selvästi 34–40 mm ja yli 55 mm
verkoilla tehdyssä pyynnissä.

4.3 Tulosten tarkastelu

Projektin saalistavoite vuosina 2001–2003 oli 2100
tonnia kalaa, josta 1000 tonnia tehopyyntinä ja loput
muun ammattikalastuksen sekä vapaa-ajankalas-
tuksen kautta. Tehopyynnin tavoitteista jäätin vä-
hän yli 200 tonnia, minkä vuoksi projekti sai jatkoai-
kaa vuodelle 2004. Vuonna 2004 tehokalastukselle
asetettu saalistavoite lopulta kutakuinkin tavoitettiin,
mutta saaliin jakautuminen suunniteltua pidemmälle
ajanjaksolle todennäköisesti heikensi tehokalastuk-
sen vaikutusta kalastoon. Alkuperäisistä tavoitteis-
ta jäätin myös ammatti- ja virkistyskalastuksessa,
vaikka kaupallinen ammattikalastussaalit kasvoikin

huomattavasti vuosien 2001–2004 aikana pääosin
lisääntyneen muikunpyynnin ansiosta. Muiden ta-
loudellisesti arvokkaiden kalalajien saaliskehitys
ei kuitenkaan ollut aivan toivotunlaista. Hankkeelle
asetetusta kokonaissaalistavoitteesta pyydettiin noin
80 %, eli siitä jäätin noin 450 tonnia. Ammattikalas-
tuksen saalistavoitteista jäämisen suurin syy lienee
siinä, että sekä projektin myötä järvelle tulleet uu-
det että järven alkuperäiset ammattikalastajat pyy-
sivät hankkeen aikana pääasiallisesti taloudellisesti
vähempiarvoista kalaa, jolloin muuhun pyyntiin ei
jäänyt aikaa. Tämä näkyi mm. lisääntyneenä katis-
ka- ja ranta-alueiden rysä- ja paunettipyyntinä (Tep-
po ym. 2003). Tehopyynnissä tavoitteena oli myös,
että 50 % (500 tn) saaliista saataisiin ensimmäisenä
pyyntivuotena (2001). Ensimmäisen vuoden suuren
saalistavoitteen tarkoituksena oli tehostaa teho-
pyynnin vaikutusta, sillä tehokalastuksen tavoittei-
den saavuttamista edesauttaa suuren saalismäärän
pyytäminen mahdollisimman lyhyessä ajassa, jonka
jälkeen vähäisempikin pyynti riittää parantamaan tai
pitämään yllä järven tilaa (Sammalkorpi & Horppi-
la 2005). Ensimmäisen vuoden tehopyyntisaalis jäi
kuitenkin alle puoleen tavoitteesta.

Saalistavoitteista jääminen sekä kokonaissaaliin
että ensimmäisen vuoden saaliin osalta oli haitallis-
ta niiden tavoitteiden kannalta, joita tehokalastuksel-
le asetettiin kalaston ja veden laadun parantamisen
suhteen. Syynä saalistavoitteista jäämiseen ensim-

Taulukko 4-4. Lappajärven vapaa-ajankalastajien yksikkösaaliit (g/koentakerta) eri pyydyksillä vuosina 2000 ja 2002 (Tuhkanen & Teppo 2002, Teppo ym. 2003).

Vuosi	Pyydys	Laji								
		ahven	kuha	hauki	made	särki	lahna	taimen	siika	muikku
2000	muikkuverkko	60	-	-	-	117	-	-	1	733
	34–40 mm verkko	49	11	29	2	76	14	-	53	-
	41–55 mm verkko	28	42	211	77	18	50	12	149	-
	>55 mm verkko	-	119	37	183	20	393	54	10	-
	katiska	199	-	94	1	70	1	-	-	-
2002	muikkuverkko	13	-	-	-	16	-	-	-	1129
	34–40 mm verkko	177	40	33	10	156	35	33	108	-
	41–55 mm verkko	62	153	190	56	18	88	17	224	9
	>55 mm verkko	-	20	988	-	-	664	20	-	-
	katiska	277	-	142	4	124	1	-	-	-
2006	muikkuverkko	56	-	-	-	2	-	-	-	524
	34–40 mm verkko	82	178	54	28	69	15	3	67	-
	41–55 mm verkko	25	126	82	21	10	25	14	76	-
	>55 mm verkko	-	59	78	6	-	241	9	6	-
	katiska	287	-	142	5	64	11	1	-	-

mäisenä vuonna oli liian vähäinen pyynti; järvellä oli vasta yksi trooli, eikä muuhunkaan pyyntiin löytynyt vielä tarpeeksi innokkaita kalastajia. Pyytäjien määrä kasvoikin seuraavina vuosina, mikä selittää parantuneet saaliit. Vuosina 2002 ja 2003 tehopyynnin saalistavoitteet (250 tn/a) ylitettiin, mutta se ei täysin riittänyt korvaamaan ensimmäisen vuoden tilannetta. Kalasto voi tehostuneella lisääntymisellä ja nopeutuneella kasvulla kompensoida varsin tehokkaankin kalastuksen aiheuttamaa kannan heikentymistä (Tyler & Calluggi 1980). Tämän vuoksi tehokalastuksen tavoitteiden kannalta on parempi saada lyhyessä ajassa mahdollisimman paljon kalaa, kuin saada sama saalis pitemmällä ajalla. Edellisen Lappajärvellä vuosina 1996–1999 toteutetun tehokalastushankkeen tulokset jäivät lyhytaikaisiksi luultavasti osittain kalakantojen em. kompensaatiosyvyydestä johtuen.

Vaikka saalistavoitetta ei täysin saavutettu, oli hankkeella kuitenkin toivottuja vaikutuksia Lappajärven ammattikalastukseen. Ammattikalastajien muusta kuin tehokalastuksesta saama kaupallinen vuosisaalis pienentyi 1990-luvulla pääosin vuosikymmenen alun muikkukadon seurauksena noin 100 tonnista reiluun 20 tonniin vajaassa kymmenessä vuodessa (Raitaniemi ym. 1995, Nissén ym. 2000, Tuhkanen & Huovinen 2002). Ammattikalastus hiipui edelleen 2000-luvun vaihteessa, vaikka muikkukato oli ohitettu ja kanta oli runsastunut jopa tavanomaisia huippuvuosia tiheämmäksi. Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen myötä ammattikalastus kuitenkin elpyi ja kaupallinen saalis nousi reilusti yli 100 tonniin vuonna 2004.

Ammattikalastajien vuotuinen muikkusaalis kasvoi hankkeen aikana noin 8-kertaiseksi ja myös kuha- ja siikasaaliit moninkertaistuivat. Lappajärven muikkukanta kestää hyvin tehostuneen pyynnin, sillä verkkokohtaiset yksikkösaaliit ovat runsastuneista saaliista huolimatta pysyneet varsin korkeina. Myöskään Säskylän Pyhäjärvellä tehokas pyynti ei ole vaarantanut muikkukantaa, vaan osaltaan mahdollistanut kannan suuren tuotannon (Sarvala ym. 1998). Ilman tehokasta pyyntiä lyhytikäisen muikun tuotanto jää hyödyntämättä. Lappajärven siikakanta vaikuttaa heikentyneen verkkokoekalastusten yksikkösaaliiden perusteella (ks. luku 5). Siikasaaliit kasvoivat huomattavasti vuodesta 2001 vuoteen 2004 siikaistutusten pysyttyä kuitenkin jokseenkin samal-

la tasolla, joten on ilmeistä, että tehokas pyynti lisää siian kalastuskuolevuutta ja laskee kannan kokoa.

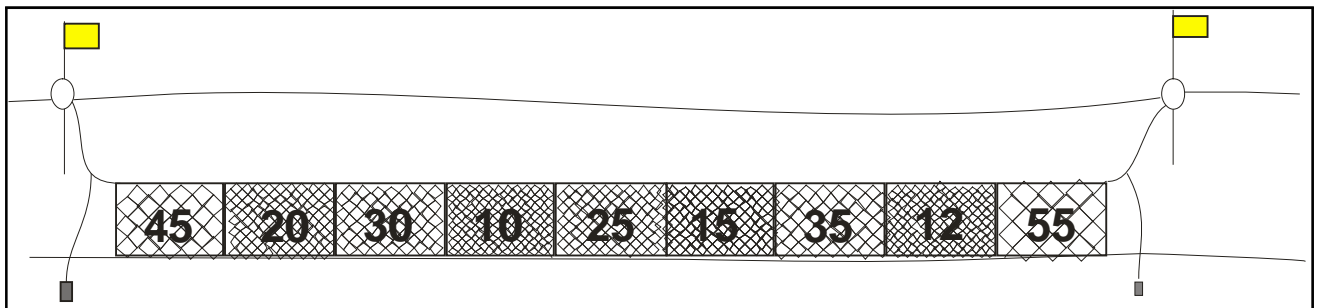
Vaikka kuhakanta vaikuttaa kestäneen tehostuneen pyynnin, olisi kuhasaaliita mahdollista huomattavasti kasvattaa pyyntikokoa suurentamalla, jolloin nopeakasvuinen ja pitkäikäisen lajin tuotanto saadaan hyödynnettyä paremmin (ks. Wysujack ym. 2002). Kuten kuhallakin, myös taimenkannan tuottoa on mahdollista lisätä viivästäällä pyyntiä eli kasvattamalla pyyntikokoa. Pyynnissä käytettävien verkkojen solmuvälin suurentamisella olisi Lappajärvellä todennäköisesti merkittävä kuha- ja taimenkantojen tuottoa ja istutusten kannattavuutta lisäävä vaikutus. Kuhan pyyntikoon kasvattamista Lappajärvellä ovat aiemmin suosittelleet mm. Karma (1959) ja Raitaniemi ym. (1995). Kuhakannan voimistuminen voi myös ehkäistä muikun kanssa elintilasta kilpaillevien kalojen, kuten kuoreen, särjen ja pienikokoisen ahvenen, liiallista runsastumista. Kuhakanta voi olla merkittävä kuorekannan säätelijä; esimerkiksi Pohjois-Amerikassa kalastusrajoitusten seurauksena voimistuneen valkosilmäkuhakannan (*Sander vitreus*) havaittiin heikentäneen amerikankuorekanta (*Osmerus mordax*) saalistuksellaan, minkä seurauksena amerikanmuikkukanta (*Coregonus artedii*) runsastui (Krueger & Hrabik 2005). Siika sen sijaan kasvaa Lappajärvessä melko hitaasti viidennen ikävuoden jälkeen (ks. Nissén ym. 2000), ja kasvun mahdollinen edelleen hidastuminen esim. runsastuneen muikkukannan kanssa käytävän ravintokilpailun vuoksi (ks. Raitaniemi ym. 1995, 1999) voi aiheuttaa sen, että siiat rekrytoituvat hyvin hitaasti suuren silmäkoon verkoilla tapahtuvaan pyyntiin. Istutusten tuotto voi muodostua alhaiseksi, mikäli istukkaat kuolevat luonnollisista syistä johtuen ennen verkkopyyntiin rekrytoitumista. Siikojen kasvu voi puolestaan nopeutua, luonnollinen kuolevuus vähentyä ja saaliiksi saatavien osuus kasvaa tehokkaan kalastuksen ansiosta (Salojärvi 1992a, 1992b). Siian pyynti on siten siikaistutusten hyödyntämisen kannalta järkevämpää pienemmän solmuvälin verkoilla kuin kuhan ja taimenen pyynti. Siian, kuhan ja taimenen pyynnin yhteensovittamista Lappajärvellä ovat pohtineet Raitaniemi ym. (1995). Lahden Vesijärven kuhakannan suurimman tuoton Lappalainen ym. (2005) arvioivat saavutettavan lämpötilaltaan tavanomaisten kesien vallitessa 70 mm verkoilla pyydetessä.

5 Kalaston muutokset

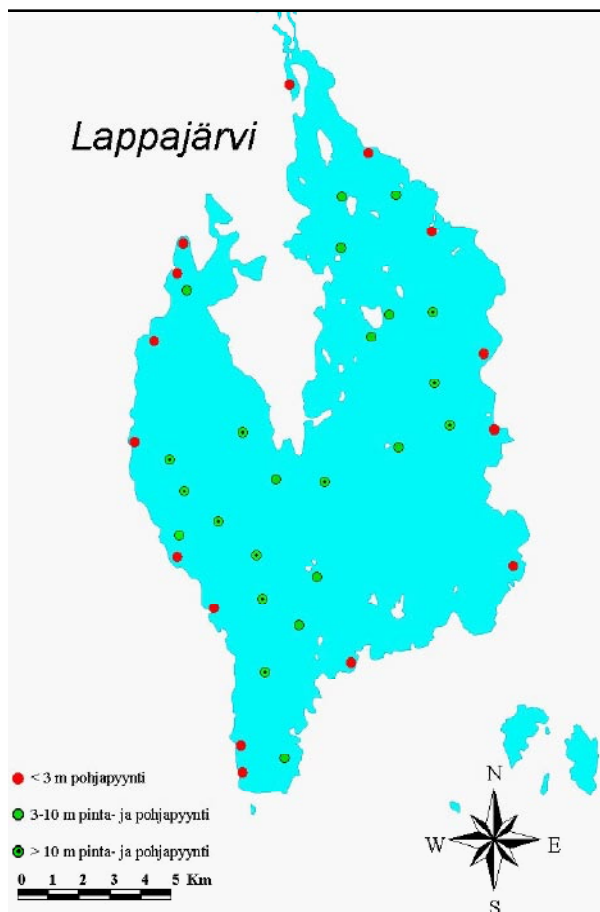
5.1 Aineisto ja menetelmät

Lappajärven kalaston rakennetta ja runsautta tarkkailtiin vuosina 2001–2006 koverkkokalastuksin. Pyyntivälineenä käytettiin yleiskatsausverkkoja, joiden pituus on 30 m (yläpaula 27 m ja alapaula 33 m) ja korkeus 1,5 m. Yleiskatsausverkko koostuu yhdeksästä samankokoisesta eri harvuisesta hapaasta, joiden solmuvälit ovat 10, 12, 15, 20, 25, 30, 35, 45 ja 55 mm. Eri solmuvälin hapaat ovat verkossa satunnaisessa järjestyksessä (kuva 5-1).

Koekalastukset tehtiin heinä-elokuun vaihteessa. Vuosittainen pyyntiponnistus oli 61 verkkovuorokautta (taulukko 5-1). Koverkot laskettiin iltapäivällä ja koettiin seuraavana aamupäivänä, jolloin keskimääräinen pyyntiaika oli noin 18 tuntia. Lappajärvi jaettiin kolmeen eri syvyysvyöhykkeeseen, jotka olivat rantavyöhyke (syvyys 0–3 m) ja kaksi ulappavyöhykettä (3–10 m ja yli 10 m). Rantavyöhykkeellä verkot olivat pohjapyyntissä ja ulappavyöhykkeillä puolet verkoista oli pinta- ja puolet pohjapyyntissä. Koekalastuspaikat arvottiin käyttämällä ositettua satunnaisotantaa (Krebs 1989), ja ne olivat samat kaikkina koekalastusvuosina (kuva 5-2).



Kuva 5-1. Yleiskatsausverkon rakenne.



Kuva 5-2. Lappajärven koekalastuspaikat.

Taulukko 5-1. Lappajärven verkkokalastusten vuosittaiset pyyntiponnistukset pyyntivyöhykkeittäin.

Vyöhyke	Koeverkkovuorokausia
< 3 m	15
3–10 m pintapyynti	12
3–10 m pohjapyynti	12
> 10 m pintapyynti	11
> 10 m pohjapyynti	11
Yhteensä	61

Saaliskalat punnittiin 1 g:n ja mitattiin 1 mm:n tarkkuudella. Massamääräisistä saaliista laskettiin eri kalaheimojen %-osuudet ja kalaston tasapainoa kuvaava Swinglen (1950) F/C-suhde (F = saaliskalojen massa, C = petokalojen massa). Petokaloiksi luokiteltiin hauki, kuha, taimen ja yli 50 g ahvenet, muut kalat luettiin saaliskaloiksi. Swinglen (1950) mukaan arvot 3–6 kuvaavat tasapainoista peto-saalissuhdetta, alle 3 liian petokalavaltaista ja yli 6 liian saalikalavaltaista tilannetta. Kalaston runsauden muutoksia arvioitiin yksikkösaaliiden muutosten avulla. Kalaston runsautta eri pyyntivyöhykkeillä kuvaavat massa- (YPUE, g/verkko/vrk) ja kappalemääräisten yksikkösaaliiden (CPUE, kpl/verkko/vrk) keskiarvot laskettiin kaavalla:

$$YPUE_i \text{ tai } CPUE_i = \frac{Y_i \text{ (YPUE) tai } C_i \text{ (CPUE)}}{f_i}$$

jossa Y_i on pyyntivyöhykkeen i massamääräinen ja C_i kappalemääräinen saalis ja f_i pyyntiponnistus (verkkovuorokausia).

Pyyntivyöhykekohtaisten yksikkösaaliiden keskiarvojen keskivirheet (s.e.) laskettiin kaavalla:

$$s.e. = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

jossa s on otoksesta laskettu keskihajonta ja n otoskoko. Keskiarvon keskivirhe kuvaa mille välille seuraavan samasta havaintoyksikköjen (tässä verkko-kohtainen yksikkösaalis) joukosta otettavan otoksen otoskeskiarvo noin 68 % todennäköisyydellä osuisi.

Koko järven kalaston runsautta kuvaavat yksikkösaaliit (\bar{x}_w) laskettiin painottamalla eri pyyntivyöhykkeiden yksikkösaaliit (x_i) niiden pinta-alaosuusien (w_i ; taulukko 5-2) mukaan kaavalla:

$$\bar{x}_w = (\bar{x}_1 \times w_1) + (\bar{x}_2 \times w_2) + (\bar{x}_3 \times w_3)$$

Taulukko 5-2. Lappajärven pinta-ala syvyyssyöhykkeittäin sekä vyöhykkeiden pinta-alaosuudet (w).

Syvyyssyöhyke	Pinta-ala (km ²)	w
0–3 m	33,7	0,23
3–10 m	81,4	0,56
>10 m	30,3	0,21
koko järvi	145,4	1,00

Pinta-alapainotettujen yksikkösaaliiden keskiarvojen keskivirheet (s.e.) laskettiin kaavalla:

$$s.e. = \sqrt{\frac{w_1^2 \times s_1^2}{n_1} + \frac{w_2^2 \times s_2^2}{n_2} + \frac{w_3^2 \times s_3^2}{n_3}}$$

jossa w_i on syvyyssyöhykkeen i painokerroin eli pinta-alaosuus, s_i^2 otosvarianssi ja n_i otoskoko.

Koeverkkokalastustenyksikkösaaliissa esiintyneiden vuosien välisten erojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin ei-parametrisellä Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä (kts. Ranta ym. 1991), jossa käsittelyinä olivat koekalastusvuodet ja lohkoina pyyntipaikat. Analyysit tehtiin SPSS 15.0 -ohjelmalla kokonais- ja lajikohtaisille yksikkösaaliille sekä koko järveä koskien että pyyntivyöhykkeittäin. Tilastollisessa analysoinnissa käytettiin ei-parametristä testiä, koska parametrinen varianssianalyysin vaatimat oletukset jakaumien normaalisuudesta ja varianssien yhtä suuruudesta eivät toteutuneet. Oletukset eivät täyttyneet Kurkilahden ja Ruuhijärven (1996) suositteleman logaritmi-muunnoksen jälkeenkään. Ei-parametristen testien voimakkuus eli kyky havaita ryhmien välisiä eroja tutkittavan muuttujan suhteen on heikompi kuin parametrillä testeillä.

Mikäli Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä yksikkösaaliissa havaittiin esiintyvän tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja alle 10 % riskitasolla, tehtiin pareittaiset vuosien väliset vertailut Tukeyn testin mukaisella mittatikkumenetelmällä (kts. Ranta ym. 1991). Mittatikkumenetelmässä tarvittavat vuosittaiset eri pyyntipaikkojen yksikkösaaliiden suuruusjärjestyslukujen summat saatiin kertomalla Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulostamat vuosittaiset keskimääräiset järjestysluvat lohkojen eli pyyntipaikkojen lukumäärällä. Kahden vuoden yksikkösaaliiden ero oli tilastollisesti mer-

kitsevä alle 10, 5, 1 tai 0,1 % riskitasolla, mikäli eri pyyntipaikkojen yksikkösaaliiden suuruusjärjestyslukujen vuosittaisten summien erotus oli suurempi kuin tarkasteltavan riskitason mittatikun pituus, joka laskettiin kaavalla:

$$\text{mittatikun pituus} = Q_{\alpha(k,\infty)} \sqrt{\frac{nk(k+1)}{12}}$$

jossa $Q_{\alpha(k,\infty)}$ on studentized range -jakauman fraktiili riskitasolla α , käsittelyjen lukumäärällä k (6 vuotta) ja virhetermin vapausasteluvulla ∞ sekä n kunkin käsittelyn lohkojen eli pyyntipaikkojen lukumäärä. Studentized range -jakauman fraktiilit saatiin Harterilta (1960). Mittatikun pituudet eri riskitasoilla ja pyyntivyöhykkeillä on esitetty taulukossa 5-3.

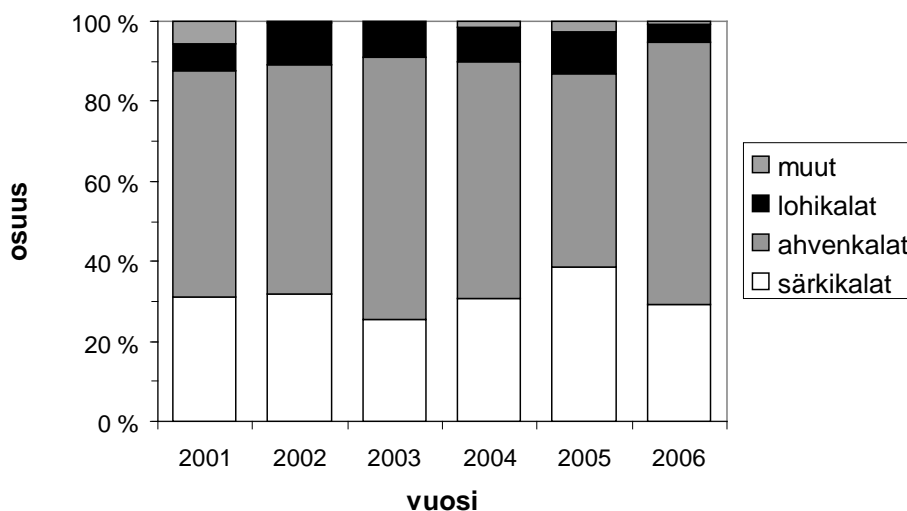
Taulukko 5-3. Pareittaisissa vertailuissa käytetyn mittatikun pituudet eri riskitasoilla (α) ja pyyntivyöhykkeillä.

α	Vyöhyke			
	koko järvi	<3 m	3-10 m (pohja ja pinta)	>10 m (pohja ja pinta)
$p < 0,10$	53,5	26,5	23,7	22,7
$p < 0,05$	58,9	29,2	26,1	25,0
$p < 0,01$	69,5	34,5	30,8	29,5
$p < 0,001$	82,1	40,7	36,4	34,9

5.2 Tulokset

5.2.1 Saaliit

Ahvenkalat (*Percidae*) muodostivat valtaosan Lappajärven koekalastussaaliin massasta kaikkina koe-



Kuva 5-3. Koeverkkoalastussaaliin (g) jakautuminen kalaheimoittain vuosina 2001–2006.

kalastusvuosina 2001–2006 niiden osuuden vaihdeltua välillä 48–66 % (kuva 5-3). Suurimmillaan ahvenkalojen osuus saaliista oli vuosina 2003 ja 2006. Särkikalojen (*Cyprinidae*) osuus oli kaikkiaan noin kolmannes (26–39 %). Särkikalojen osuus oli hieman keskimääräistä pienempi vuonna 2003 ja suurempi vuonna 2005. Lohikalojen (*Salmonidae*) osuus kokonaissaaliista vaihteli välillä 5–11 % ja oli suurimmillaan vuosina 2002 ja 2005. Saaliissa vähäisissä määrin esiintyneitä ja muihin kuin em. kalaheimoihin kuuluneita kalalajeja olivat kuore ja hauki.

Vuosien 2001–2006 koekalastusten kokonaissaalis oli noin 502 kg ja 14223 yksilöä (taulukko 5-4). Koekalastuksissa saatiin 11 eri kalalajia, joista massamääräisesti runsaimmat olivat ahven ja särki, yksilömääräisesti lisäksi kiiski. Ahven muodosti noin puolet sekä massa- että kappalemääräisestä saaliista. Haukia ei saatu lainkaan vuosina 2002 ja 2003 eikä kuoreita vuonna 2003. Taimenia saatiin ainoastaan yksi kappale vuonna 2003. F/C-suhteen perusteella petokalojen osuus kalastosta oli suurimmillaan vuosina 2003 ja 2006, mihin vaikutti erityisesti suurten ahventen ja vuonna 2006 lisäksi kuhien runsaus. Saaliskalojen osuus oli puolestaan suurimmillaan hankkeen alussa, erityisesti vuonna 2002, jolloin muiden saaliskalojen kuin kuoreen ja salakan saaliit olivat kohtalaisen suuret.

Taulukko 5-4. Koeverkkoalastusten saaliit sekä massamääräisistä saaliista lasketut saalis- ja petokalojen runsaussuhdetta kuvaavat Swingle'n (1950) F/C-suhteet vuosina 2001–2006 Lappajärvellä.

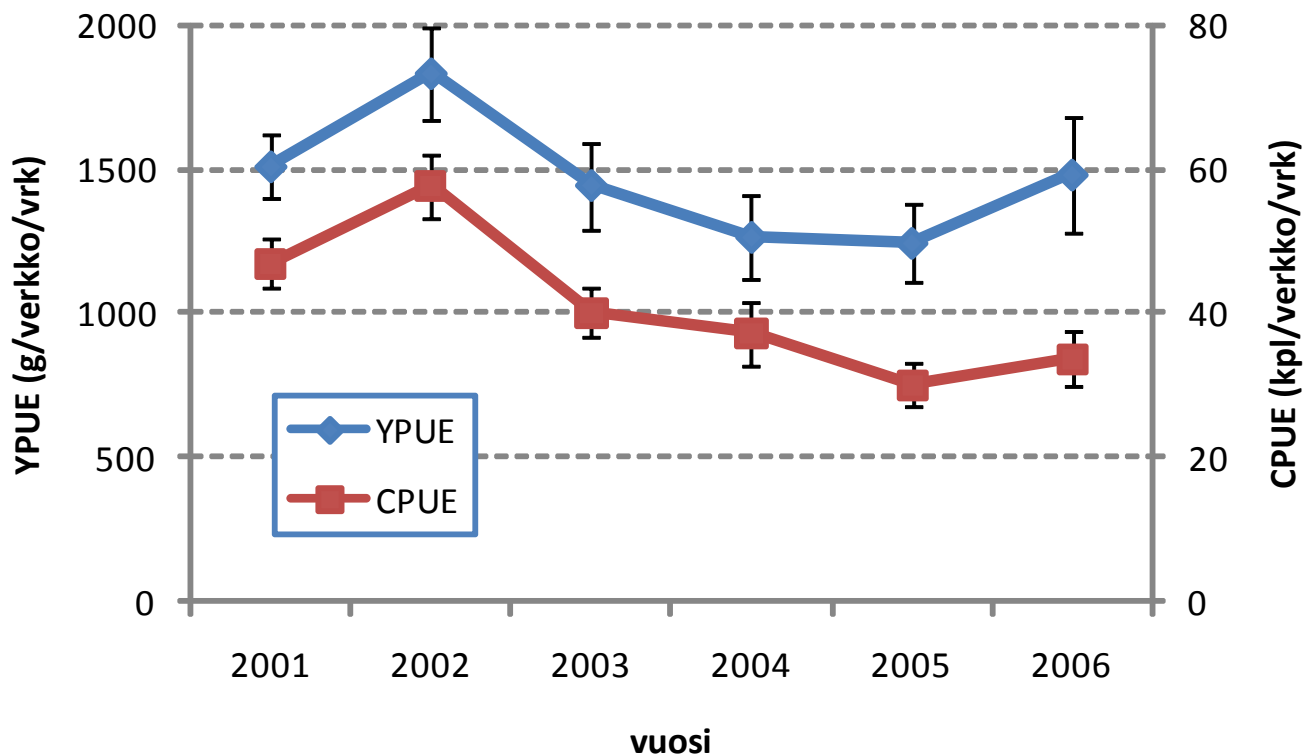
Vuosi		Laji											summa	F/C
		ahven	hauki	kiiski	kuha	kuore	lahna	muikku	salakka	siika	särki	taimen		
2001	g	40588	1639	6683	3137	3228	1400	3258	2603	2744	23675	-	88955	3,6
	%	45,6	1,8	7,5	3,5	3,6	1,6	3,7	2,9	3,1	26,6	-		
	kpl	1231	4	622	18	321	8	88	115	24	349	-	2780	
	%	44,3	0,1	22,4	0,6	11,5	0,3	3,2	4,1	0,9	12,6	-		
2002	g	48402	-	7623	4220	322	5271	7198	2249	3875	25899	-	105059	6,4
	%	46,1	-	7,3	4,0	0,3	5,0	6,9	2,1	3,7	24,7	-		
	kpl	2028	-	665	20	31	15	158	79	20	309	-	3325	
	%	61,0	-	20,0	0,6	0,9	0,5	4,8	2,4	0,6	9,3	-		
2003	g	52027	-	2759	1211	-	2774	3459	2946	2744	16114	1379	85413	2,1
	%	60,9	-	3,2	1,4	-	3,2	4,0	3,4	3,2	18,9	1,6		
	kpl	1461	-	431	18	-	7	49	168	14	226	1	2376	
	%	61,5	-	18,1	0,8	-	0,3	2,1	7,1	0,6	9,5	0,0		
2004	g	36354	1129	2955	3254	26	2727	3754	2886	2536	16730	-	72351	3,1
	%	50,2	1,6	4,1	4,5	0,0	3,8	5,2	4,0	3,5	23,1	-		
	kpl	1109	1	461	24	4	6	80	165	14	285	-	2149	
	%	51,6	0,0	21,5	1,1	0,2	0,3	3,7	7,7	0,7	13,3	-		
2005	g	28543	1784	2164	3296	171	614	6148	2969	1110	23598	-	70397	2,9
	%	40,5	2,5	3,1	4,7	0,2	0,9	8,7	4,2	1,6	33,5	-		
	kpl	721	2	290	24	18	8	141	141	8	385	-	1738	
	%	41,5	0,1	16,7	1,4	1,0	0,5	8,1	8,1	0,5	22,2	-		
2006	g	41030	290	2730	8880	168	1197	2776	3290	920	18969	-	80250	1,1
	%	51,1	0,4	3,4	11,1	0,2	1,5	3,5	4,1	1,1	23,6	-		
	kpl	948	1	278	59	16	14	85	166	8	280	-	1855	
	%	51,1	0,1	15,0	3,2	0,9	0,8	4,6	8,9	0,4	15,1	-		
kaikki	g	246944	4842	24914	23998	3915	13983	26593	16943	13929	124985	1379	502425	2,7
	%	49,2	1,0	5,0	4,8	0,8	2,8	5,3	3,4	2,8	24,9	0,3		
	kpl	7498	8	2747	163	390	58	601	834	88	1834	1	14223	
	%	52,7	0,1	19,3	1,1	2,7	0,4	4,2	5,9	0,6	12,9	0,0		

5.2.2 Yksikkösaaliit

Koko järvi

Lappajärven koko kalaston runsautta kuvaavat kokonaisyksikkösaaliit kasvoivat ensimmäisen tehokaslastusvuoden jälkeen, mutta kääntyivät sen jälkeen laskuun (kuva 5-4). Kokonaisyksikkösaaliit olivat suurimmat vuonna 2002 ja pienimmät vuonna 2005. Massamääräinen kokonaisyksikkösaalis pienentyi vuosien 2001 ja 2005 välillä noin 18 %, kappalemääräinen 36 %. Vuosien 2002 ja 2005 välillä lasku oli vastaavasti 32 % ja 48 %. Massamääräinen kokonaisyksikkösaalis kasvoi vuonna 2006 takaisin vuoden 2001 tasolle kappalemääräisen kokonaisyksikkösaaliin pysyttyä kuitenkin edelleen melko alhaisena. Vuosien väliset erot olivat sekä kappale- (Friedman: $n=61$, $\chi^2=38,302$, $df=5$, $p<0,001$) että massamääräisissä kokonaisyksikkösaaliissa (Friedman: $n=61$, $\chi^2=26,776$, $df=5$, $p<0,001$) tilastollisesti erittäin merkitseviä.

Vuoden 2002 kokonaisyksikkösaaliit olivat alle 5 % riskitasolla tilastollisesti merkitsevästi muiden vuosien kokonaisyksikkösaaliita suuremmat vuotta 2001 lukuun ottamatta (taulukko 5-5). Lisäksi vuoden 2001 osalta massamääräinen kokonaisyksikkösaalis oli tilastollisesti merkitsevästi vuoden 2005 vastaava suurempi ja kappalemääräinen kokonaisyksikkösaalis vuosien 2005 ja 2006 vastaavia suurempi.



Kuva 5-4. Verkkokoekalastusten pinta-alapainotettujen kokonaisyksikkösaaliiden (g ja kpl/verkkovrk) keskiarvot (\pm s.e.).

Taulukko 5-5. Kokonaisyksikkösaaliiden (YPUE, g/verkkovrk, ja CPUE, kpl/verkkovrk) pareittaisten vertailujen tulokset: vuosittain järjestyslukumien erotusten itseisarvot ($>$ ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

parametri	vuosi	2002	2003	2004	2005	2006
YPUE	2001	21,0	40,5	48,5	*65,5	52,5
	2002		*61,5	*69,5	***86,5	**73,5
	2003			8,0	25,0	12,0
	2004				17,0	4,0
	2005					13,0
CPUE	2001	30,5	40,0	49,5	*66,0	**73,0
	2002		**70,5	**80,0	***96,5	***103,5
	2003			9,5	26,0	33,0
	2004				16,5	23,5
	2005					7,0

Ahven oli kaikkina koekalastusvuosina Lappajärven runsain kalalaji sekä massa- että kappalemääräisten yksikkösaaliiden perusteella (taulukot 5-6 ja 5-7). Särki oli seuraavaksi runsain laji massamääräisten sekä kiiski ja särki kappalemääräisten yksikkösaaliiden perusteella. Valtaosalla saalislajeista suurimmat yksikkösaaliit saatiin vuonna 2002.

Alle 5 % riskitasolla tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja koko järven yksikkösaaliita kokonaisuutena tarkasteltaessa havaittiin kaikkien muiden saalislajien, paitsi hauen, lahnan, salakan ja taime- nen, yksikkösaaliissa (taulukko 5-8). Lisäksi salakan kappalemääräisessä yksikkösaaliissa havaittiin tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja alle 10 % riskitasolla. Kuoreella ja muikulla sekä massa- että kappalemääräisten yksikkösaaliiden vuosien väliset erot olivat tilastollisesti merkitseviä alle 0,1 % riskitasolla.

Taulukko 5-6. Verkkokoekalastusten eri saalislajien massamääraisten pinta-alapainotettujen yksikkösaaliiden (YPUE, g/verkko/vrk) keskiarvot (k.a.) ja niiden keskivirheet (s.e.) Lappajärvellä vuosina 2001–2006.

Laji	Vuosi													
	2001		2002		2003		2004		2005		2006		kaikki	
	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.
ahven	739	72	897	111	925	141	678	112	533	96	828	158	767	49
hauki	25	25	-	0	-	0	17	17	27	21	7	7	13	6
kiiski	92	20	104	19	45	8	43	7	32	6	44	8	60	5
kuha	43	16	74	23	22	8	54	17	69	25	160	57	70	12
kuore	44	11	3	1	-	0	<1	<1	2	1	2	1	9	2
lahna	21	8	82	40	43	21	42	42	13	10	22	11	37	11
muikku	45	13	98	18	43	15	54	17	78	19	39	11	59	6
salakka	52	14	49	18	55	14	47	10	54	14	53	13	52	6
siika	54	16	70	20	45	15	42	16	22	9	11	6	41	6
särki	392	51	455	52	254	32	288	44	413	60	312	48	352	20
taimen	-	0	-	0	13	13	-	0	-	0	-	0	2	2
yhteensä	1509	112	1831	158	1444	151	1264	144	1244	134	1477	199	1462	62

Taulukko 5-7. Verkkokoekalastusten eri saalislajien kappalemääraisten pinta-alapainotettujen yksikkösaaliiden (CPUE, kpl/verkko/vrk) keskiarvot (k.a.) ja niiden keskivirheet (s.e.) Lappajärvellä vuosina 2001–2006.

Laji	Vuosi													
	2001		2002		2003		2004		2005		2006		kaikki	
	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.	k.a.	s.e.
ahven	22,6	2,3	37,0	4,0	25,1	3,3	20,1	3,5	13,1	1,9	18,6	3,0	22,8	1,3
hauki	0,1	0,1	-	0,0	-	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
kiiski	9,8	1,7	10,0	1,8	7,1	1,2	7,1	1,2	4,7	0,8	4,7	0,9	7,2	0,5
kuha	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	0,1	0,5	0,1	0,5	0,1	1,1	0,3	0,5	0,1
kuore	4,4	1,1	0,3	0,1	-	0,0	<0,1	<0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,8	0,2
lahna	0,1	<0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	<0,1
muikku	1,1	0,3	2,1	0,4	0,6	0,2	1,2	0,4	1,7	0,4	1,2	0,4	1,3	0,1
salakka	2,3	0,6	1,7	0,7	3,2	0,9	2,7	0,7	2,6	0,7	2,7	0,7	2,5	0,3
siika	0,5	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	0,3	<0,1
särki	6,0	0,8	5,5	0,6	3,6	0,8	5,3	1,5	7,1	1,8	4,8	0,7	5,4	0,5
taimen	-	0,0	-	0,0	<0,1	<0,1	-	0,0	-	0,0	-	0,0	<0,1	<0,1
yhteensä	47,0	3,4	57,7	4,4	40,2	3,5	37,3	4,4	30,2	3,0	33,7	3,9	41,0	1,6

Taulukko 5-8. Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä tehtyjen eri saalislajien yksikkösaaliiden (YPUE, g/verkko/vrk, ja CPUE, kpl/verkko/vrk) vuosien 2001–2006 välisten erojen analyysien tulokset: lohkojen lukumäärät (n), testisuureet (χ^2), vapausasteet (df) ja tilastolliset merkitsevyydet (\circ tilastollisesti merkitseviä eroja alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

Laji	YPUE				CPUE			
	n	χ^2	df	p	n	χ^2	df	p
ahven	61	20,355	5	**0,001	61	41,747	5	***<0,001
hauki	61	3,400	5	0,639	61	3,400	5	0,639
kiiski	61	28,732	5	***<0,001	61	20,895	5	**0,001
kuha	61	12,693	5	*0,026	61	19,059	5	**0,002
kuore	61	96,608	5	***<0,001	61	95,877	5	***<0,001
lahna	61	7,253	5	0,203	61	7,946	5	0,159
muikku	61	35,906	5	***<0,001	61	36,216	5	***<0,001
salakka	61	7,394	5	0,193	61	9,973	5	\circ 0,076
siika	61	12,148	5	*0,033	61	12,059	5	*0,034
särki	61	19,135	5	**0,002	61	11,930	5	*0,036
taimen	61	5,000	5	0,416	61	5,000	5	0,416

Ahvenen, kiisken, muikun ja särjen yksikkösaaliiden osalta muista vuosista erottui lähinnä vuosi 2002, jolloin yksikkösaaliit olivat osittain alle 5 % riskitasolla tilastollisesti merkitsevästi muiden vuosien yksikkösaaliita suuremmat (taulukko 5-9). Kuoreen osalta puolestaan vuoden 2001 yksikkösaaliit olivat tilastollisesti merkitsevästi kaikkien muiden vuosien

yksikkösaaliita suuremmat. Kuhan, salakan ja siian yksikkösaaliissa ei mittatikkumenetelmällä tehdyissä koko järven yksikkösaaliita koskeneissa pareittaisissa vertailuissa havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin mukaan niitä esiintyi.

Taulukko 5-9. Eri saalislajien massa- (YPUE, g/verkko/vrk) ja kappalemääriäisten yksikkösaaliiden (CPUE, kpl/verkko/vrk) pareittaisten vertailujen tulokset: vuosittaisten järjestyslukusummien erotusten itseisarvot (o ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

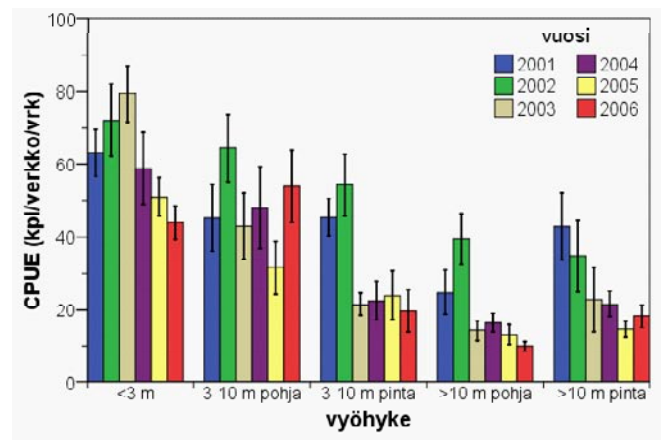
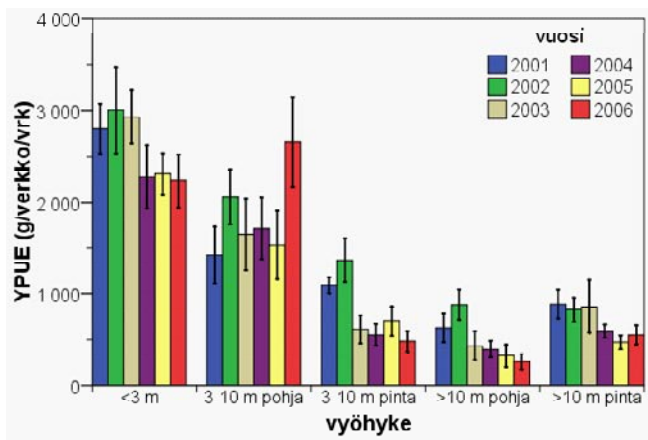
Laji	Vuosi	YPUE					CPUE				
		2002	2003	2004	2005	2006	2002	2003	2004	2005	2006
ahven	2001	26,5	3,5	29,0	o 54,0	24,0	49,5	6,0	35,0	*67,5	28,0
	2002		30,0	o 55,5	**80,5	50,5		o 55,5	***84,5	***117,0	**77,5
	2003			25,5	50,5	20,5			29,0	*61,5	22,0
	2004				25,0	5,0				32,5	7,0
	2005					30,0					39,5
kiiski	2001	9,0	37,0	43,0	o 58,0	o 57,0	11,0	10,5	14,5	35,0	o 56,0
	2002		46,0	52,0	*67,0	*66,0		21,5	25,5	46,0	*67,0
	2003			6,0	21,0	20,0			4,0	24,5	45,5
	2004				15,0	14,0				20,5	41,5
	2005					1,0					21,0
kuha	2001	7,5	4,0	6,0	10,5	40,0	1,0	1,0	9,0	9,0	47,0
	2002		11,5	1,5	3,0	32,5		0,0	10,0	10,0	48,0
	2003			10,0	14,5	44,0			10,0	10,0	48,0
	2004				4,5	34,0				0,0	38,0
	2005					29,5					38,0
kuore	2001	*59,5	***101,0	***96,5	**76,0	***87,0	*59,5	***101,0	***95,0	**77,5	***87,0
	2002		41,5	37,0	16,5	27,5		41,5	35,5	18,0	27,5
	2003			4,5	25,0	14,0			6,0	23,5	14,0
	2004				20,5	9,5				17,5	8,0
	2005					11,0					9,5
muikku	2001	73,5	8,5	11,5	40,5	12,0	*67,0	20,0	4,5	32,0	18,5
	2002		**82,0	*62,0	33,0	*61,5		***87,0	*62,5	35,0	48,5
	2003			20,0	49,0	20,5			24,5	52,0	38,5
	2004				29,0	0,5				27,5	14,0
	2005					28,5					13,5
salakka	2001						15,0	18,5	22,5	19,0	27,0
	2002							33,5	37,5	34,0	42,0
	2003								4,0	0,5	8,5
	2004									3,5	4,5
	2005										8,0
siika	2001	5,5	16,0	10,0	28,0	29,5	5,0	14,5	11,5	28,5	28,5
	2002		21,5	15,5	33,5	35,0		19,5	16,5	33,5	33,5
	2003			6,0	12,0	13,5			3,0	14,0	14,0
	2004				18,0	19,5				17,0	17,0
	2005					1,5					0,0
särki	2001	44,5	21,5	7,0	2,0	24,0	28,5	28,0	1,5	10,5	12,5
	2002		*66,0	51,5	42,5	*68,5		o 56,5	30,0	18,0	41,0
	2003			14,5	23,5	2,5			26,5	38,5	15,5
	2004				9,0	17,0				12,0	11,0
	2005					26,0					23,0

Eri pyyntivyöhykkeet

Runsaimmat kokonaisyksikkösaaliit saatiin yleensä alle 3 metriä syvältä rantavyöhykkeeltä (kuva 5-5). Etenkin massamääräinen kokonaisyksikkösaalis pienentyi huomattavasti siirryttäessä syvemmillä vesialueille. 3–10 metriä syvillä alueilla pohjapyyntneissä saatiin yleensä pintapyyntejä runsaampi saalis, kun taas yli 10 metriä syvillä alueilla tilanne oli päinvastainen.

Eri pyyntivyöhykkeistä vuosien välisiä eroja havaittiin etenkin 3–10 m syvän alueen pintapyyntien ja

yli 10 m syvän alueen pohjapyyntien kokonaisyksikkösaaliissa (taulukko 5-10). Niissä kokonaisyksikkösaaliiden vuosien väliset erot olivat massamääräisten kokonaisyksikkösaaliiden osalta tilastollisesti merkitseviä alle 1 % ja kappalemääräisten alle 0,1 % riskitasolla. Lisäksi tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja esiintyi alle 3 m syvän rantavyöhykkeen kappalemääräisessä kokonaisyksikkösaaliissa alle 5 % riskitasolla. 3–10 m syvän alueen pohja- ja yli 10 m syvän alueen pintapyyntien kokonaisyksikkösaaliissa ei sen sijaan havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja.



Kuva 5-5. Verkkokoekalastusten massa- (YPUE) ja kappalemääräisten kokonaisyksikkösaaliiden (CPUE) keskiarvot (\pm s.e.) pyyntivyöhykkeittäin Lappajärvellä vuosina 2001–2006.

Taulukko 5-10. Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä tehtyjen eri pyyntivyöhykkeiden kokonaisyksikkösaaliiden (YPUE, g/verkkovrk, ja CPUE, kpl/verkkovrk) vuosien 2001–2006 välisten erojen analyysin tulokset: lohkojen lukumäärät (n), testisuureet (χ^2), vapausasteet (df) ja tilastolliset merkitsevyydet (\circ tilastollisesti merkitseviä eroja alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

vyöhyke	YPUE				CPUE			
	n	χ^2	df	p	n	χ^2	df	p
<3 m	15	7,038	5	0,218	15	13,927	5	*0,016
3-10 m pohja	12	5,597	5	0,347	12	7,048	5	0,217
3-10 m pinta	12	20,762	5	**0,001	12	22,704	5	***<0,001
>10 m pohja	11	20,506	5	**0,001	11	23,238	5	***<0,001
>10 m pinta	11	2,429	5	0,787	11	8,521	5	0,130

Alle 3 m syvän rantavyöhykkeen kappalemääräinen kokonaisyksikkösaalis vuonna 2003 oli alle 5 % riskitasolla tilastollisesti merkitsevästi vuoden 2006 ja alle 10 % riskitasolla vuoden 2005 vastaavaa suurempi (taulukko 5-11). 3–10 m syvyysvyöhykkeellä vuosina 2001 ja 2002 tehtyjen pintapyyntien kokonaisyksikkösaaliit olivat pääosin tilastollisesti merkitsevästi, vuotta 2005 lukuun ottamatta, suuremmat kuin muiden vuosien vastaavat. Yli 10 m syvyysvyöhykkeellä vuonna 2002 tehtyjen pohjapyyntien kokonaisyksikkösaaliit olivat pääosin tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin muiden vuosien vastaavat.

Eri saalislajeista alle 10 % riskitasolla tilastollisesti merkitseviä pyyntivyöhykekohtaisia vuosien välisiä

eroja havaittiin kaikkien muiden lajien kuin hau-en, lahnan ja taimenen yksikkösaaliissa (taulukko 5-12). Alle 3 m syvällä rantavyöhykkeellä tehdyissä pyynneissä tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin ahvenen, kiisken ja särjen yksikkösaaliissa. 3–10 m syvällä alueella tehdyissä pohjapyyntien eroja havaittiin kiisken, kuhan, kuoreen ja muikun yksikkösaaliissa ja pintapyyntien ahvenen, kuoreen, muikun ja särjen yksikkösaaliissa. Yli 10 m syvällä alueella tehdyissä pohjapyyntien eroja havaittiin ahvenen, kiisken, kuoreen, muikun ja siian yksikkösaaliissa ja pintapyyntien ahvenen, kuoreen, muikun, salakan ja särjen yksikkösaaliissa.

Taulukko 5-11. Kokonaisyksikkösaaliiden (YPUE, g/verkko/vrk, ja CPUE, kpl/verkko/vrk) pareittaisten vertailujen tulokset pyyntivyöhykkeittäin: vuosittaisten järjestyslukusummien erotusten itseisarvot (○ ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

Vyöhyke	Vuosi	YPUE					CPUE				
		2002	2003	2004	2005	2006	2002	2003	2004	2005	2006
<3 m	2001						6,0	14,5	8,5	12,5	17,5
	2002							8,5	14,5	18,5	23,5
	2003								23,0	○27,0	*32,0
	2004									4,0	9,0
	2005										5,0
3-10 m pinta	2001	3,0	*27,0	○26,0	21,0	**31,0	2,0	*29,0	*28,5	19,0	*29,5
	2002		○24,0	23,0	18,0	*28,0		*27,0	*26,5	17,0	*27,5
	2003			1,0	6,0	4,0			0,5	10,0	0,5
	2004				5,0	5,0				9,5	1,0
	2005					10,0					10,5
>10 m pohja	2001	13,0	11,0	8,0	17,0	22,0	○24,5	3,0	1,0	3,0	16,5
	2002		○24,0	21,0	**30,0	***35,0		*27,5	○23,5	*27,5	***41,0
	2003			3,0	6,0	11,0			4,0	0,0	13,5
	2004				9,0	14,0				4,0	17,5
	2005					5,0					13,5

Taulukko 5-12. Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä tehtyjen eri saalislajien pyyntivyöhykekohtaisten yksikkösaaliiden (YPUE, g/verkko/vrk, ja CPUE, kpl/verkko/vrk) vuosien 2001–2006 välisten erojen analyysien tulokset: lohkojen lukumäärät (n), testisuureet (χ^2), vapausasteet (df) ja tilastolliset merkitsevyydet (o tilastollisesti merkitseviä eroja alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

Laji	Vyöhyke	YPUE				CPUE			
		n	χ^2	df	p	n	χ^2	df	p
ahven	<3 m	15	14,771	5	*0,011	15	17,956	5	**0,003
	3-10 m pohja	12	5,764	5	0,330	12	7,738	5	0,171
	3-10 m pinta	12	23,043	5	***<0,001	12	31,320	5	***<0,001
	>10 m pohja	11	10,188	5	o0,070	11	9,362	5	o0,095
	>10 m pinta	11	7,842	5	0,165	11	9,439	5	o0,093
hauki	<3 m	15	5,000	5	0,416	15	5,000	5	0,416
	3-10 m pohja	12	5,000	5	0,416	12	5,000	5	0,416
	3-10 m pinta	12	-	5	-	12	-	5	-
	>10 m pohja	11	-	5	-	11	-	5	-
	>10 m pinta	11	-	5	-	11	-	5	-
kiiski	<3 m	15	12,682	5	*0,027	15	17,564	5	**0,004
	3-10 m pohja	12	9,796	5	o0,081	12	10,473	5	o0,063
	3-10 m pinta	12	8,200	5	0,146	12	8,200	5	0,146
	>10 m pohja	11	30,573	5	***<0,001	11	23,968	5	***<0,001
	>10 m pinta	11	7,000	5	0,221	11	7,000	5	0,221
kuha	<3 m	15	6,636	5	0,249	15	6,236	5	0,284
	3-10 m pohja	12	4,928	5	0,425	12	11,525	5	*0,042
	3-10 m pinta	12	3,000	5	0,700	12	3,000	5	0,700
	>10 m pohja	11	2,087	5	0,837	11	1,748	5	0,883
	>10 m pinta	11	5,000	5	0,416	11	5,000	5	0,416
kuore	<3 m	15	4,000	5	0,549	15	4,000	5	0,549
	3-10 m pohja	12	15,000	5	*0,010	12	15,000	5	*0,010
	3-10 m pinta	12	30,000	5	***<0,001	12	30,000	5	***<0,001
	>10 m pohja	11	27,684	5	***<0,001	11	27,358	5	***<0,001
	>10 m pinta	11	40,538	5	***<0,001	11	40,502	5	***<0,001
lahna	<3 m	15	8,996	5	0,109	15	7,778	5	0,169
	3-10 m pohja	12	3,400	5	0,639	12	3,400	5	0,639
	3-10 m pinta	12	5,000	5	0,416	12	5,000	5	0,416
	>10 m pohja	11	-	5	-	11	-	5	-
	>10 m pinta	11	4,000	5	0,549	11	4,000	5	0,549
muikku	<3 m	15	7,381	5	0,194	15	7,826	5	0,166
	3-10 m pohja	12	18,366	5	**0,003	12	17,990	5	**0,003
	3-10 m pinta	12	9,744	5	o0,083	12	11,437	5	*0,043
	>10 m pohja	11	11,228	5	*0,047	11	12,054	5	*0,034
	>10 m pinta	11	11,356	5	*0,045	11	11,841	5	*0,037
salakka	<3 m	15	3,823	5	0,575	15	3,939	5	0,558
	3-10 m pohja	12	3,221	5	0,666	12	4,593	5	0,468
	3-10 m pinta	12	0,537	5	0,991	12	1,206	5	0,944
	>10 m pohja	11	8,750	5	0,119	11	8,750	5	0,119
	>10 m pinta	11	20,669	5	***<0,001	11	22,627	5	***<0,001
siika	<3 m	15	6,080	5	0,299	15	6,634	5	0,249
	3-10 m pohja	12	7,979	5	0,157	12	7,254	5	0,202
	3-10 m pinta	12	4,207	5	0,520	12	4,615	5	0,465
	>10 m pohja	11	13,214	5	*0,021	11	13,000	5	*0,023
	>10 m pinta	11	3,286	5	0,656	11	3,286	5	0,656
särki	<3 m	15	10,352	5	o0,066	15	11,409	5	*0,044
	3-10 m pohja	12	4,451	5	0,487	12	6,576	5	0,254
	3-10 m pinta	12	18,767	5	**0,002	12	16,617	5	**0,005
	>10 m pohja	11	2,558	5	0,768	11	3,148	5	0,677
	>10 m pinta	11	19,920	5	**0,001	11	15,453	5	**0,009
taimen	<3 m	15	-	5	-	15	-	5	-
	3-10 m pohja	12	-	5	-	12	-	5	-
	3-10 m pinta	12	-	5	-	12	-	5	-
	>10 m pohja	11	5,000	5	0,416	11	5,000	5	0,416
	>10 m pinta	11	-	5	-	11	-	5	-

Pareittaisissa vertailuissa ahvenen osalta alle 3 m syvällä rantavyöhykkeellä tehtyjen pyyntien yksikkösaaliissa alle 10 % riskitasolla tilastollisesti merkitseviä eroja havaittiin lähinnä vuosien 2002–2003 ja 2005–2006 välillä: yksikkösaaliit olivat vuosina 2002–2003 osittain tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin vuosina 2005–2006 (taulukot 5-13 ja 5-14, kuva 5-6). 3–10 m syvän alueen pintapyyntien osalta ahvenyksikkösaaliit vuosina 2001–2002 olivat vastaavasti valtaosin tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin muina vuosina. Lisäksi yli 10 m syvän alueen pintapyyntien kappalemääräinen ahvenyksikkösaalis oli vuonna 2001 tilastollisesti merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2005. Yli 10 m syvän alueen pohjapyyntien ahvenyksikkösaaliissa ei pareittaisissa vertailuissa havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

Kiisken osalta etenkin kappalemääräiset yksikkösaaliit olivat rantavyöhykkeellä vuonna 2006 suurelta osin tilastollisesti merkitsevästi pienempiä kuin muina vuosina. Yli 10 m syvän alueen pohjapyyntineissä erottui lähinnä vuosi 2002, jolloin kiiskiysikkösaaliit olivat pääosin tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin muina vuosina. 3–10 m syvän alueen pohjapyyntien kiiskiysikkösaaliissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

Kuoreen osalta yli 10 m syvän alueen yksikkösaaliit olivat vuonna 2001, vuosien 2002 ja 2005 pohjapyyntien yksikkösaaliita lukuun ottamatta, tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin muina vuosina. 3–10 m syvän alueen kuoreyksikkösaaliissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

Muikun osalta muista vuosista erottui vuosi 2002, jolloin yli 10 m syvän alueen pintapyyntien yksikkösaaliit olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin vuonna 2003 ja pohjapyyntien kappalemääräinen yksikkösaalis suurempi kuin vuonna 2006. 3–10 m syvän alueen pyyntien ja massamääräisten yksikkösaaliiden osalta myös yli 10 m syvän alueen pohjapyyntien muikkuyksikkösaaliissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka

Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

Salakan yksikkösaaliit yli 10 m syvällä alueella olivat vuonna 2002 tilastollisesti merkitsevästi pienemmät kuin vuosina 2004 ja 2006.

Särjen osalta rantavyöhykkeen yksikkösaaliit olivat vuonna 2001 tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin vuonna 2004. 3–10 m syvän alueen pintapyyntien massamääräinen särkiyksikkösaalis oli vuonna 2002 vastaavasti suurempi kuin vuosina 2003 ja 2006 ja kappalemääräinen särkiyksikkösaalis vuonna 2002 suurempi kuin vuonna 2003. Yli 10 m syvän alueen pintapyyntien massamääräinen särkiyksikkösaalis oli vuonna 2002 suurempi kuin vuosina 2001 ja 2006. Yli 10 m syvän alueen pintapyyntien kappalemääräisissä särkiyksikkösaaliissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

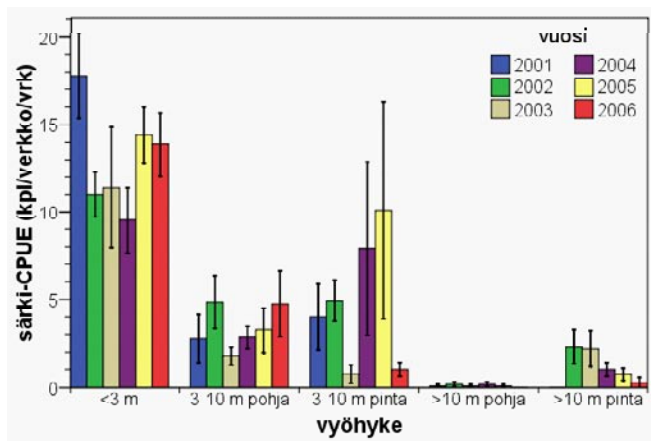
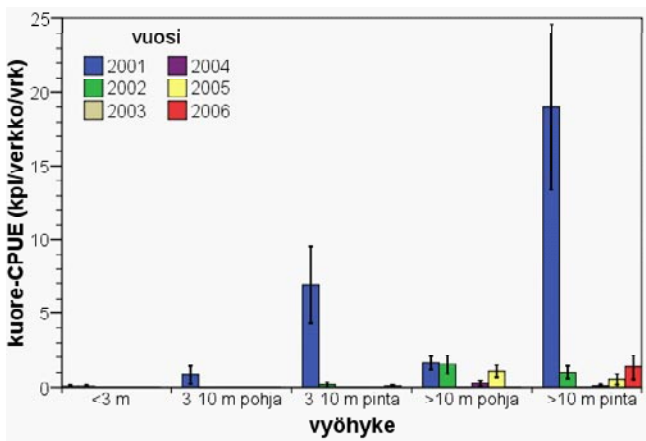
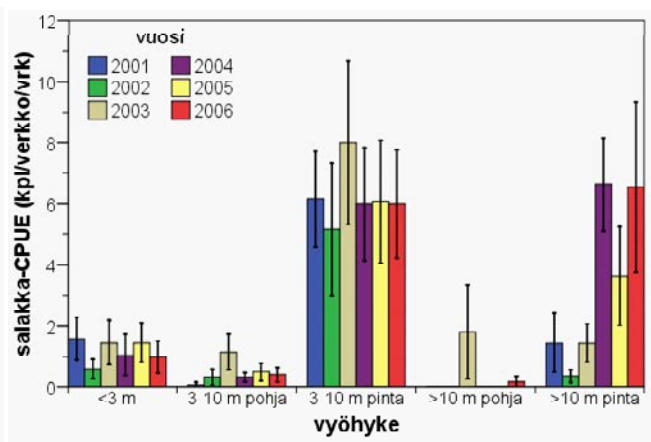
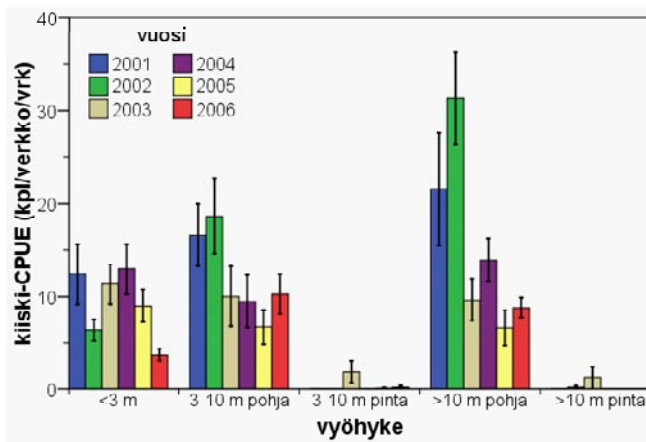
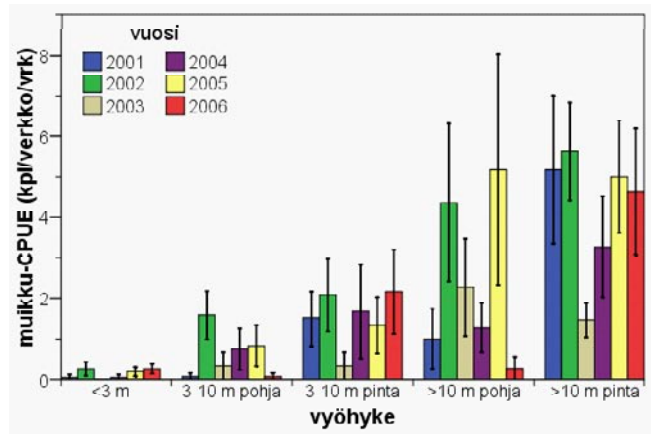
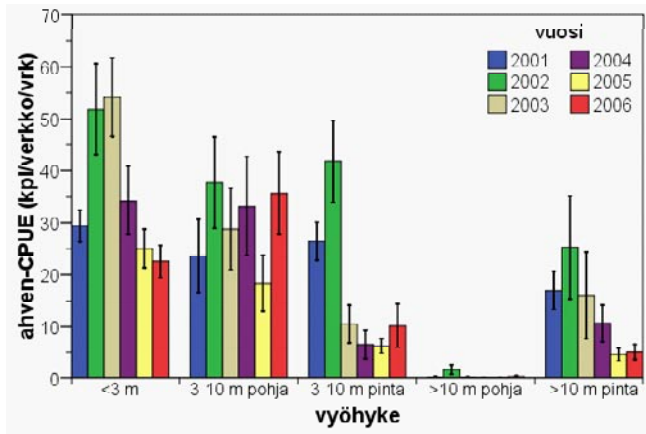
Kuha- ja siikayksikkösaaliissa ei havaittu lainkaan alle 10 % riskitasolla tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja, vaikka Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulosten perusteella niitä esiintyi.

Taulukko 5-13. Eri saalislajien massamäärien yksikkösaaliiden (YPUE, g/verkko/vrk) vuosien 2001–2006 (1=2001, 2=2002, 3=2003, 4=2004, 5=2005, 6=2006) pareittaisten vertailujen tulokset pyyntivyöhykkeittäin: järjestyslukum summien erotusten itseisarvot (enintään 10 % riskitasolla havaitut erot lihavoituina harmaalla taustalla).

Laji	Vyöhyke																													
	<3 m						3-10 m pohja						3-10 m pinta						>10 m pohja						>10 m pinta					
	Vuosi		2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6			
ahven	1	16,0	27,0	2,5	0,5	6,0						4,0	23,0	35,5	26,0	25,5	12,5	0,5	2,0	0,5	7,5									
	2		11,0	13,5	16,5	22,0						19,0	31,5	22,0	21,5	12,0	14,5	13,0	5,0											
	3			24,5	27,5	33,0								12,5	3,0	2,5			2,5	1,0	7,0									
	4				3,0	8,5									9,5	10,0				1,5	9,5									
	5					5,5										0,5					8,0									
kiiski	1	12,5	16,0	9,5	14,0	35,0	1,5	13,0	18,0	23,0	10,5						17,0	20,0	15,5	24,0	14,5									
	2		3,5	3,0	1,5	22,5	11,5	16,5	21,5	9,0							37,0	32,5	41,0	31,5										
	3			6,5	2,0	19,0			5,0	10,0	2,5								4,5	4,0	5,5									
	4				4,5	25,5				5,0	7,5										8,5	1,0								
	5					21,0					12,5											9,5								
kuore	1						9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	19,5	22,0	22,0	22,0	19,5	5,0	27,5	24,0	9,0	27,5	26,0	39,5	38,5	33,0	28,0				
	2							0,0	0,0	0,0	0,0		2,5	2,5	2,5	0,0		22,5	19,0	4,0	22,5		13,5	12,5	7,0	2,0				
	3								0,0	0,0	0,0				0,0	0,0	2,5			3,5	18,5	0,0			1,0	6,5	11,5			
	4									0,0	0,0					0,0	2,5				15,0	3,5				5,5	10,5			
	5										0,0					2,5					18,5					5,0				
muikku	1						23,0	2,0	7,5	9,0	0,5	10,5	11,5	5,0	1,5	1,5	16,5	10,0	3,5	9,0	6,0	18,5	6,0	5,5	15,5	8,5				
	2							21,0	15,5	14,0	22,5		22,0	15,5	12,0	9,0		6,5	13,0	7,5	22,5		24,5	13,0	3,0	10,0				
	3								5,5	7,0	1,5			6,5	10,0	13,0			6,5	1,0	16,0			11,5	21,5	14,5				
	4									1,5	7,0				3,5	6,5				5,5	9,5				10,0	3,0				
	5										8,5					3,0					15,0					7,0				
salakka	1																					7,0	2,5	21,5	14,0	20,0				
	2																						9,5	28,5	21,0	27,0				
	3																							19,0	11,5	17,5				
	4																								7,5	1,5				
	5																									6,0				
siika	1																12,0	2,0	12,5	0,0	3,5									
	2																	10,0	0,5	12,0	8,5									
	3																		10,5	2,0	1,5									
	4																			12,5	9,0									
	5																				3,5									
särki	1	12,0	24,0	29,0	10,0	12,0						13,0	18,5	4,0	2,5	18,0						25,5	19,0	15,0	7,0	2,5				
	2		12,0	17,0	2,0	0,0							31,5	17,0	15,5	31,0							6,5	10,5	18,5	23,0				
	3			5,0	14,0	12,0								14,5	16,0	0,5								4,0	12,0	16,5				
	4				19,0	17,0									1,5	14,0									8,0	12,5				
	5					2,0										15,5										4,5				

Taulukko 5-14. Eri saalislajien kappalemäärien yksikkösaaliiden (CPUE, kpl/verkko/vrk) vuosien 2001–2006 (1=2001, 2=2002, 3=2003, 4=2004, 5=2005, 6=2006) pareittaisten vertailujen tulokset pyyntivyohykkeittäin: järjestyslukum summien erotusten itseisarvot (enintään 10 % riskitasolla havaitut erot lihavoituina harmaalla taustalla).

Laji	Vyöhyke																										
	<3 m					3-10 m pohja					3-10 m pinta					>10 m pohja					>10 m pinta						
	Vuosi	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	2	3	4	5	6	
ahven	1	20,0	17,5	4,0	12,5	9,0						4,5	23,5	33,0	30,0	26,0	12,0	2,0	1,5	1,0	6,5	5,0	14,5	10,5	24,0	15,0	
	2		2,5	24,0	32,5	29,0								28,0	37,5	34,5	30,5	10,0	13,5	13,0	5,5		9,5	5,5	19,0	10,0	
	3			21,5	30,0	26,5								9,5	6,5	2,5			3,5	3,0	4,5			4,0	9,5	0,5	
	4				8,5	5,0										3,0	7,0				0,5	8,0				13,5	4,5
	5					3,5											4,0					7,5					9,0
kiiski	1	19,0	1,5	0,0	4,0	32,5	0,0	16,0	17,0	22,0	14,0						24,0	5,0	2,5	12,0	12,5						
	2		17,5	19,0	15,0	13,5		16,0	17,0	22,0	14,0							29,0	21,5	36,0	36,5						
	3			1,5	2,5	31,0			1,0	6,0	2,0								7,5	7,0	7,5						
	4				4,0	32,5				5,0	3,0										14,5	15,0					
	5					28,5					8,0											0,5					
kuha	1						0,0	0,0	6,5	7,5	22,0																
	2							0,0	6,5	7,5	22,0																
	3								6,5	7,5	22,0																
	4									1,0	15,5																
	5										14,5																
kuore	1						9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	19,5	22,0	22,0	22,0	19,5	5,0	27,5	23,0	10,0	27,5	26,0	39,5	38,0	33,5	28,0	
	2							0,0	0,0	0,0	0,0		2,5	2,5	2,5	0,0		22,5	18,0	5,0	22,5		13,5	12,0	7,5	2,0	
	3								0,0	0,0	0,0			0,0	0,0	2,5			4,5	17,5	0,0			1,5	6,0	11,5	
	4									0,0	0,0				0,0	2,5					13,0	4,5			4,5	10,0	
	5										0,0					2,5					17,5					5,5	
muikku	1						22,0	0,5	8,0	8,5	0,0	9,5	11,5	4,0	2,0	8,0	17,0	6,0	2,0	9,0	7,0	12,5	12,0	1,5	10,5	8,5	
	2							21,5	14,0	13,5	22,0		21,0	13,5	11,5	1,5		11,0	15,0	8,0	24,0		24,5	14,0	2,0	4,0	
	3								7,5	8,0	0,5		7,5	9,5	19,5				4,0	3,0	13,0			10,5	22,5	20,5	
	4									0,5	8,0				2,0	12,0					7,0	9,0			12,0	10,0	
	5									8,5						10,0					16,0					2,0	
salakka	1																					7,0	3,5	22,0	14,5	21,0	
	2																						10,5	29,0	21,5	28,0	
	3																							18,5	11,0	17,5	
	4																								7,5	1,0	
	5																									6,5	
siika	1																12,0	3,0	12,0	0,0	3,0						
	2																	9,0	0,0	12,0	9,0						
	3																		9,0	3,0	0,0						
	4																				12,0	9,0					
	5																					3,0					
särki	1	17,5	23,5	27,0	4,0	9,0						6,0	22,0	2,5	0,0	17,5						22,0	18,5	15,5	9,5	3,5	
	2		6,0	9,5	13,5	8,5							28,0	8,5	6,0	23,5							3,5	6,5	12,5	18,5	
	3			3,5	19,5	14,5								19,5	22,0	4,5								3,0	9,0	15,0	
	4				23,0	18,0									2,5	15,0									6,0	12,0	
	5					5,0										17,5										6,0	



Kuva 5-6. Ahvenen, kiiskan, kuoreen, muikun, salakan ja särjen kappalemäärien yksikkösaaliiden (CPUE) keskiarvot (\pm s.e.) eri pyyntivyöhykkeillä Lappajärvellä vuosina 2001–2006.

5.2.3 Kalaston koko- ja ikärakenne

Kaikkien saaliskalojen vuosittainen keskimassa vaihteli 32–43 g välillä (taulukko 5-15). Saalisahven-ten keskimassa nousi vuosiksi 2005 ja 2006 noin 10 g edellisten vuosien tasosta. Saalislahnojen keski-ko oli puolestaan selvästi alhaisin vuosina 2005 ja 2006.

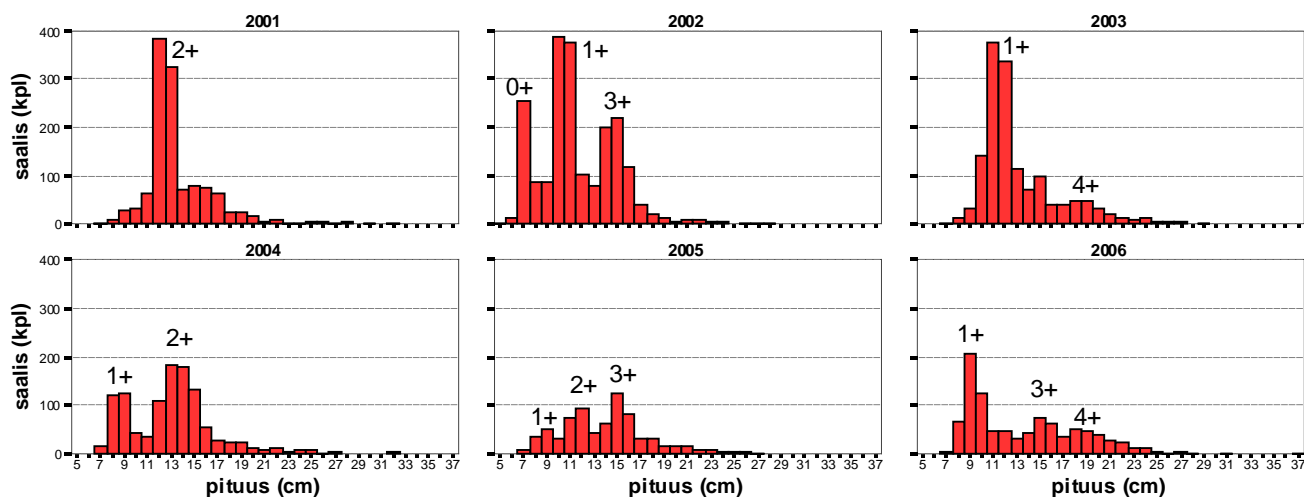
Koekalastusten ahvensaaliit koostuivat valtaosin 1+ – 4+ -ikäisistä yksilöistä (kuva 5-7). Vuoden 2002 runsas ahvensaalis koostui pääosin 0+ -, 1+ - ja 3+ -ikäisistä yksilöistä. Vuonna 2002 0+ -ahvenet kasvoivat niin nopeasti, että ne olivat rekrytoituneet elokuussa yleiskatsausverkkopyyntiin. Muina koe-kalastusvuosina ei 0+ -ahvenia koekalastuksissa saatu. Vuosiluokat 1999, 2001 ja 2002 olivat runsai-ta erottuen selkeästi pituusjakaumissa, vuosiluokka 2001 kuitenkin ainoastaan vuonna 2002. Vuosiluok-ka 1999 oli pituusjakaumien perusteella erityisen runsas. Vuosiluokat 2000 ja 2004 olivat sen sijaan

erityisen heikot, ja myös vuosiluokan 2003 saaliit oli-ivat vähäiset.

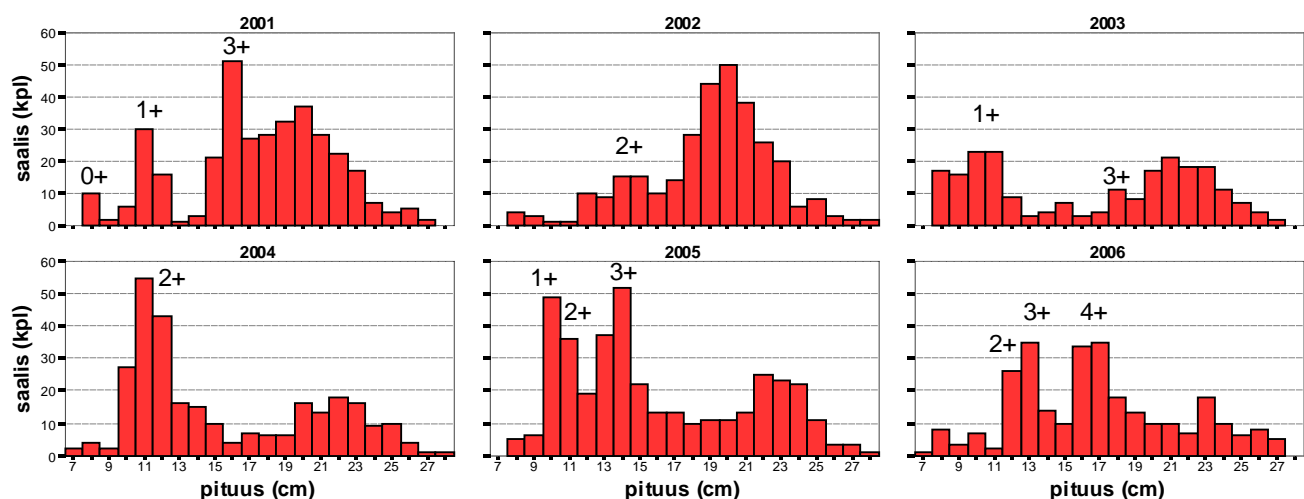
Vuosien 2001–2006 särkisaaliiden pituusjakaumista voidaan pääsääntöisesti erottaa enintään 4-vuotiai-den särkien ikäryhmät omina huippuinaan, kun taas vanhemmat ikäryhmät eivät enää erotu erillisinä huippuina (kuva 5-8). Vuosina 2001 ja 2002 särki-saaliit koostuivat pääasiassa vanhoista, 4-vuotiaista ja vanhemmista, yksilöistä. Vuodesta 2003 alkaen vanhojen yksilöiden osuus saaliista laski ja nuoret ikäryhmät, enintään 4-vuotiaat yksilöt, muodostivat valtaosan saaliista. Vuosiluokat 1998 ja 2002–2004 erottuvat runsaina pituusjakaumissa, vuosiluokat 1999–2001 ja 2005 puolestaan heikkoina. Vuosiluok-an 2003 yksilöt olivat kasvaneet niin hitaasti, että niiden pituusjakauma oli vuosina 2005–2006 lähes täysin päällekkäinen vuosiluokan 2004 pituusjakau-man kanssa.

Taulukko 5-15. Eri saaliskalojen massojen (g) keskiarvot ja vaihteluvälit Lappajärven koeverkkokalastuksissa vuosina 2001–2006.

Laji	Parametri	Vuosi						
		2001	2002	2003	2004	2005	2006	kaikki
ahven	keskiarvo	33	24	36	33	40	43	33
	min–maks	4–470	2–287	2–338	4–486	3–262	4–829	2–829
hauki	keskiarvo	410	-	-	1129	892	290	605
	min–maks	182–654	-	-	1129	467–1317	290	182–1317
kiiski	keskiarvo	11	11	6	6	7	10	9
	min–maks	3–66	2–65	2–146	1–23	2–24	3–51	1–146
kuha	keskiarvo	174	211	67	136	137	151	147
	min–maks	18–881	33–404	11–279	8–388	4–336	7–545	4–881
kuore	keskiarvo	10	10	-	7	10	11	10
	min–maks	6-18	7-17	-	5-8	5-11	7-15	5-18
lahna	keskiarvo	175	351	396	455	77	86	241
	min–maks	107–273	8–986	20–1140	240–779	26–140	7–392	7–1140
muikku	keskiarvo	37	46	71	47	44	33	44
	min–maks	4–87	7–103	4–125	5–133	5–119	19–78	4–133
salakka	keskiarvo	23	28	18	17	21	20	20
	min–maks	7–61	5–61	4–90	5–63	4–65	7–54	4–90
siika	keskiarvo	114	194	196	181	139	115	158
	min–maks	30–281	60–438	35–373	34–350	43–206	31–250	30–438
särki	keskiarvo	68	84	71	59	61	68	68
	min–maks	5–219	3–254	3–229	4–265	4–243	5–250	3–265
taimen	keskiarvo	-	-	1379	-	-	-	1379
	min–maks	-	-	1379	-	-	-	1379
kaikki	keskiarvo	32	32	36	34	41	43	35
	min–maks	3–881	2–986	2–1379	1–1129	2–1317	3–829	1–1379



Kuva 5-7. Ahvenen pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.



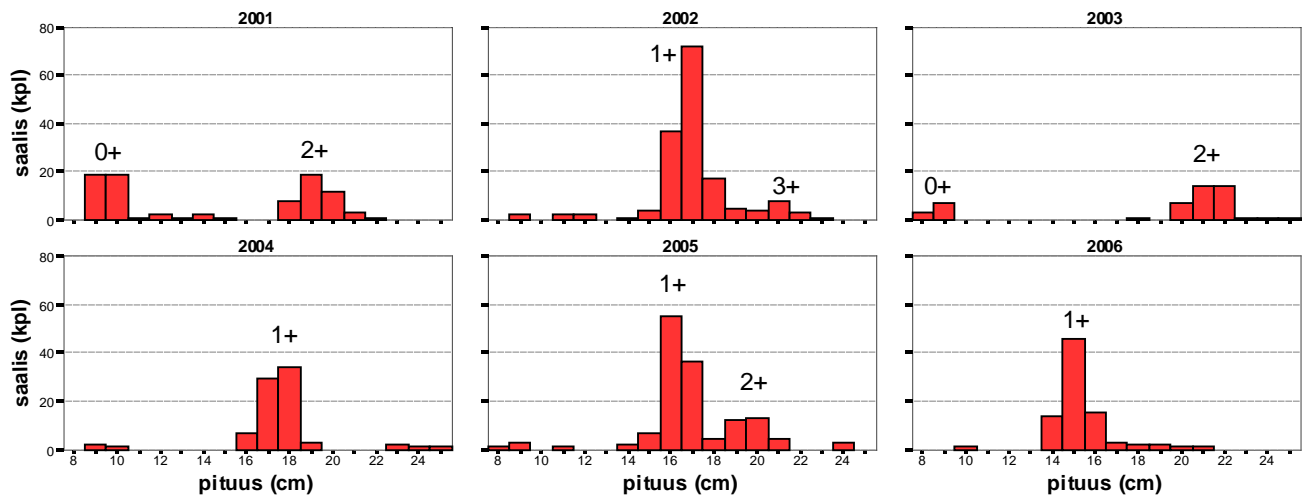
Kuva 5-8. Särjen pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.

Koekalastusten muikkusaaliit koostuivat lähes pelkästään 0+ – 2+ -ikäisistä yksilöistä (kuva 5-9). Vuosina 2001 ja 2003 0+ - ja 2+ -ikäiset yksilöt muodostivat valtaosan saaliista, kun taas muina vuosina 1+ -ikäryhmä oli selvästi runsain. Vuonna 2001 kuoriutui erityisen vahva vuosiluokka, ja myös vuosiluokat 1999 ja 2003–2005 vaikuttavat olleen kohtalaisen runsaat. Vuosien 2000 ja 2002 vuosiluokat olivat sen sijaan varsin heikkoja, mikä näkyy niiden lähes täydellisenä puuttumisena ikäjakaumissa. Muikun koko 1+ -ikäisenä laski selvästi vuoden 2004 jälkeen.

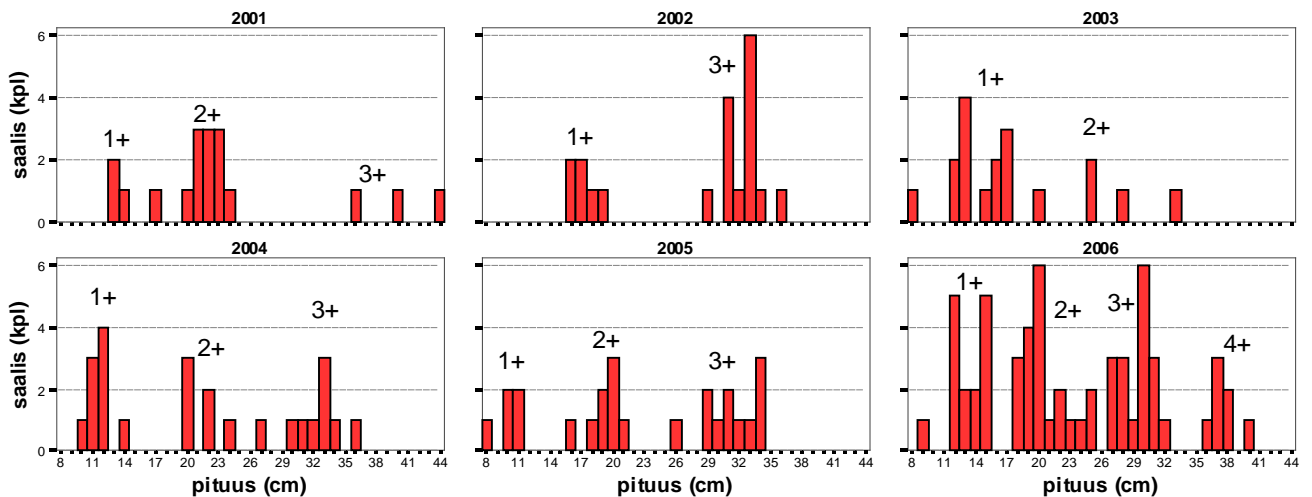
Kuhasaaliit koostuivat pääosin 1+ – 3+ -ikäisistä yksilöistä (kuva 5-10). Vuosiluokat 1999 ja 2002–2005 olivat runsaat, vuosiluokka 2000 puolestaan heikko. Vuosiluokkien sisällä on havaittavissa huomattavia

kasvueroja ja paikoin pituusjakauman kaksihuippuisuutta. Esim. vuosiluokan 2002 pituusjakauman huiput sijoittuivat vuonna 2003 pituusluokkien 13 ja 17 cm kohdalle.

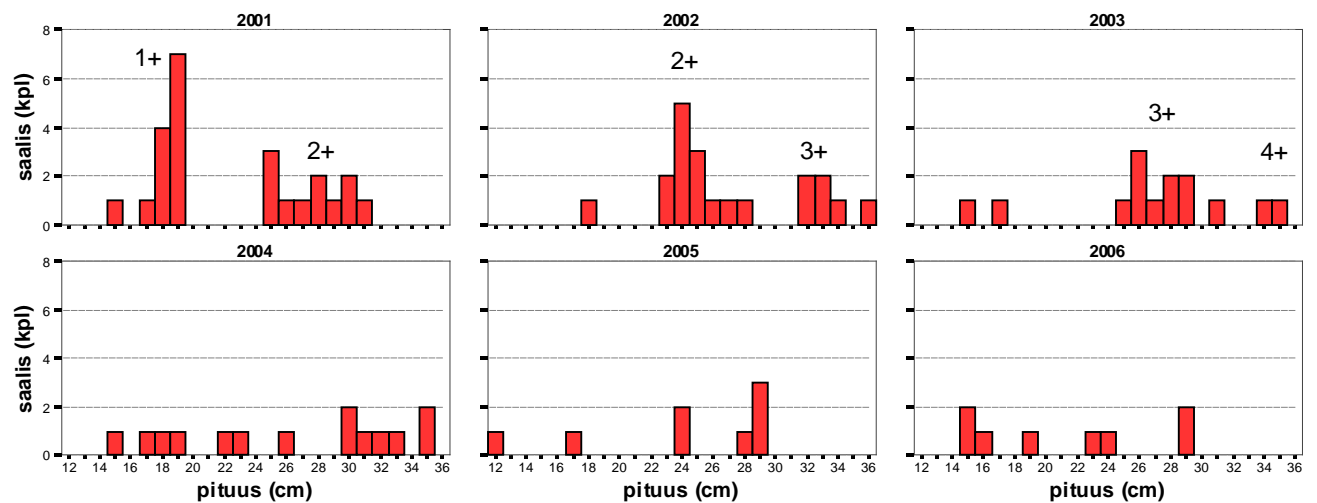
Siian pituusjakaumien sekä Lappajärven siian keskimääräisen kasvunopeuden (kts. Nissén ym. 2000, Tuhkanen 2003 ja 2004) perusteella vuosien 2001–2003 saaliista valtaosan muodostivat todennäköisesti vuosiluokat 1999 ja 2000 (kuva 5-11). Vuoden 2000 jälkeen syntyneiden vuosiluokkien saaliit olivat hyvin vähäiset.



Kuva 5-9. Muikun pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.



Kuva 5-10. Kuhan pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.

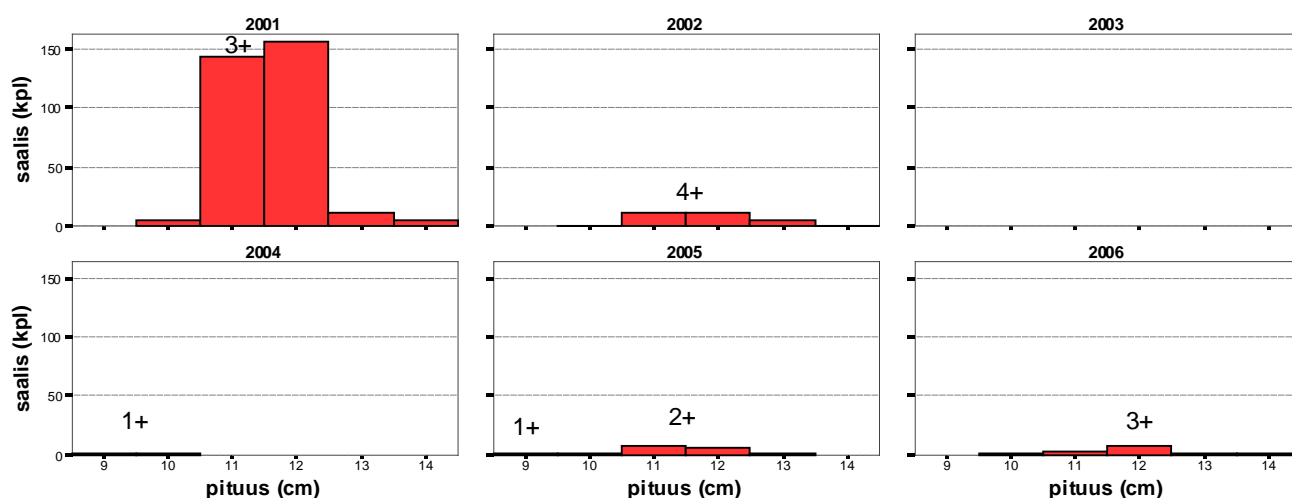


Kuva 5-11. Siian pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.

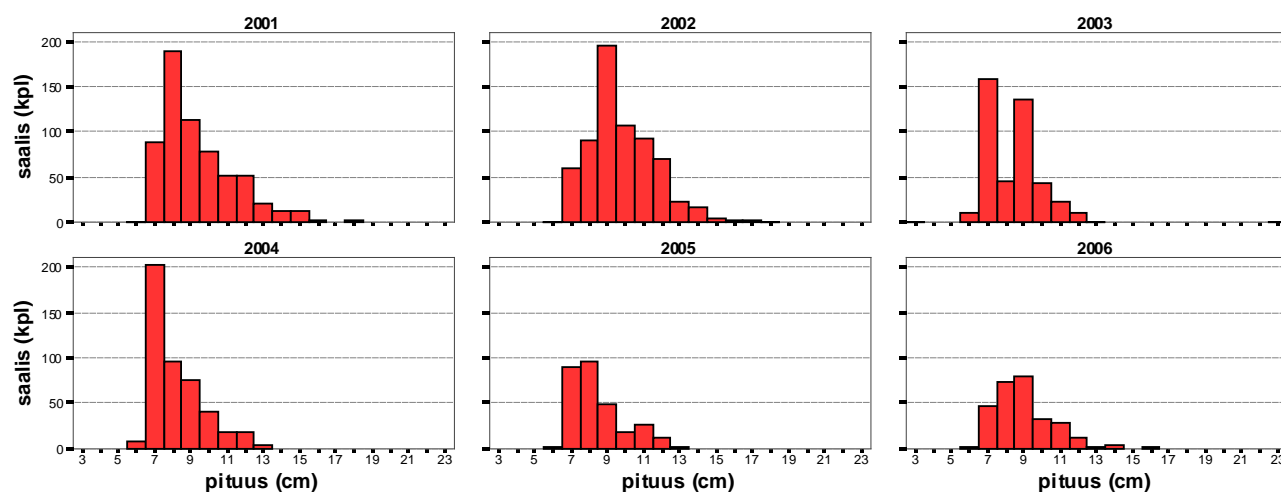
Kuoresaaliit koostuivat 9–14 cm, pääosin 11–12 cm pituisista yksilöistä (kuva 5-12). Vuoden 2001 jälkeen kuoresaaliit olivat hyvin vähäiset, eikä vuonna 2003 saatu yhtään kuoreita. Vuosien 2001 ja 2002 saaliit koostuivat pääosin poikkeuksellisen runsaan vuosiluokan 1998 yksilöistä ja vuosien 2004–2006 saaliit runsaan vuosiluokan 2003 yksilöistä (kts. luku 8).

Kiiskisaaliit koostuivat 3–23 cm, pääosin 7–12 cm pituisista yksilöistä (kuva 5-13). Vuosien väliset erot kiisken pituusjakaumissa olivat melko pieniä. Lahna-

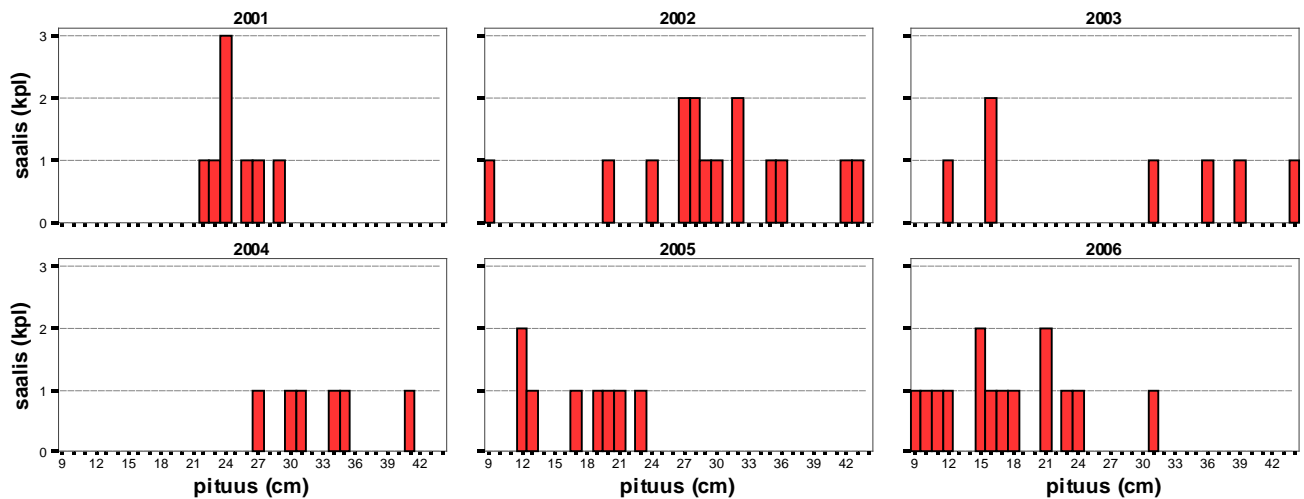
saaliit koostuivat 9–44 cm pituisista yksilöistä (kuva 5-14). Vuosien väliset erot lahnan pituusjakaumissa olivat suuria: vuonna 2001 saalisyksilöiden pituudet olivat lähellä 25 cm:ä, vuosina 2002–2004 huomattava osa saaliista koostui yli 25 cm pituisista yksilöistä, vuosina 2005–2006 puolestaan lähes yksinomaan alle 25 cm pituisista yksilöistä. Salakkasaaliit koostuivat 9–22 cm, pääosin 10–15 cm pituisista yksilöistä (kuva 5-15). Alle 15 cm pituisten salakoiden saaliit kasvoivat selvästi vuoden 2002 jälkeen.



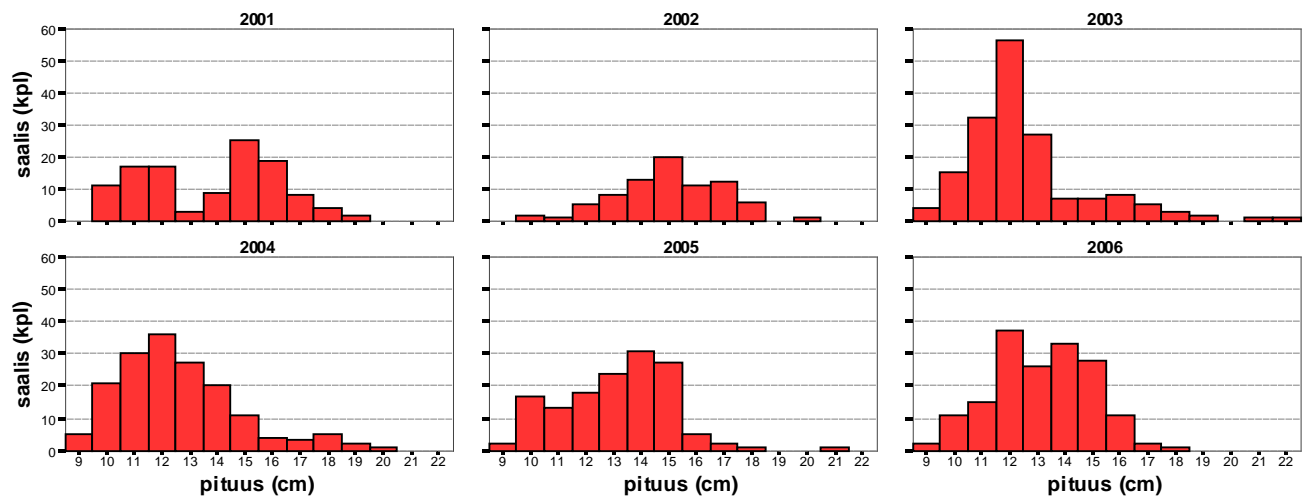
Kuva 5-12. Kuoreen pituusjakaumat koekalastussaaliissa ja eräitä jakaumien huippuja iänmääritysten perusteella vastanneet ikäryhmät vuosina 2001–2006.



Kuva 5-13. Kiisken pituusjakaumat koekalastussaaliissa vuosina 2001–2006.



Kuva 5-14. Lahnan pituusjakaumat koekalastussaaliissa vuosina 2001–2006.



Kuva 5-15. Salakan pituusjakaumat koekalastussaaliissa vuosina 2001–2006.

5.3 Tulosten tarkastelu

5.3.1 Kalaston koko ja rakenne

Lappajärven kalasto harveni selvästi Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeen aikana. Mikäli oletetaan, että koeverkkokalastusten kokonaisyksikkösaaliit ovat suoraan verrannollisia koeverkkoihin jäävän kalaston osan runsauteen, pieneni sen biomassa vuodesta 2001 vuoteen 2004 noin 15 % ja yksilömäärä 20 %. Yksikkösaaliit eivät kuitenkaan käytännössä ole suoraan verrannollisia kalakantojen runsauteen, sillä esimerkiksi verkkojen pyyntiteho laskee kalojen kertyessä niihin (esim. Olin ym. 2004). Vastaavasti kalakantojen harventuminen saattaa hidastaa kalojen kertymisestä aiheutuvaa verkkojen pyydystävyyden laskua, koska verkkoihin ei harvojen kalakantojen aikana kerry kaloja niin nopeasti kuin runsaampien kalakantojen aikana. Siten

esimerkiksi Lappajärvellä kalakantojen harventuminen tehokalastuksen seurauksena oli todennäköisesti voimakkaampaa kuin edellä mainittu yksikkösaaliiden prosentuaalinen lasku. Tehokalastuksen jälkeen kalaston biomassa kasvoi viiveellä eli vuosien 2005 ja 2006 välillä takaisin vuoden 2001 tasolle kalojen keskikoon kasvun ansiosta, sillä kalojen yksilömäärät eli kalaston tiheys – verkkoihin heikosti jääviä kaloja eli lähinnä alle 10 cm pituisia kuoreita lukuun ottamatta – pysyi vuoteen 2006 saakka edelleen hankkeen alkutilannetta selvästi alhaisemmalla tasolla.

Lappajärven tehopyyntisaalis vuosina 2001–2004 oli kaikkiaan noin 977 tonnia eli keskimäärin 17 kg/ha/a. Lappajärven verrattuna lähes samankokoisella Säskylän Pyhäjärvellä tehokalastuksen kokonaissaalis vuosina 2002–2004 oli noin 1061 tonnia

eli keskimäärin 30 kg/ha/a (Tarvainen ja Ventelä 2007). Pyhäjärvellä koeverkko-pyyntien kokonaisyksikkösaaliissa ei – Lappajärveä suuremmasta keskimääräisestä hehtaarisaaalista huolimatta – havaittu tapahtuneen huomattavia muutoksia tehokalastuksen aikana eikä sen jälkeen.

Koekalastusverkkoihin jäävän kalaston osan kokonaisyksikkösaaliita tarkasteltaessa selvimpiä muutoksia Lappajärvellä tehopyynnin aikana havaittiin tapahtuneen 3–10 m syvän alueen pintavyöhykkeellä ja yli 10 m syvän ulapan pohjavyöhykkeellä. Kummallakin vyöhykkeellä kokonaisyksikkösaaliit laskivat vuoden 2002 jälkeen: 3–10 m syvän alueen pintavyöhykkeellä yksikkösaaliit olivat vuosina 2001 ja 2002 ja yli 10 m syvän ulapan pohjavyöhykkeellä vuonna 2002 suurelta osin tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin myöhemmin vuosina. Kalaston harveneminen näillä syvyysvyöhykkeillä johtui pääosin kuitenkin eri lajien runsaudessa tapahtuneista muutoksista: 3–10 m syvän alueen pintavyöhykkeellä etenkin ahvenen ja yli 10 m syvän ulapan pohjavyöhykkeellä kiiskien vähentymisestä (kts. seuraavat luvut). Esimerkiksi yli 10 m syvän ulapan pintavyöhykkeellä tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja kaikkien kalalajien yksikkösaaliita kokonaisuutena tarkasteltaessa ei havaittu, vaikka troolipyynti ulapalla oli tehokasta. Troolipyynti kohdistui pääosin kuoreeseen, jonka osalta koko kannan runsauden seurantaan verkkokoekalastus soveltuu huonosti. Kuoreen pääelinalueella eli yli 10 m syväällä ulapalla kalaston kokonaismäärässä tapahtuneiden muutosten arvioiminen verkkokoekalastuksilla koskee siten lähinnä muita lajeja kuin kuoretta ja kuoreen osalta ainoastaan yli 10 cm pituisten kuoreiden osakantaa.

Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä -hankkeessa toteutetun tehokalastusten seurauksena särkikalajien osuus koekalastussaaalista vähentyi vuosien 2001 ja 2002 kolmanneksesta noin neljännekseen vuonna 2003, mutta nousi uudelleen vuoteen 2005 reiluun kolmannekseen. Särkikalajien osuuden kasvu vuoteen 2005 johtui kuitenkin pääosin muiden kalajien – lähinnä ahventen ja kiiskien – pienistä yksikkösaaliista. Vuonna 2006 särkikalajien osuus laski jälleen vajaaseen kolmannekseen lähinnä ahvenen ja kuhan yksikkösaaliiden kasvun vuoksi. Särkikalajien osuus Lappajärven kalastossa lisääntyi rehevöitymiskehityksen seurauksena viimeisten

kahden vuosikymmenen aikana varsin selvästi. Kun vielä 1960- ja 1980-luvuilla särkien osuus koekalastussaaalista oli noin 15 % ja särkikalajien yhteenlaskettu osuuskin alle viidennes (Kivisalo 1980), 2000-luvulle tultaessa särkien osuus kalastosta oli jo yli neljännes ja kaikkien särkikalajien osuus noin kolmannes. Kuoret ja särjet runsastuivat Lappajärvessä 1990-luvulla rysä- ja verkkoyksikkösaaliiden perusteella (Nissén ym. 2000, Sivil 2000). Samanlaisesti Lappajärven muikkukanta romahti, ja myös istutusten varassa olevassa siikakannassa tapahtui heikkenemistä. Särkikanta voi hyötyä heikosta muikkukannasta (Beier 2001).

Petokalajien osuuden Lappajärven kalastosta voidaan arvioida kasvaneen hankkeen aikana varsinkin, kun otetaan huomioon, että kalaston tasapainoa kuvaavaa Swinglen F/C-suhdetta laskiessa ei otettu huomioon pienikokoisia kuoreita, jotka eivät jää koeverkkoihin. F/C-suhde oli jokseenkin Swinglen (1950) esittämällä toivotulla välillä (3–6) muina vuosina kuin vuosina 2003 ja 2006, jolloin petomaisien ahvenkalajien osuus oli suuri. Benndorfin (1990) mukaan petokalajien osuus tulisi olla 30–40 % (F/C 3,3–2,5), jotta kalasto pysyisi tasapainossa, mutta Bergmanin ym. (1999) mukaan alhaisempikin osuus voi riittää syvissä järvissä. Lappajärvellä petokalajien osuus oli vuosina 2001–2002 alle 30 %, mutta nousi vuoden 2002 jälkeen yli 30 %:iin. Vuonna 2006 petokalajien osuus oli runsaiden kuha- ja suurikokoisten ahventen saaliiden ansiosta erittäin suuri, noin 87 %. Etenkin ahvenpredaatiolla on havaittu olleen merkitystä planktivorien kalajien harventamisessa (Benndorf 1995, Bergman ym. 1999, Dörner ym. 1999, 2001, Dörner & Wagner 2003). Koska ahven on runsain petokalalaji Lappajärvellä ja syö pienempiä saaliskaloja kuin hauki tai kuha (kts. Dörner & Wagner 2003), on se luultavasti myös Lappajärven merkittävin kalanpoikasten predaattori. Saaliskaloihin suhteessa vahvistuneet petokalakannat pystyvät hanketta edeltäneeseen tilanteeseen verrattuna tehokkaammin estämään eläinplanktonia ja pohjaeläimiä ravintonaan käyttävän kalaston haitallisia vaikutuksia Lappajärven tilaan.

Eräs Lappajärven kalaston rakenteeseen muutoksia aiheuttava tekijä on luultavasti Pohjois-Atlantin sääolojen vaihtelu eli NAO (Pohjois-Atlantin oskillaatio). NAO-indeksillä kuvataan Pohjois-Atlantin ilmamasojen länsivirtauksen voimakkuutta. NAO-indeksi

oli 1990-luvulla pääosin positiivinen, minkä seurauksena talvet olivat Suomessa leutoja ja kosteita (Marttila ym. 2005). Positiiviset NAO-indeksit voivat olla seurausta ilmastomuutoksesta. Lappalaisen & Lehtosen (1997) mukaan ilmaston lämpenemisen seurauksena kylmän veden lajien kasvuolosuhteet Lappajärvellä todennäköisesti heikkenevät, kun taas viileän ja lämpimän veden lajien parantuvat. Kylmän veden lajeja Lappajärvellä ovat mm. muikku, siika ja taimen, viileän tai lämpimän veden lajeja puolestaan kuore sekä ahven- ja särkikalat. Viitteitä Pohjois-Atlantin säävaihtelun vaikutuksista kalastolle on saatu myös mm. Säkylän Pyhäjärvellä, jossa ilmastomuutoksen on arvioitu vaikuttaneen muikkukannan hetkelliseen heikkenemiseen 1990-luvulla (<http://www.pyhajarvensuojelu.net/page.asp?id=617>). Englannissa ilmaston muutoksesta aiheutuvan kesien lämpenemisen on havaittu heikentäneen muikkukantoja vähentämällä muikulle sopivaa habitaattia (George ym. 2006). Myös Lappajärven ja mm. Säkylän Pyhäjärven muikkukantojen ajoittuminen jokseenkin samalle ajanjaksolle 1990-luvun alkuun (kts. Helminen ym. 1997) viittaa Lappajärven ulkopuoliseen tekijään muikkukadon perimmäisenä syynä. Marjomäki ym. (2004) havaitsivat etenkin samalla leveysasteella sijaitsevien järvien vastakuoriutuneiden muikunpoikasten määrän vaihtelevan synkronisesti. Synkronian aiheuttajaksi he arvelivat ilmastotekijöitä, jotka vaikuttavat muikkukantoihin joko itse tai epäsuorasti petokalojen välityksellä. Epäsuora ilmastotekijöiden vaikutus oli mahdollisesti kyseessä Lappajärvellä, jossa pienet ahvenet runsastuivat 1980-luvun lopulla (Raitaniemi ym. 1995). Runsa ahvenkanta voi saalistuksellaan heikentää muikkuvuosiluokan vahvuutta (Auvinen 1994, Helminen ja Sarvala 1994, Valkeajärvi ym. 1997, Heikinheimo 2001, Valkeajärvi & Marjomäki 2004). Kuore- ja särkikannat todennäköisesti hyötyivät Lappajärvellä 1990-luvulla muikun, joka on hyvin tehokas planktivori, huomattavasta väheneemisestä seuranneesta ravintokilpailun heikentymisestä. Ilmastotekijät ovat voineet aiheuttaa kuha-, kuore- ja särkikantojen voimistumista myös niiden poikastuotannon tehostumisen kautta, kuhan osalta lisäksi istukkaiden paremman selviytymisen kautta. Runsaisten kuore- ja särkikantojen aikana kuhalle on myös tarjolla runsaasti ravintoa.

5.3.2 Kuore

Huomattavimmin eri kalalajeista väheni tehokaslastuksen seurauksena kuore. Kuoretta pyydettiin vuosina 2001–2004 kaikkiaan noin 323 tonnia eli 22 kg/ha (keskimäärin 5,6 kg/ha/a). Koeverkkoihin jääneiden lähinnä yli 10 cm pituisten kuoreiden määrä laski noin 93 % vuosien 2001 ja 2002 välillä pääosin kuoreeseen kohdistuneen troolipyynnin vuoksi, eikä vuonna 2003 koeverkkokalastuksissa saatu lainkaan kuoreita. Kuorekannan harventuminen näkyi lähinnä yli 10 m syvän ulapan alentuneina kuoreyksikkösaaliina. Vuosiksi 2005 ja 2006 yli 10 cm pituisten kuoreiden osakanta oli palautunut vain hieman ja vastasi koeverkkokalastuksen saaliiden perusteella noin 5 % vuoden 2001 tasosta. Runsaat muikku- ja kuhakannat voivat olla osaltaan estäneet kuorekannan palautumisen – muikku ravintokilpailun ja kuha predaation kautta. Alle 10 cm pituisten kuoreiden määrässä tapahtuneita muutoksia ei kuitenkaan voida arvioida koeverkkokalastusten tulosten perusteella, sillä alle 10 cm pituiset kuoreet eivät juuri jää Lappajärvellä käytettyihin koeverkkoihin, joiden pienin solmuväli oli 10 mm. Koko kuorekannassa tapahtuneita muutoksia on kuvattu luvussa 8.

5.3.3 Muikku

Vaikka Lappajärven muikkukannan koko vaihteli vuosien 2001–2006 välillä, oli se melko vahva koko hankkeen ajan eikä osoittanut selvää kehityssuuntaa. Troolikalastuksen myötä huomattavasti tehostunut pyynti ei siten vaikuta vaarantaneen muikkukantaa. Ammattikalastajien vuosittainen muikkusaalis kasvoi tasaisesti vuosien 2001–2004 välillä noin 9 tonnista 78 tonniin. Kaikkiaan muikkua pyydettiin Lappajärvellä vuosina 2001–2004 arviolta noin 250 tonnia eli 17 kg/ha (keskimäärin 4,3 kg/ha/a). Lappajärven muikkukannan vahvuudessa esiintynyt vaihtelu on luultavasti suurelta osin lajille tyypillistä luontaista vaihtelua. Muikku on nopeakasvuinen ja lyhytikäinen laji, joten heikot ja vahvat vuosiluokat näkyvät nopeasti kannan koossa ja saaliissa (Valkeajärvi ym. 1997). Lappajärven muikkukannan koon nopea vaihtelu selittyikin vuosina 2000 ja 2002 kuoriutuneilla heikoilla ja vuonna 2001 kuoriutuneella erityisen runsaalla vuosiluokalla. Myös vuosina 1999 ja 2003–2005 kuoriutuneet vuosiluokat olivat kohtalaisen runsaita.

Heikkojen ja runsaiden muikkuvuosiluokkien on havaittu usein vuorottelevan (mm. Hamrin & Persson 1986, Helminen & Sarvala 1994, Helminen ym. 1997, Karjalainen ym. 2000, Marjomäki ym. 2004), mihin voi olla ainakin osasyynä tehokas muikkuun kohdistuva kalastus (mm. Helminen ym. 1997, Karjalainen ym. 2000, Huusko & Hyvärinen 2005). Myös Lappajärvellä on havaittavissa 2-vuotissykli vuosiluokkien 1999–2003 runsaudessa. Vuosina 2003–2005 vaikuttaa kuitenkin syntyneen peräkkäiset runsaat muikkuvuosiluokat. Heikon vuosiluokan puuttuminen eli odotettua parempi poikastuotanto vuonna 2004 saattoi johtua ravintokilpailun ja mui-kun poikasiin kohdistuneen predaation vähyydestä kuore- ja ahvenkantojen harventumisen seuraukse-na. Nybergin ym. (2001) mukaan veden nopea läm-peneminen jäiden lähdön jälkeen edesauttaa mui-kun rekrytoitumista, mikäli predaattoreita on vähän. Muikunpoikasten kuoriutuminen tapahtuu lähellä jäi-den lähtöä (Karjalainen & Viljanen 1992, Karjalainen ym. 2000, Nyberg ym. 2001). Vesi lämpeni Lappa-järvellä vuonna 2004 poikkeuksellisen nopeasti heti jäiden lähdön jälkeen (kts. luku 2), mikä nähtävästi suosii muikunpoikasten kehittymistä ja säilyvyyttä samalla, kun muikunpoikasiin kohdistunut predaa-tiopaine oli vähäinen.

Muikun vuosiluokan runsauteen vaikuttavat mm. kutukannan koko, kevään ravinto-olot ja -kilpailu, predaatio, kevään tuulisuus ja veden lämpötila (mm. Viljanen 1988, Auvinen 1994, Helminen & Sarvala 1994, Marjomäki & Huolila 1994, Helminen ym. 1997, Valkeajärvi ym. 1997, Karjalainen ym. 2000, Heikinheimo 2001, Marjomäki 2004). Muikunpoikas-ten kuolleisuudella jäiden lähdön jälkeisten viikkojen aikana on suuri merkitys vuosiluokan vahvuudelle (Viljanen 1988, Karjalainen ym. 2000). Voimakkaat tuulet voivat heikentää muikunpoikasten ravinnon-saantia ja selviytymistä (Huusko & Sutela 1998). Helmisen ym. (1997) mukaan kutukannan koko määrää muodostuvan vuosiluokan lähinnä harvan muikkukannan aikana, kun taas ikäryhmien välinen kilpailu säätelee poikastuotantoa runsaamman kan-nan aikana. Lappajärven säännöstelyllä ei liene rat-kaisevaa vaikutusta muikkujen lisääntymiseen, sillä valtaosan Lappajärven muikuista on havaittu kute-van 2–5 m, osan jopa 8 m syvyyteen (Nissinen & Vihervuori 1977).

Muikunpoikasiin kohdistunut saalistus ei luultavasti

ollut tärkein muikkuvuosiluokkien vahvuuteen vai-kuttanut tekijä hankkeen aikana. Runsas muikku-vuosiluokka 2001 syntyi tilanteessa, jolloin kuore- ja ahvenkannat olivat tiheät tehokalastuksen vasta al-kaessa. Runsas ahvenkanta voi vähentää saalistuk-sellaan muikunpoikasten määrää ja siten heikentää vuosiluokan vahvuutta (Auvinen 1994, Helminen ja Sarvala 1994, Valkeajärvi ym. 1997, Heikinheimo 2001, Valkeajärvi & Marjomäki 2004). Huusko ym. (1996) ja Haakana ym. (2007) puolestaan arvioi-vat ahvenpredaation vaikutuksen muikun poikasten määrään olleen hyvin vähäisen. Runsasta ahven-kantaa pidettiin yhtenä syynä Lappajärven 1990-luvun alkupuolen muikkukatoon (Raitaniemi ym. 1995), ja mahdollisesti myös vuosiluokkien 2000 ja 2002 heikkouden yhtenä osasyynä oli ahvenkannan predaatio. Ahvenen ohella myös esim. suurikokoiset kuoreet voivat käyttää ravintonaan muikunpoikasia (Sterligova 1979, Loftus & Hulsman 1986, Sarvala ym. 1988, Northcote & Hammar 2006). Pohjois-Amerikassa amerikankuoreen on havaittu heiken-täneen predaatiollaan coregonidikantoja (Crowder 1980, Loftus & Hulsman 1986, Evans & Loftus 1987, Hrabik ym. 1998). Suurikokoisten kuoreiden romah-dusmainen vähentyminen Lappajärvellä vuoden 2001 jälkeen todennäköisesti vähensi vastakuoriu-tuneisiin muikunpoikasiin kohdistunutta predaatio-ta ja osaltaan mahdollisti runsaiden peräkkäisten muikkuvuosiluokkien synnyn vuosina 2003–2005. Muikku on lisäksi yleisesti taimenen tärkeä saalistaji (esim. Hyvärinen & Huusko 2006), ja runsaat lohika-lakannat saattavat heikentää predaatiollaan muikku-kantoja (Auvinen ym. 2004). Lappajärvellä istutus-ten varassa olevassa taimenkannassa ei havaittu tapahtuneen huomattavia muutoksia tehokalastuk-sen aikana, mutta taimenen muikkuun kohdistama predaatio saattoi kuitenkin kasvaa kuorekannan heikennyttyä tehokalastuksen seurauksena. Taime-nen on havaittu käyttäneen Oulujärvellä ravintonaan pääosin joko muikkua tai kuoretta riippuen siitä, kumpaa on ollut enemmän tarjolla sopivan kokoise-na (Vehanen ym. 1998, Hyvärinen & Huusko 2006). Sama ilmiö on havaittu myös Lappajärvellä, jossa taimenten ravinto 1990-luvun alun muikkukatovuosi-na koostui pääosin kuoreesta (Raitaniemi ym. 1995). Siikakalojen eli muikun tai siian osuus kuhan ravinnosta oli Lappajärvellä vuonna 2003 huomatta-vasti suurempi (39 %) kuin muina vuosina (14–17 %) (kts. luku 7). Muikkuvuosiluokka 2003 ei kuitenkaan muodostunut heikoksi, joten kuhan ja taimenen pre-

daatiolla ei nähtävästi ollut kovin suurta vaikutusta muikkukannan kokoon.

5.3.4 Siika

Vaikka vuosien väliset erot siian yksikkösaaliissa eivät olleet selkeästi tilastollisesti merkitseviä, vaikuttaa siikakanta heikentyneen vuoden 2002 jälkeen. Yli 10 m syvän ulapan pohjapyyntineissä siian yksikkösaaliiden vuosien väliset erot olivat Friedmanin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä arvioituna tilastollisesti merkitseviä, mutta pareittaisissa vertailuissa toisistaan eroavia vuosia ei löydetty. Tilastollisesti merkitsevien tulosten puuttuminen saattaa suurelta osin johtua siikasaaliiden vähäisyydestä: vuosien 2001–2004 koekalastuksissa saatiin saaliiksi ainoastaan 88 siikayksilöä.

Planktonsiian vuosittainen istutusmäärä Lappajärvellä on pysynyt jokseenkin samana, n. 180000 kpl/a, 1990- ja 2000-luvuilla (Kalataloushallinnon istutusrekisteri), joten niissä tapahtuneet muutokset eivät nähtävästi olleet syynä siikakannan heikkenemiseen. Vimpelinjokisuulla keväällä 2008 tehdyissä siian poikashaavipyyntineissä saatiin saaliiksi vastakuoriutuneita siian poikasia, mikä viittaa luonnolliseen lisääntymiseen, koska siikoja istutetaan Lappajärveen ilmeisesti ainoastaan syksyisin 1-kesäisinä. Siian luontaisessa lisääntymisessä esiintyneestä vuosien välisestä vaihtelusta ei kuitenkaan ole tietoa. Siikakannan heikkenemiseen tehopyynnin aikana ovat luonnossa tapahtuneessa lisääntymisessä mahdollisesti esiintyvän vaihtelun lisäksi voineet vaikuttaa lähinnä suurentunut kalastuskuolleisuus, kuha- ja muikkukantojen runsastuminen sekä siikojen haitallisten loisten mahdollinen lisääntyminen. Ammattikalastajien siikasaaliit kasvoivat tasaisesti vuoden 2001 jälkeen ja ylittivät 10 tonnia vuonna 2004 (kts. luku 4). Muikun troolikalastuksen alettua vuonna 2001 muut ammattikalastajat luultavasti siirtyivät muikun pyynnistä siian pyyntiin. Kuhakannan runsastuminen on todennäköisesti lisännyt siikaan kohdistuvaa predaatiopainetta ja muikkukannan runsastuminen ravintokilpailua. Siikakalojen eli siian ja muikun havaittiin olleen tehokalastushankkeen aikana yksi kuhan pääravintokohteista Lappajärvellä etenkin vuonna 2003 (kts. luku 7). Kuhien siikoihin kohdistama predaatiopaine saattoi kuitenkin olla suhteellisen vähäistä istutettujen siikojen oltua pääosin yli 10 cm pituisia, ja valtaosa kuhien syö-

mistä siikakaloista oli luultavasti muikkuja (kts. luku 7). Muikku puolestaan on siikaa vahvempi ravintokilpailija (Svärdson 1976). Siikavuosisiluokka 2000 vaikuttaakin kasvaneen huomattavasti hitaammin kuin vuosiluokka 1999, mihin oli todennäköisesti syynä ravintokilpailun voimistuminen muikkukannan runsastumisen seurauksena, sillä keväällä 2001 kuoriutui hyvin runsas muikkuvuosisiluokka. Muikkukannan runsauden ja siian kasvunopeuden välillä Lappajärvellä on aiemmin havaittu negatiivinen riippuvuus (Raitaniemi ym. 1995, 1999). Salojärven & Ekholmin (1990) mukaan siikaistutukset voivat tuottaa heikkoja saaliita, mikäli särki-, muikku- tai siikakannat ovat runsaat. Siiioissa esiintyvien haitallisten loisten määrissä mahdollisesti tapahtuneista muutoksista vuosina 2001–2006 ei ole tietoa. Vuonna 2008 tehdyissä selvityksissä Lappajärven siiioissa havaittiin kuitenkin hyvin runsaasti lokkilapamatoa (*Diphyllbothrium dendriticum*) ja lisäksi rakkoloisiota (*Henneguya zschokkei*) (Teemu Huovinen, Länsi-Suomen ympäristökeskus, suullinen tiedonanto).

5.3.5 Ahven

Ahvenkannan biomassa pysyi koekalastusten yksikkösaaliiden perusteella jokseenkin samana tai jopa kasvoi hieman vuoteen 2003 saakka, vaikka vuosina 2001–2003 pyydettiin noin 258 tonnia eli 18 kg/ha (keskimäärin 6 kg/ha/a) pienikokoista ahventa. Kun tehopyynnin lisäksi ammattikalastajat pyysivät vuosina 2001–2003 noin 10 tonnia ahventa ja vapaa-ajankalastajien vuosisaalis oli keskimäärin noin 25 tonnia (kts. luku 4), oli kokonaisahvensaalis vuosina 2001–2003 noin 340 tonnia eli 23 kg/ha (keskimäärin 8 kg/ha/a). Vuoden 2004 loppuun saakka ahventa pyydettiin kaikkiaan noin 430 tonnia eli 30 kg/ha (keskimäärin 7 kg/ha/a). Ahvenkannan säilyminen vuosien 2001–2003 välillä selittyy runsailla ahvenvuosisiluokilla 1999, 2001 ja 2002, joiden seurauksena Lappajärven ahvenkannan tuotanto oli niin suurta, ettei ahvenkannan kokoa juuri saatu kalastuksella vähennettyä. Ahvenkannan tuottavuutta kasvattivat myös suhteellisen lämpimät kesät 2002 ja 2003, jolloin pintaveden lämpösumma oli kesäsyyskuussa yli 2000 päiväastetta (kts. luku 2). Runsaat ahvenvuosisiluokat 2001 ja 2002 näkyivät etenkin rantavyöhykkeen yksikkösaaliissa vuosina 2002 ja 2003. Vuoden 2003 jälkeen pienikokoiset ahvenet kuitenkin vähentyivät todennäköisesti tehopyynnin tehostumisen ja suhteellisen kylmien alkukesi-

en 2003 ja 2004 – jotka eivät suosineet runsaiden ahvenvuosiluokkien syntymistä – vuoksi. Ahvenen vuosiluokan runsauden ja kesän lämpösumman välillä on havaittu positiivinen riippuvuus (Sarvala & Helminen 1996, Tolonen ym. 2003). 3–10 m syvän alueen pintavyöhykkeellä tehopyynti alkoi merkittävästi näkyä ahvenkannan runsaudessa kuitenkin jo vuoden 2002 jälkeen. Kokonaisyksikkösaaliiden laskuun kyseisellä vyöhykkeellä oli syynä pääosin juuri ahvenen vähentyminen. Pienten ahventen vähennyttä koeverkko-pyyntien saalisahventen keskimassa nousi noin 30 grammasta 40 grammaan.

Lappajärven ahvenkannan koostuminen tehokaslastushankkeen alussa pääasiassa pienikokoisista yksilöistä saattoi osaltaan johtua runsaasta särkikannasta. Olin ym. (2002) havaitsivat, että rehevyydeltään kutakuinkin Lappajärven tasoisissa eteläsuomalaisissa mesotrofisissa järvissä runsas särkikanta voi rajoittaa petomaisten ahventen määrää hidastamalla ahventen kasvua ravintokilpailusta johtuen. 0+ -ahvenet joutuvat kilpailemaan ravinnosta 0+ -särkien kanssa etenkin silloin, kun 0+ -ahvenet eivät voi käyttää 0+ -särkiä ravintonaan lajien välisen pienen kokoeron vuoksi (Brabrand 2001). Särki voi tehokkaampana planktonsyöjänä pakottaa ahvenen käyttämään pohjaeläimiä ravintonaan jo ensimmäisenä kesänä, mikä johtaa voimakkaampaan lajin sisäiseen kilpailuun vanhempien ikäryhmien kanssa, kasvun hidastamiseen, kalaravintoon siirtymisen viivästymiseen ja kääpiöitymiseen (Persson & Greenberg 1990). Ahvenet ja särjet voivat kuitenkin lajien välisten elinympäristön ja ravinnonkäytön erojensa ansiosta esiintyä syvissä järvissä runsaina ilman selkeätä kilpailua (Horppila ym. 2000, Kahl & Radke 2006). Lämpötilakerrostunut ulappa vähentää Kahlin & Radken (2006) mukaan syvissä järvissä ahvenen ja särjen välistä kilpailua luultavasti tarjoamalla kummallekin lajille vyöhykkeen, jossa vallitsee lajityypillinen optimilämpötila, joka on särjellä korkeampi kuin ahvenella. Ahvenen ja särjen nopea kasvu viittaa niiden välisen ravintokilpailun olevan Lappajärvellä yleensä melko vähäistä. Vuonna 2004 heinä–elokuussa 10–20 cm pituisten ahventen ravinto koostui kuitenkin eläinplanktonin – joka oli edeltävinä vuosina ollut runsain ravintokohde – sijasta pääosin pohjaeläimistä, ja tyhjien mahojen osuus ahvenilla oli selvästi suurempi kuin edeltävinä vuosina (kts. luku 7). Eläinplanktonitiheydet olivat heinä–elokuussa hyvin alhaiset (kts. luku 10) luultavasti etenkin runsai-

den muikku- ja särkikantojen predaation seurauksena, mikä nähtävästi pakotti ahvenet siirtymään pohjaeläinravintoon ja hidasti niiden kasvua. 0–2 -vuotiaiden ahventen kasvun havaittiin olleen hyvin hidasta vuonna 2004.

5.3.6 Kiiski

Vaikka vuosien väliset erot kiisken yksikkösaaliissa eivät suurelta osin olleet tilastollisesti merkitseviä, vaikuttaa kiiskikanta pienentyneen vuoden 2002 jälkeen. Yli 10 m syvän ulapan pohjavyöhykkeellä kokonaisyksikkösaaliiden laskuun vuoden 2002 jälkeen oli syynä etenkin kiisken vähentyminen. Syynä kiiskikannan heikentymiseen oli todennäköisesti etenkin kuhan saalistuksen voimistuminen. Kiisken osuus kuhien ravinnosta kasvoi vuosien 2001–2004 välillä ja siitä tuli kuorekannan romahtamisen seurauksena kuhan pääravintokohde kuoreen tilalle vuonna 2003 (kts. luku 7). Kiiskeen kohdistuvan predaation kasvu oli luultavasti hyvin voimakasta, sillä samalla kuhakanta myös runsastui. Kuhapredaation voimistumisen ohella kiiskikannan harven- tumiseen vaikutti osaltaan myös tehopyynti. Ensimmäisenä tehopyyntivuonna 2001 kiiskisaalis oli vielä alhainen, noin 2 tonnia, mutta vuonna 2002 saalis oli yli 15 tonnia eli 1,1 kg/ha. Kiiskisaaliit pysyivät yli 10 tonnissa myös vuosina 2003 ja 2004. Vuosina 2001–2004 kiiskeä pyydettiin kaikkiaan noin 42 tonnia eli 3 kg/ha (keskimäärin 0,7 kg/ha/a).

5.3.7 Kuha

Kuhakanta vaikuttaa yksikkösaaliita katsottaessa runsastuneen hieman vuoden 2003 ja selvemmin vuoden 2005 jälkeen: vuosien 2001–2006 koe- kalastusten kuhasaaliista reilu kolmasosa saatiin vuonna 2006. Vaikka vuosien väliset erot kuhan yksikkösaaliissa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, jäivät vuoden 2006 kuhasaaliiden erot muiden vuosien vastaaviin ainoastaan hieman tilastollisesti merkitsevistä tuloksista. Syynä kuhakannan runsastumiseen ovat luultavasti etenkin kuhaistutusten runsastuminen vuoden 1993 jälkeen ja kuhalle suotuisat lämpimät kesät. 1-kesäisten kuhanpoikasten istutukset aloitettiin Lappajärvellä vuonna 1986 (Raitaniemi ym. 1995), minkä jälkeen kuhakannassa on ollut kasvava suuntaus. Vuosiluokat 1999 ja 2001–2005 olivat pituusjakaumien perusteella runsaita. Vuosiluokka 2000 oli heikko ilmeisesti kylmän kesän vuoksi (kts. luku 2). Luonnollisen lisääntymi-

sen ja istutusten osuuksia kuhan rekrytoimisessa Lappajärvellä ei ole tutkittu. Kuhan vuosiluokkien vahvuuden ja lämpötilan välillä on positiivinen riippuvuus (Lappalainen ym. 1995, Lappalainen & Lehtonen 1995, Karjalainen ym. 1996, Ruuhijärvi ym. 1996). Korkea lämpötila edesauttaa kuhanpoikasten selviytymistä kasvua nopeuttamalla (Buijse & Houthuijzen 1992), ja lämpiminä kesinä kuhanpoikaset voivat siirtyä kalaravintoon keskimääräistä aiemmin nopean kasvunsa ansiosta (Buijse & Houthuijzen 1992, Wysujack ym. 2002). Kasvun nopeutuessa kuhanpoikasten kuolleisuus vähentyy (Buijse & Houthuijzen 1992, Frankiewicz ym. 1996, Mehner ym. 1996, Kirjasniemi & Valtonen 1997, Lappalainen ym. 2006). Lämpenemisen ja siitä seuranneen kasvun nopeutumisen seurauksena myös kuhan absoluuttinen fekunditeetti kasvaa ja sukukypsyysikä laskee, jolloin poikastuotanto kiihtyy (Wilkońska 1988, Lappalainen ym. 2003). Kuoreen runsastuminen 1990-luvulla (Raitaniemi ym. 1995, Nissén ym. 2000, Sivil 2000) on luultavasti edesauttanut kuhakannan voimistumista takaamalla runsaan ravinnonsaannin ja lisäämällä siten kasvua ja mädintuotantoa.

5.3.8 Särki

Vaikka särki oli tehopyynnissä ahvenen ja kuoreen jälkeen kolmanneksi eniten pyydetty laji, ei särkikannassa yksikkösaaliiden perusteella tapahtunut pysyvää heikentymistä hankkeen aikana. Särkikanta vaikuttaa kuitenkin hetkellisesti hieman heikentyneen vuoteen 2003 lähinnä 3–10 m syvällä alueella, mutta vahvistuneen uudelleen sen jälkeen. Etenkin yli 15 cm pituiset särjet vaikuttavat vähentyneen tehopyynnin ansiosta selvästi vuoteen 2003. Myös särjen kokonaissaaliin lasku vuodeksi 2003 vuosien 2001 ja 2002 tasosta kuvastaa osaltaan särkikannan lievää heikentymistä. Särkeä saatiin tehopyynnissä vuosina 2001–2004 kaikkiaan yli 200 tonnia eli 14 kg/ha (keskimäärin 3,5 kg/ha/a). tehopyynnin lisäksi ammattikalastajat pyysivät tuolloin särkeä noin 5 tonnia ja vapaa-ajan kalastajien saalis oli keskimäärin noin 10 tonnia vuodessa, joten särjen kokonaissaalis vuosina 2001–2004 oli noin 250 tonnia eli 17 kg/ha (keskimäärin 4,3 kg/ha/a).

Särkikanta runsastui vuoden 2003 jälkeen ilmeisesti voimistuneen poikastuotannon seurauksena, vaikka tehopyyntisaalis pysyi vuonna 2004 jokseenkin edellisten vuosien tasolla. Särki pystyy kompensoi-

maan kannan harvenemista nopeasti vahvistuneella poikastuotannolla (Horppila & Peltonen 1994, Sammalkorpi & Horppila 2005). Vuosina 2002 ja 2003 poikastuotantoa todennäköisesti edesauttoi lisäksi lämmin kesä, ja särjen runsastumiseen vaikutti luultavasti myös särjenpoikasiin kohdistuneen predaation heikkeneminen ahvenkannan harvennuttua. Ahvenet voivat jo 0+ -ikäisinä käyttää ravintonaan runsaasti särkikaloiden poikasia, mikäli niiden välinen kokoero on riittävän suuri (Borcherding ym. 2000, Brabrand 2001). Alle 10 cm pituisista eli 0+ - ja 1+ -ahvenista ei kuitenkaan otettu ravintona näytteitä Lappajärvellä (kts. luku 7). Erittäin runsas, joskin keskikooltaan varsin pienikokoinen, ahvenkanta saattoikin estää runsaiden särkivuosisuokkien synnyn Lappajärvellä ennen tehokalastusta. Olin ym. (2002) havaitsivat eteläsuomalaisissa mesotrofiisissa järvissä positiivisen korrelaation petomaisten ahventen yksikkösaaliin ja särkien keskikoon välillä. Mahdolliseksi syyksi ilmiöön he esittivät pienikokoisten särkien harvenemisen ahvenen predaation seurauksena ja siitä seuraavan särkien lajinsisäisen kilpailun vähentymisen ja nopeutuneen kasvun. Lappajärvellä ei havaittu syntyneen runsaita ahvenvuosisuokkia vuoden 2002 jälkeen, minkä seurauksena pienikokoisten ahventen särkikantaan kohdistama predaatio vuosina 2003–2006 oli todennäköisesti huomattavasti vähäisempää kuin edeltävinä vuosina. Särjen poikastuotannon heikkeneminen vuonna 2005 saattoi puolestaan johtua kalaston runsastumisesta aiheutuneesta ravintokilpailun uudelleen voimistumisesta; särjen lisäksi ainakin muikkukanta oli runsas vuonna 2005, mikä lienee osaltaan voimistanut ravintokilpailua. Muikku voi vahvempana ravintokilpailijana runsaana esiintyessään pakottaa särjen ulapalta rantavyöhykkeelle (Beier 2001).

5.3.9 Lahna ja salakka

Lahna- ja salakkakantojen runsaudessa ei yksikkösaaliiden perusteella havaittu tapahtuneen huomattavia muutoksia vuosien 2001–2004 tehopyynnin aikana. Lahnan kokonaissaalis vuosina 2001–2004 oli noin 50 tonnia eli 3,4 kg/ha (keskimäärin 0,9 kg/ha/a) ja salakan 18 tonnia eli 1,2 kg/ha (keskimäärin 0,3 kg/ha/a). Saaliit olivat ilmeisesti niin vähäiset, ettei niillä ollut huomattavaa vaikutusta kyseisten lajien populaatiokokoon. Salakkakanta saattoi kuitenkin hetkellisesti hieman vähentyä vuoteen 2002 lähinnä yli 10 m syvän ulapan pintakerroksessa, jos-

kin yksikkösaaliiden erot vuoteen 2001 verrattuna eivät olleet tilastollisesti merkitsevät. Mahdollinen hetkellinen salakkakannan harventuminen saattoi ainakin osittain johtua tehopyynnistä.

Salakkakanta vaikuttaa tehopyynnistä huolimatta runsastuneen Lappajärven ulapalla vuoden 2003 jälkeen: salakan yksikkösaaliit yli 10 m syvän ulapan pintakerroksessa vuosina 2004 ja 2006 olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat kuin vuonna 2002. Alle 15 cm pituisten salakoiden lisääntyminen vuoden 2002 jälkeen voi olla johtunut salakan poikastuotannon vahvistumisesta. Lahnan keskimääräinen yksilökoko laski huomattavasti vuosiksi 2005 ja 2006, mikä johtui ilmeisesti tehokalastuksen aiheuttamasta yli 25 cm pituisten yksilöiden vähenemisestä ja pienten yksilöiden lisääntymisestä poikastuotannon vahvistumisen seurauksena. Vuonna 2005 koekalastusten lahnasaaliit koostuivat täysin ja vuonna 2006 lähes täysin alle 25 cm pituisista yksilöistä. Ravintokilpailun ja ahvenen saalistuksen mahdollinen väheneminen kalakannan harventumisen seurauksena saattoi särjen lisäksi vahvistaa myös salakan ja lahnan poikastuotantoa.

6 Kalojen kasvu

6.1 Aineisto ja menetelmät

Tehokalastuksen aikana särjistä, ahvenista, muikuis- ta, kuhista ja kuoreista otettiin luutumanäytteitä iän- ja kasvunmäärytyksiä varten. Ahvenista ja särjistä luutumanäytteet kerättiin pääosin heinä-elokuussa vuosittaisten koeverkkokalastusten yhteydessä. Vuoden 2004 kasvunmäärytyksiä varten ahventen ja särkien näytteet kerättiin kuitenkin lokakuun tehokalastussaalista. Muikkujen luutumanäytteet otettiin troomisaalista sekä koekalastusten yhteydessä. Kuhien luutumanäytteet kerättiin koekalastusten ja ravintonäytepyyntien yhteydessä. Kuoreen osalta luutumanäytteet otettiin troomisaalisnäytteistä.

Luutumanäytteenottoa varten näytekalat luokiteltiin pituusluokkiin 10 mm:n välein. Kaikilta näytekaloilta punnittiin massa yhden gramman ja mitattiin kokonaispituus (RT) yhden millimetrin tarkkuudella, mikä lisäksi valtaosalta kuhista määritettiin sukupuoli. Vuonna 2001 näytteitä otettiin kuoretta lukuun ottamatta 10 kpl/pituusluokka ja vuosina 2002–2004 5 kpl/pituusluokka. Kuoreen osalta näytteitä otettiin kaikkina vuosina 5 kpl/pituusluokka. Muikuista luutumanäytteiksi otettiin suomuja, kuhista ja ahvenista suomuja sekä operculumit eli kiduskannen luut, särjistä suomuja sekä cleithrumit eli hartianlukkoluut ja kuoreista suurimmat kuuloluut eli otoliitit (sagitta).

län- ja kasvunmäärytyksissä käytettiin operculumi- en, cleithrumien ja sagittojen osalta preparointimikroskooppia, suomujen osalta mikrofiliinlukulaitetta. Kuoreiden sagittat käsiteltiin ennen iänmäärytystä: yksi sagitta upotettiin kokonaisena kanadabalsamiin kuoppalevyille, mikä lisäksi yli 10 cm pituisilta kuoreilta toinen sagitta hiottiin ja värjättiin neutraalipunalla. Myös pienemmiltä kuoreilta värjättiin toinen sagitta, mikäli kanadabalsamiin laitettu sagitta oli epäselvä.

Muilta kaloilta kuin kuoreilta määritettiin kasvu takautuvasti mittaamalla säde luutuman kasvukeskuksesta kohtisuoraan vuosirenkaiisiin nähden Mannin (1973) esittämältä linjalta (Eloranta 1975). Ahvenen ja kuhan osalta takautuvassa kasvunmäärytyksessä käytettiin operculumeita, muikun osalta suomuja ja särjen osalta cleithrumeita. Kuhalla ensimmäisen vuosirenkaan sijainnin määrittämisessä käytettiin

apuna suomuja. Ahvenen, kuhan, muikun ja särjen kasvu laskettiin takautuvasti Monastyrskyn (1926, 1930) menetelmällä kaavalla:

$$L_i = \left(\frac{S_i}{S} \right)^b L,$$

jossa L_i = takautuvasti laskettu pituus iässä i , S_i = säde kasvun alkupisteestä vuosirenkaaseen i , S = säde kasvun alkupisteestä luutuman reunaan ja L = kalan pituus pyyntihetkellä. Vakion b arvot ratkaistiin vuosien 2001–2006 iänmäärytysaineistoista lineaarisella regressioanalyysillä kalan pituuden ja luutuman säteen välisestä riippuvuudesta kaavalla:

$$\ln L = \ln a + b \ln S,$$

jossa L = kalan pituus, a ja b vakiot sekä S luutuman säde. Regressiomallin selitysaste oli heikoin muikulla ilmeisesti käytetystä luutumasta johtuen (taulukko 6-1).

Taulukko 6-1. Vuosien 2001–2006 ikänäyteaineiston näytekalojen pituuksien vaihteluvälit (cm) ja näytemäärät (n) sekä aineistosta lasketut vakion b arvot ja regressiomallin selitysasteet (R^2).

Laji	Luutuma	Näytekalojen pituuksien vaihteluväli (cm)	n	b	R^2
ahven	operculum	5,4–36,7	631	0,884	0,976
kuha	operculum	7,5–71,9	528	0,963	0,976
muikku	suomu	7,8–26,1	657	0,582	0,860
särki	cleithrum	7,5–28,7	457	0,926	0,956

Eri ikäryhmien kasvu eri vuosina laskettiin kaavalla:

$$\Delta L_{a,n} = L_{a+1,n+1} - L_{a,n},$$

jossa $\Delta L_{a,n}$ = ikäryhmän a kasvu vuonna n , $L_{a,n}$ = ikäryhmän a takautuvasti laskettujen pituuksien keskiarvo vuoden n alussa ja $L_{a+1,n+1}$ = ikäryhmän $a+1$ takautuvasti laskettujen pituuksien keskiarvo vuoden $n+1$ alussa. Ensimmäisen vuoden kasvuksi katsottiin pituus 1-vuotiaana. Kalojen kasvua niiden pyyntivuotena ei arvioitu.

Ikäryhmäkohtaisten kasvuarvioiden keskiarvojen keskivirheet (s.e.) laskettiin kaavalla:

$$s.e. = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

Kuhan osalta takautuvasti laskettujen pituuksien sukupuolten välisten erojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin ikävuosittain Mannin-Whitneyn U-testillä. Muutoin aineiston käsittelyssä ei eroteltu yksilöitä sukupuolen perusteella. Vuosien välisten kasvuerojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin ikäryhmittäin Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella varianssianalyysillä ensimmäisen, toisen ja kolmannen vuoden kasvun osalta. Tilastollisessa analysoinnissa käytettiin parametrittomia testejä, koska parametrinen t-testin ja varianssianalyysin vaatimat oletukset jakaumien normaalisuudesta ja varianssien yhtä suuruudesta eivät toteutuneet.

Mikäli Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella varianssianalyysillä kasvussa havaittiin esiintyvän tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja alle 10 % riskitasolla, tehtiin pareittaiset vuosien väliset vertailut Sprentin (1989) esittämällä mittatikkumenetelmällä. Mittatikon pituus laskettiin erikseen jokaiselle vertailussa olleelle lajille, ikäryhmälle ja vertailussa olleelle vuosiparille. Kahden vuoden kasvuarvioiden ero oli tilastollisesti merkitsevä alle 10, 5, 1 tai 0,1 % riskitasolla, mikäli kasvuarvioiden vuosittaisten keskimäärien suuruusjärjestyslukujen erotuksen itseisarvo oli suurempi kuin mittatikon pituus kyseisellä riskitasolla.

Kuoreen eri ikäryhmien keskipituuksien vuosina 2001–2004 selvitettiin ikä-pituusavaimella saaduista ikäryhmien pituusluokkajakaumista (kts. luku 8), sillä ikäryhmien keskipituuksien laskeminen suoraan yksilön pituuden suhteen valikoiduista otoksista (5 kpl/pituusluokka) lähtöisin olevista mittaustuloksista voi antaa harhaisia kasvuarvioita, mikäli ikäryhmän pituusjakauma ei ole normaalijakautunut. Ikäryhmän i keskipituus kussakin saalisnäytteessä laskettiin kaavalla:

$$l_i = \frac{\sum_{k=1}^n (\text{pituusluokan } k \text{ luokkakeskus} \times n_{i,k})}{n_i}$$

missä l_i on ikäryhmän i keskipituus, $n_{i,k}$ ikäryhmän i lukumäärä pituusluokassa k ja n_i ikäryhmän i kokonaislukumäärä näytteessä.

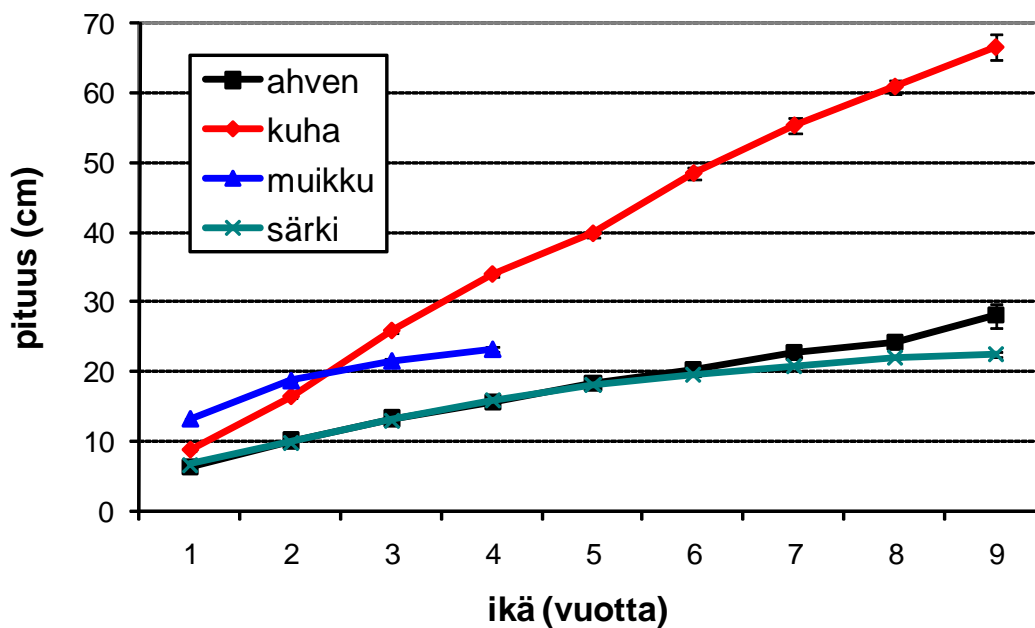
6.2 Tulokset

Lappajärven ahvenet olivat takautuvien kasvunmääritysten perusteella ensimmäisen kasvukauden jälkeen keskimäärin noin 6 cm, kuhat 9 cm, muikut 13 cm ja särjet 7 cm pituisia (kuva 6-1). Ahvenet saavuttivat 15 cm pituuden – jolloin niiden katsottiin siirtyvän kalaravinnon käyttöön – keskimäärin neljännellä kasvukaudella. 20 cm pituuden ahvenet ylittivät keskimäärin kuudennella, kuhat ja muikut kolmannella sekä särjet seitsemännellä kasvukaudella. Ahvenen ja särjen kasvu oli jokseenkin yhtä nopeaa kuudenteen ikävuoteen eli noin 20 cm pituuteen saakka, minkä jälkeen ahvenet kasvoivat särkiä nopeammin. Muikulla kasvu oli varsin nopeaa toisen kasvukauden loppuun saakka. Kuhalla kasvu pysyi kaikissa ikäryhmissä jokseenkin yhtä nopeana ainakin 9-vuotiaaksi saakka, mitä vanhemmista yksilöistä ei ollut käytettävissä ikänäytteitä. Naaras- ja koiraskuhien takautuvasti laskettujen pituuksien ei havaittu eronneen toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ikäryhmissä 1–9 -vuotta (Mann-Whitney, $p > 0,05$).

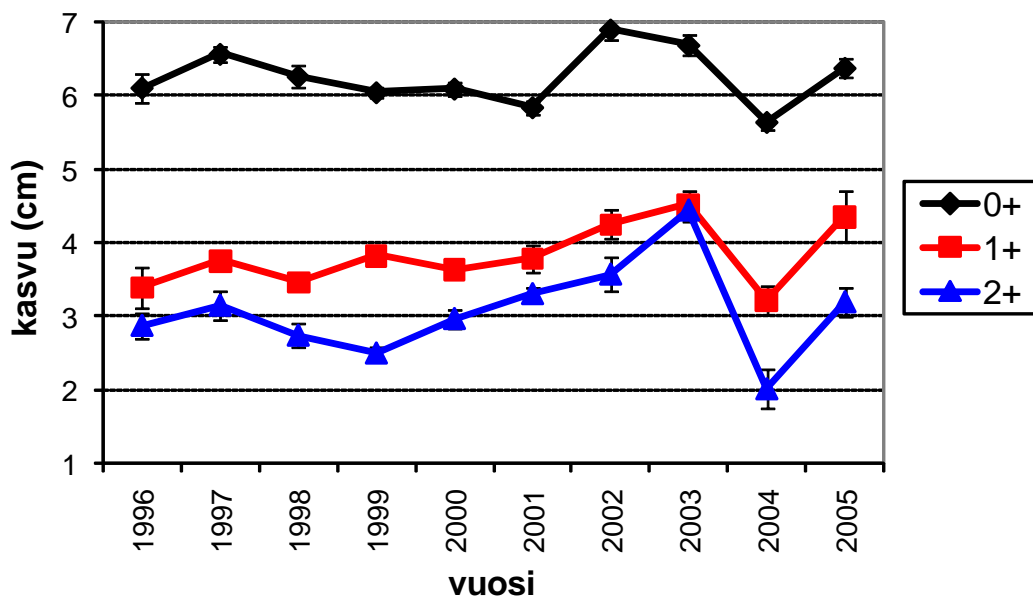
Ahvenen ensimmäisen kalenterivuoden keskimääräinen kasvu vuosina 1996–2005 vaihteli takautuvien kasvunmääritysten perusteella noin 6–7 cm, toisen 3–5 cm ja kolmannen 2–4 cm välillä (kuva 6-2). Ahvenen kasvu oli kaikissa kolmessa ikäryhmässä nopeaa vuosina 2002 ja 2003, kun taas vuonna 2004 kasvu oli hidasta. 1+ - ja 2+ -ahventen kasvu vaikuttaa nopeutuneen 2000-luvun vaihteesta vuoteen 2003 saakka. 0+ -ahventen keskimääräinen kasvu oli alle 6 cm vuoden 2004 lisäksi ainoastaan vuonna 2001. Tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin kaikkien kolmen edellä mainitun ikäryhmän kasvussa (taulukot 6-2 ja 6-3).

Kuhan kasvussa esiintyi huomattavaa vuosien välistä vaihtelua (kuva 6-3). Ensimmäisen kalenterivuoden keskimääräinen kasvu vuosina 1996–2005 vaihteli takautuvien kasvunmääritysten perusteella noin 7–10 cm, toisen 6–9 cm ja kolmannen 7–11 cm välillä. Hitainta kuhien kasvu oli vuonna 2004, jolloin kaikkien kolmen ikäryhmän yksilöt kasvoivat keskimäärin alle 8 cm. 0+ - ja 1+ -kuhien kasvu hidastui selvästi vuodesta 2002 vuoteen 2004, 2+ -kuhien puolestaan jo vuodesta 1999 alkaen. Päinvastoin kuin 2+ -kuhilla, 1+ -kuhien kasvu kiihtyi huomattavasti vuodesta 2000 vuoteen 2002. Tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin kaikkien kolmen edellä mainitun ikäryhmän kasvussa (taulukot 6-2 ja 6-4).

avasti vuodesta 2000 vuoteen 2002. Tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin kaikkien kolmen edellä mainitun ikäryhmän kasvussa (taulukot 6-2 ja 6-4).



Kuva 6-1. Ahvenen, kuhan, muikun ja särjen keskimääräiset pituudet (\pm s.e.) eri-ikäisinä Lappajärvessä takautuvien kasvunmääritysten perusteella.



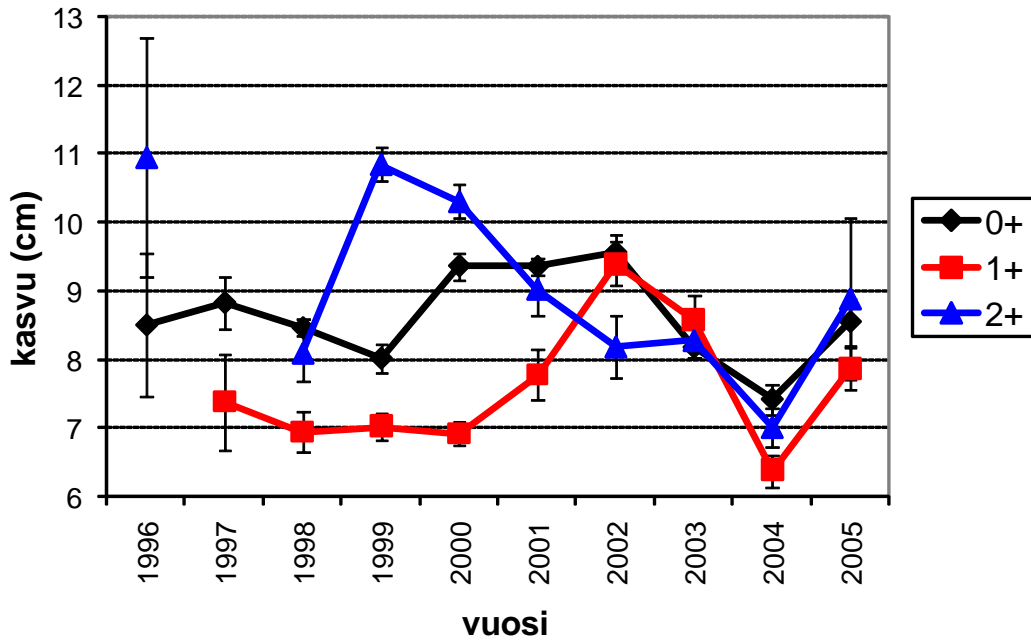
Kuva 6-2. Ahventen keskimääräinen pituusvuosikasvu (\pm s.e.) ensimmäisellä (0+ -ikäryhmä), toisella (1+) ja kolmannella kasvukaudella (2+) Lappajärvellä vuosina 1996–2005 takautuvien kasvunmääritysten perusteella.

Taulukko 6-2. 0+, 1+ ja 2+ -ikäisten ahventen, kuhien, muikkujen ja särkien kasvun vuosien 1996–2005 välisten erojen Kruskalin-Wallisin yksisuuntaisella varianssianalyysillä lasketut testisuureet (χ^2), vapausasteet (df) ja tilastolliset merkitsevyydet (p; *** ero tilastollisesti merkitsevä alle 0,1 % riskitasolla).

Laji	0+			1+			2+		
	χ^2	df	p	χ^2	df	p	χ^2	df	p
ahven	82,743	9	<0,001***	34,361	9	<0,001***	119,654	9	<0,001***
kuha	85,246	9	<0,001***	65,713	8	<0,001***	99,540	8	<0,001***
muikku	201,134	8	<0,001***	79,375	7	<0,001***	8,310	5	0,140
särki	47,459	9	<0,001***	11,294	9	0,256	12,094	9	0,208

Taulukko 6-3. 0+, 1+ ja 2+ -ahventen kasvun vuosien 1996–2005 välisten erojen Sprentin (1989) esittämällä mittatikkumenetelmällä tehtyjen pareittaisen vertailujen tulokset (- ei tulosta, ns ero ei tilastollisesti merkitsevä, o ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

Ikäryhmä	Vuosi	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
0+	1996	*	ns	ns	ns	ns	***	**	o	ns
	1997		o	***	**	***	ns	ns	***	ns
	1998			ns	ns	**	**	*	**	ns
	1999				ns	*	***	***	*	o
	2000					*	***	***	*	o
	2001						***	***	ns	**
	2002							ns	***	ns
	2003								***	ns
1+	1996	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	o
	1997		ns	ns	ns	ns	ns	o	*	ns
	1998			*	ns	ns	o	***	ns	*
	1999				ns	ns	ns	o	**	ns
	2000					ns	ns	***	*	o
	2001						ns	**	*	ns
	2002							**	**	ns
	2003								***	ns
2+	1996	ns	ns	ns	ns	ns	o	***	*	ns
	1997		ns	*	ns	ns	ns	**	**	ns
	1998			ns	ns	**	**	***	*	o
	1999				**	***	***	***	o	**
	2000					*	*	***	***	ns
	2001						ns	***	***	ns
	2002							**	***	ns
	2003								***	***
2004									***	



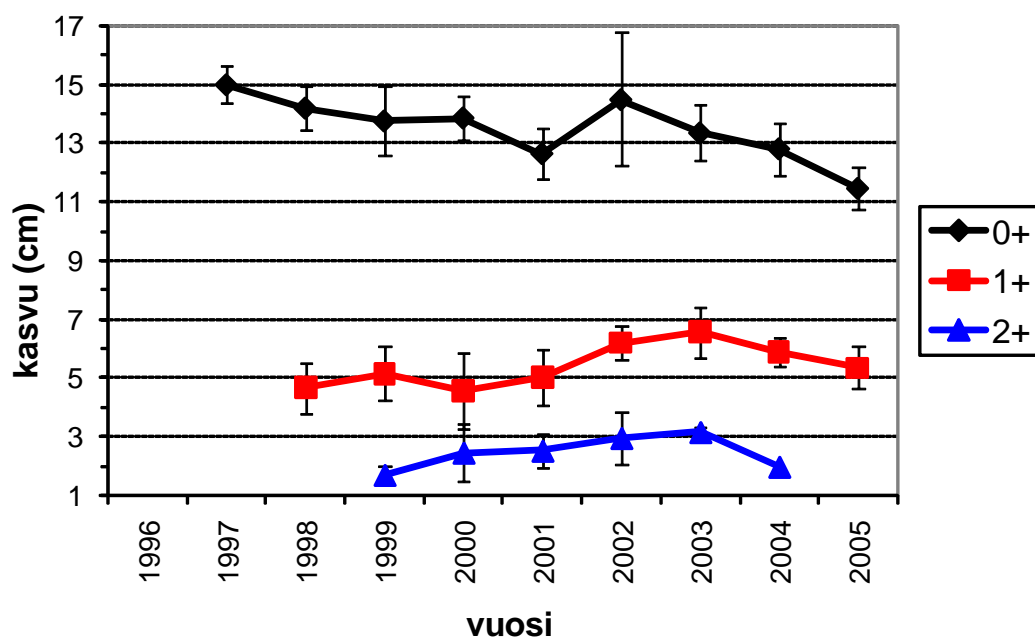
Kuva 6-3. Kuhien keskimääräinen pituusvuosikasvu (\pm s.e.) ensimmäisellä (0+ -ikäryhmä), toisella (1+) ja kolmannella kasvukaudella (2+) Lappajärvellä vuosina 1996–2005 takautuvien kasvunmääritysten perusteella.

Taulukko 6-4. 0+, 1+ ja 2+ -kuhien kasvun vuosien 1996–2005 välisten erojen Sprentin (1989) esittämällä mittatikkumenetelmällä tehtyjen pareittaisten vertailujen tulokset (- ei tulosta, ns ero ei tilastollisesti merkitsevä, ○ ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

Ikäryhmä	Vuosi	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
0+	1996	ns	ns	ns	*	**	**	ns	ns	ns
	1997		ns	*	**	***	**	ns	**	ns
	1998			*	***	***	***	ns	**	ns
	1999				***	***	***	ns	○	ns
	2000					ns	ns	***	***	ns
	2001						ns	***	***	○
	2002							***	***	○
	2003								○	ns
	2004									*
	1+	1996	-	-	-	-	-	-	-	-
1997			ns	ns	ns	ns	○	○	ns	ns
1998				ns	ns	ns	***	***	ns	ns
1999					ns	*	***	***	ns	ns
2000						○	***	***	ns	ns
2001							**	*	**	ns
2002								ns	***	ns
2003									***	ns
2004										○
2+		1996	-	○	ns	ns	ns	○	○	*
	1997		-	-	-	-	-	-	-	-
	1998			***	**	ns	ns	ns	ns	ns
	1999				ns	***	***	***	***	*
	2000					***	***	***	***	ns
	2001						○	**	***	ns
	2002							ns	*	ns
	2003								*	ns
	2004									○

Muikun ensimmäisen kalenterivuoden keskimääräinen kasvu vuosina 1997–2005 vaihteli takautuvien kasvunmäärittysten perusteella noin 11–15 cm, toisen 5–7 cm (1998–2005) ja kolmannen 2–3 cm välillä (1999–2004) (kuva 6-4). 0+ -muikut kasvoivat hitaimmin eli alle 13 cm vuosina 2001 ja 2004 sekä erityisesti vuonna 2005, jolloin kasvu oli alle 12 cm. 0+ -muikkujen kasvu vaikuttaa laskeneen vuodes-

ta 2002 aina vuoteen 2005 saakka, jolloin tarkkailu loppui. 1+ - ja 2+ -muikkujen kasvu vaikuttaa nopeutuneen vuodesta 2000 vuoteen 2003 saakka, mutta laskeneen sen jälkeen. Tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin 0+ - ja 1+ -yksilöiden kasvussa (taulukot 6-2 ja 6-5).



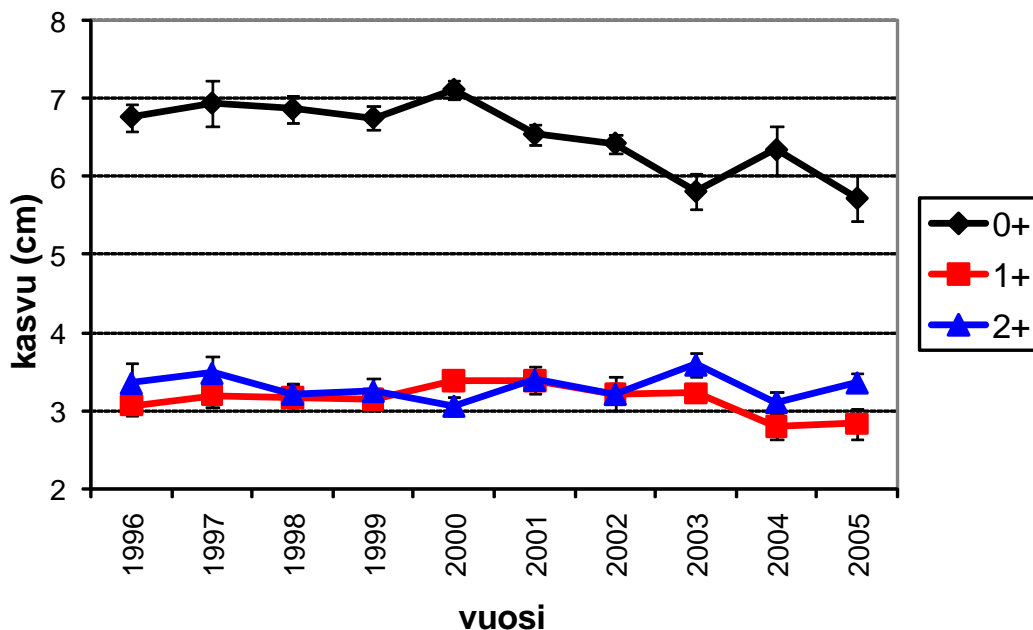
Kuva 6-4. Muikkujen keskimääräinen pituusvuosikasvu (\pm s.e.) ensimmäisellä (0+ -ikäryhmä), toisella (1+) ja kolmannella kasvukaudella (2+) Lappajärvellä vuosina 1996–2005 takautuvien kasvunmäärittysten perusteella.

Taulukko 6-5. 0+ ja 1+ -muikkujen kasvun vuosien 1996–2005 välisten erojen Sprentin (1989) esittämällä mittatikkumenetelmällä tehtyjen pareittaisten vertailujen tulokset (- ei tulosta, ns ero ei tilastollisesti merkitsevä, ○ ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

ikäryhmä	vuosi	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
0+	1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1997	-	ns	*	○	***	ns	**	***	***
	1998	-	-	○	ns	***	ns	**	***	***
	1999	-	-	-	*	***	**	**	***	***
	2000	-	-	-	-	***	ns	***	***	***
	2001	-	-	-	-	-	***	***	ns	***
	2002	-	-	-	-	-	-	***	***	***
	2003	-	-	-	-	-	-	-	***	***
	2004	-	-	-	-	-	-	-	-	***
	2005	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1+	1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	ns	ns	ns	**	**	*	ns
	1999	-	-	-	*	ns	**	*	○	ns
	2000	-	-	-	-	**	***	***	***	**
	2001	-	-	-	-	-	***	***	***	ns
	2002	-	-	-	-	-	-	ns	ns	**
	2003	-	-	-	-	-	-	-	ns	*
	2004	-	-	-	-	-	-	-	-	○
2005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Särjen ensimmäisen kalenterivuoden keskimääräinen kasvu vuosina 1996–2005 vaihteli takautuvien kasvunmääritysten perusteella noin 6–7 cm välillä toisen ja kolmannen vuoden kasvun oltua keskimäärin noin 3 cm (kuva 6-5). 0+ -särjet kasvoivat suurimmiksi vuonna 2000, minkä jälkeen 0+ -särkien kasvu hidastui. Hitaimmin ensimmäisenä elinvuotenaan kasvoivat vuosiluokkien 2003 ja 2005 yksilöt. 1+ - ja 2+ -särkien kasvussa ei esiintynyt huomatta-

via vuosien välisiä eroja. 1+ -yksilöiden keskimääräinen kasvu laski kuitenkin alle 3 cm:iin vuosiksi 2004 ja 2005. Tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja havaittiin ainoastaan 0+ -yksilöiden kasvussa (taulukot 6-2 ja 6-6).



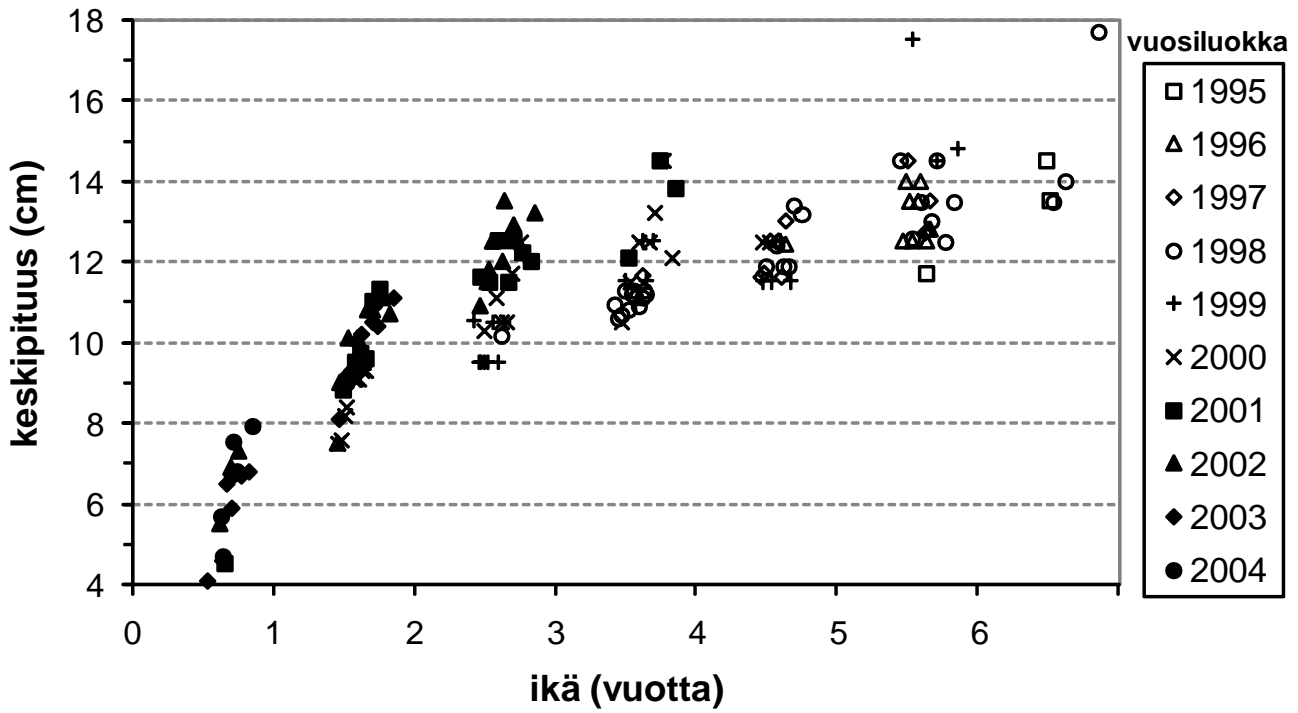
Kuva 6-5. Särkien keskimääräinen pituusvuosikasvu (\pm s.e.) ensimmäisellä (0+ -ikäryhmä), toisella (1+) ja kolmannella kasvukaudella (2+) Lappajärvellä vuosina 1996–2005 takautuvien kasvunmääritysten perusteella.

Taulukko 6-6. 0+ -särkien kasvun vuosien 1996–2005 välisten erojen Sprentin (1989) esittämällä mittatikkumenetelmällä tehtyjen pareittaisten vertailujen tulokset (- ei tulosta, ns ero ei tilastollisesti merkitsevä, o ero tilastollisesti merkitsevä alle 10 %, * alle 5 %, ** alle 1 % ja *** alle 0,1 % riskitasolla).

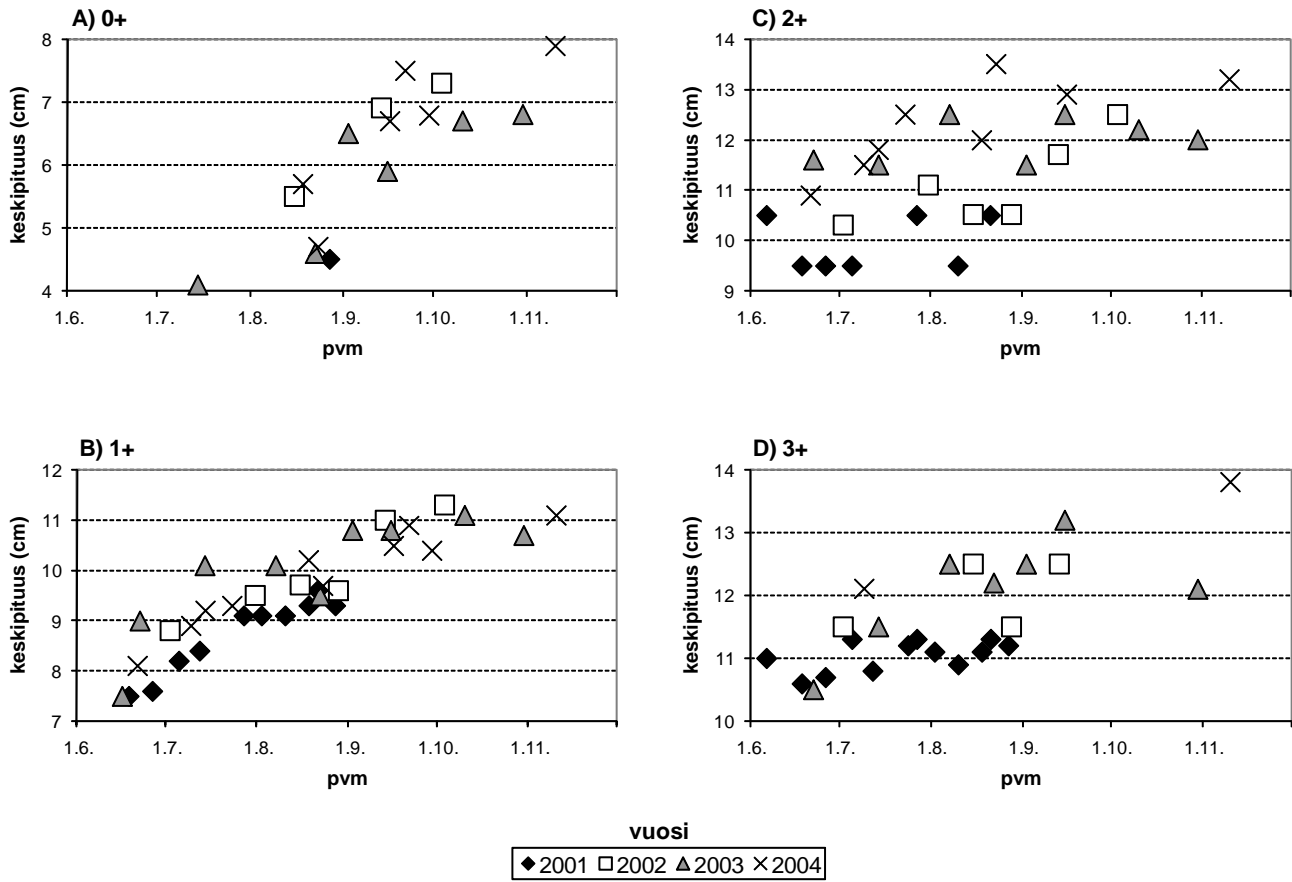
ikäryhmä	vuosi	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
0+	1996	ns	ns	ns	ns	ns	o	***	ns	**
	1997		ns	ns	ns	ns	o	***	ns	**
	1998			ns	ns	ns	*	***	ns	**
	1999				ns	ns	*	***	ns	**
	2000					**	***	***	o	***
	2001						ns	***	ns	*
	2002							**	ns	o
	2003								ns	ns
	2004									ns

Kuorevuosiluokkien 2001–2004 yksilöt olivat pituusmittausten perusteella ensimmäisen kasvukauden jälkeen keskimäärin 7–8 cm, toisen noin 11 cm ja kolmannen 12–13 cm pituisia (kuvat 6-6 ja 6-7). Vuosiluokan 2001 yksilöt olivat noin 14 cm pituisia neljännen kasvukauden jälkeen. Ennen tehokalastuksen alkua vuotta 2001 syntyneiden kuorevuosiluokkien yksilöt olivat kasvaneet hitaammin kuin

vuosiluokkien 2001–2004 yksilöt. Esimerkiksi vuosiluokkien 2001 ja 2002 yksilöt olivat kolmannen kasvukauden loppuun mennessä kasvaneet jokseenkin yhtä suuriksi (12–13 cm pituisiksi) kuin vuosiluokkien 1997 ja 1998 yksilöt viidennen kasvukauden loppuun mennessä. Vuosiluokan 2003 yksilöt kasvoivat ensimmäisenä elinvuotenaan hitaammin kuin vuosiluokkien 2002 ja 2004 yksilöt.



Kuva 6-6. Kuorevuosiluokkien 1995–2004 keskipituuksien kehitys Lappajärvellä saalisnäytteiden perusteella.



Kuva 6-7. Kuoreen ikäryhmien 0+ - 3+ keskipituuksien kehitys kesä–marraskuussa Lappajärvellä saalisnäytteiden perusteella vuosina 2001–2004.

6.3 Tulosten tarkastelu

6.3.1 Kalojen kasvu Lappajärvellä

Ahven ja särki

Kalojen kasvu Lappajärvellä on muihin järviin verrattuna varsin nopeaa, joten kalojen ravintotilanne on nähtävästi hyvä. Ahvenet ja särjet kasvavat keskimääräisesti huomattavasti nopeammin kuin esimerkiksi eteläsuomalaisella rehevydeltään Lappajärven tasoisella Lahden Vesijärvellä (Horppila ym. 2000). Vesijärvellä (Horppila ym. 2000) ja eteläpohjalaisella Kuortaneenjärvellä (Tuhkanen 2005) särjet saavuttavat 10 cm pituuden keskimäärin kolmantena elinvuotena, kun Lappajärvellä se ylittyy jo toisena elinvuotena. Lappajärven ahvenet saavuttavat 15 cm pituuden keskimäärin neljäntenä elinvuotenaan, kun Vesijärvellä naarasahvenet saavuttavat saman pituuden viidentenä ja koiraat vasta kuudentena elinvuotenaan, ja Itä-Suomessa sijaitsevalla Höytiäisellä 15 cm ylittyy keskimäärin viidentenä elinvuotena (Haakana ym. 2004). Ahvenen ja särjen kasvu Lappajärvellä on sen sijaan jokseenkin yhtä nopeaa kuin Säkylän Pyhäjärvellä (Sarvala ym. 1994). Ahvenen kasvu Lappajärvellä nopeutuu noin 20 cm pituuden saavuttamisen jälkeen ilmeisesti kalaravintoon siirtymisen ansiosta. Ahventen havaittiin ravintonäytetutkimuksissa siirtyneen pääosin kalaravinnon käyttöön kasvettuaan yli 20 cm pituisiksi (kts. luku 7).

Muikku

Lappajärven muikut kasvavat melko nopeasti varsin runsaan ja pyyntivahvuisen kannan aikana. Muikun nopeaa kasvua pidetään yleisesti merkinä kannan harvuudesta (esim. Marjomäki & Kirjasniemi 1995). Kasvu on kuitenkin hieman hitaampaa kuin Säkylän Pyhäjärvellä (Sarvala ym. 1994), joka on hieman karumpi järvi kuin Lappajärvi. Kasvu on sen sijaan huomattavasti nopeampaa kuin esimerkiksi muikkukadon vaivaamalla Höytiäisellä (Haakana ym. 2004) ja huomattavasti Lappajärveä harvempikantaisella ja kasvuolosuhteiltaan heikommalla Kuortaneenjärvellä (Tuhkanen 2005). Muikun kasvu Lappajärvellä on nopeaa toisen kasvukauden loppuun saakka, minkä jälkeen se hidastuu sukukypsyyden saavuttamisen vuoksi.

Kuha

Kuhan kasvu on Lappajärvellä jokseenkin yhtä nopeaa kuin Pohjois-Päijänteen rehevöityneillä alueilla (Keskinen ym. 1997) ja Mallasvedellä (Toivonen 1970), mutta hiukan hitaampaa kuin Lahden Vesijärvellä (Horppila 1997). Kasvua voidaan pitää ilmasto-olosuhteisiin nähden hyvänä, koska edellä mainitut Mallasvesi ja Vesijärvi sijaitsevat selvästi Lappajärveä etelämpänä.

Kuhan kasvu pituuden suhteen pysyy Lappajärvellä jokseenkin yhtä nopeana, keskimäärin noin 8 cm/a, ainakin 9-vuotiaaksi saakka, mitä vanhemmista yksilöistä ei ollut käytettävissä ikänäytteitä. Keskimääräisen kasvun lievä hetkellinen hidastuminen toisena elinvuotena ennen vuotta 2002 saattoi johtua kalaravintoon siirtyville kuhille sopivan ravinnon vähydestä. Ruuhijärven ym. (1996) mukaan kriittinen vaihe kalaravintoon siirtymisessä tapahtuu kuhalla luultavasti pääosin toisena kesänä. Specziár & Bíró (2003) havaitsivat Balaton-järvellä kasvun hidastuvan 12–16 cm pituisilla idänkuhilla (*Sander volgensis*) ja arvelivat sen johtuvan kalaravintoon siirtymisen vaikeudesta, ja on mahdollista, että sama ilmiö koskee 1+ -kuhia Lappajärvellä. 1+ -kuhien nopeaa kasvua Lappajärvellä vuonna 2002 edesauttoi luultavasti tuolloin syntynyt runsas särkivuosisiluokka ja vuonna 2003 runsaat särki- ja kuorevuosisiluokat, jotka helpottivat kuhien kalaravintoon siirtymistä. Kalastusasetuksen mukaisen alamittarajan (37 cm) Lappajärven kuhat saavuttivat keskimäärin viidentenä kesänä ja 55 mm verkkojen pyyntikoon eli noin kahden kilogramman keskimäärin kaksi vuotta myöhemmin. Kuhien yksilökoko kasvaa näiden kahden ajankohdan välillä keskimäärin noin 1,5 kg.

Kuhalla oli havaittavissa pituusjakauman kaksihuipuisuutta (kts. luku 5), mihin oli luultavasti syynä yksilöiden ravinnonkäytön eroista muodostuneet erilaiset kasvunopeudet ja/tai Lappajärvessä syntyneiden ja istutettujen yksilöiden erilaiset kasvunopeudet. Sukupuolten välillä ei sen sijaan havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja kasvunopeudessa. Kuhan kasvu nopeutuu huomattavasti kalaravintoon siirtymisen ansiosta (Buijse & Houthuijzen 1992, Frankiewicz ym. 1996, van Densen ym. 1996, Mehner ym. 1996, Mooij & van Nes 1998). Suuret kuhanpoikaset käyttävät pieniä enemmän kalaravintoa, ja esimerkiksi 0+ -kuoret voivat olla pienikokoisille 0+ -kuhille liian

suurikokoisia (Sutela & Hyvärinen 2002). Kuhan kookauman kaksihuippuisuudesta ovat raportoineet aiemmin mm. Frankiewicz ym. (1996), van Densen ym. (1996) sekä Sutela & Hyvärinen (2002).

Kuore

Kuoreen kasvu Lappajärvellä on jokseenkin yhtä nopeaa kuin Itä-Karjalan Säämäjärvellä (Sterligova 1979) ja Säskylän Pyhäjärvellä (Sarvala ym. 1994). Kuoreen pituuskasvu Lappajärvellä on varsin nopeaa 2-vuotiaaksi saakka, jonka jälkeen se hidastuu todennäköisesti sukukypsyyden saavuttamisen vuoksi (Sterligova 1979, Vinni ym. 2004). Kasvun vaihtelu vanhojen yksilöiden välillä on kuitenkin melko suurta luultavasti lähinnä ravinnonkäytön ja sukupuolten välisistä eroista johtuen. Sopivan ravinnon saatavuudella on suuri vaikutus kuoreen kasvuun (Kriksunov & Shatunovskiy 1979, Ivanova & Volodin 1981, Ivanova 1982, 1988, Evans & Loftus 1987, Vinni ym. 2004). Kuoreen kasvu nopeutuu sen siirtyessä suurikokoisempaan ravintoon (Belyanina 1969, Evans & Loftus 1987, Vinni ym. 2004). Naaraskuoret kasvavat koiraita nopeammin (Hudd 1985, Nellbring 1989, Horppila ym. 1996).

6.3.2 Tehokalastuksen vaikutukset kalojen kasvuun

Ahven

Tehokalastus vaikuttaa hetkellisesti nopeuttaneen ahvenen kasvua Lappajärvellä. Ahvenen nopeaan kasvuun vuosina 2002–2003 olivat nähtävästi syynä etenkin lämpimät kesät ja ulappakalaston harvuudesta johtunut ravintokilpailun vähyys. Ainoastaan vuonna 2002 olivat 0+ -ahvenet kasvaneet niin nopeasti, että ne olivat heinä-elokuun vaihteessa rekrytoituneet koeverkkopyyntiin. Ahvenen hidas kasvu vuonna 2004 puolestaan selittyy todennäköisesti etenkin kylmällä kesällä. Ahvenen kasvu tapahtuu yli 10 °C lämpötilassa (Karås 1990) ja nopeutuu veden lämpötilan kasvaessa optimilämpötilaan saakka (van Densen ym. 1996, Kjellman ym. 2001, Tolonen ym. 2003), joka on Willemseenin (1978) mukaan 26 °C. Vuonna 2003 eläinplanktonitiheydet olivat runsaat kesäkuulta lähtien (kts. luku 10), mikä takasi runsaan ravinnon saannin mm. ahvenenpoikasille. On lisäksi mahdollista, että 0+ -särjet soveltuivat vuosina 2002 ja 2003 suurelta osin 0+ -ahventen

ravinnoksi – vuonna 2002 alkukesän korkeasta vedenlämpötilasta seuranneen 0+ -ahventen nopean kasvun ja vuonna 2003 0+ -särkien hitaan kasvun vuoksi. Kalaravintoon siirtyminen nopeuttaa ahvenenpoikasten kasvua (Brabrand 1995, Mehner ym. 1996, Borchering ym. 2000). Ahvenenpoikaset pystyvät käyttämään särjenpoikasia ravintonaan, mikäli niiden välinen kokoero on riittävän suuri (Brabrand 1995, 2001). Kevään ja alkukesän lämpötilaoloilla on suuri merkitys ahvenen ja särjen 0+ -poikasten kokoeroille (Brabrand 2001). Lahden Vesijärvellä tehokalastuksen ei havaittu merkittävästi vaikuttaneen ahvenen kasvuun (Horppila ym. 2000).

Särki

0+ -särkien kasvu vaikuttaa hidastuneen tehokalastuksesta epäsuorasti johtuen. 0+ -särkien kasvu hidastui vuoden 2000 jälkeen, mihin oli luultavasti syynä särjen poikastiheyksien kasvusta aiheutunut lajin sisäisen ravintokilpailun voimistuminen. Särjen poikastiheyksien kasvuun oli luultavasti puolestaan ainakin osasyynä ahvenkannan harventumisesta seurannut särjen poikasiin kohdistuneen predaation heikentyminen. Hitaimmin ensimmäisenä elinvuotenaan kasvoivat vuosiluokkien 2003 ja 2005 yksilöt. Ravintokilpailua lisäsivät myös runsaat muikkuvuosiluokat 2001 ja 2003–2005. Muikku voi vahvempaan ravintokilpailijana runsaana esiintyessään pakottaa särjen ulapalta rantavyöhykkeelle (Beier 2001). Vanhempien särkien kasvussa ei sen sijaan havaittu tapahtuneen merkittäviä muutoksia hankkeen aikana. Myöskään Lahden Vesijärvellä ei särkien kasvun havaittu nopeutuneen tehokalastuksen seurauksena (Horppila ym. 2000). 0+ -särkien nopea kasvu Lappajärvellä vuonna 2000 johtui mahdollisesti eläinplanktonin runsaudesta kesällä (kts. luku 10) ja/tai lämpimästä syksystä (kts. luku 2).

Muikku

Tehokalastus vaikuttaa hetkellisesti nopeuttaneen muikun kasvua vuosina 2002 ja 2003. 0+ -muikkujen suhteellisen hidas kasvu tehokalastuksen alkaessa vuonna 2001 johtui todennäköisesti voimakkaasta lajin sisäisestä ravintokilpailusta, sillä keväällä 2001 kuoriutui hyvin runsas muikkuvuosiluokka. Muikkujen kasvunopeuden ja kannan vahvuuden välillä on havaittu negatiivinen riippuvuussuhde (mm. Marjomäki & Kirjasniemi 1995, Helminen ym. 1997, Vilja-

nen ym. 2004). Muikun ravinnon eli eläinplanktonin tiheyksien havaittiin olleen alhaiset vuonna 2001 (kts. luku 10), mikä saattoi johtua suurelta osin runsaan muikkuvuosiluokan predaatiosta. Muikkujen kasvu nopeutui vuosina 2002 ja 2003 luultavasti lähinnä ravintokilpailun heikentymisestä ulappakalaston, etenkin kuorekannan, harvenemisen seurauksena (kts. luku 8). Vuonna 2002 kasvua nopeuttivat mahdollisesti myös vähäinen lajin sisäinen ravintokilpailu ja lämmin kesä. Muikun kasvun on aiemmin havaittu nopeutuneen tehokalastuksen seurauksena parantuneen ravintotilanteen ansiosta esimerkiksi Taivalkosken Kurtinjärvellä (Lehtinen ym. 1997). Muikkujen kasvun heikkeneminen erityisesti vuoden 2003 jälkeen viittaa ravintokilpailun uudelleen voimistumiseen. Tuolloin pienikokoiset särjet lisääntyivät ja muikulla syntyi peräkkäiset vahvat vuosiluokat 2003–2005. Kaikuluotausten perusteella Lappajärven kalatiheydet olivat erityisesti alle 10 cm pituisten yksiköiden osalta hyvin suuret vuonna 2006 (kts. luku 9). Myös kuorekanta vaikuttaa runsastuneen huomattavasti tehokalastuksen jälkeen, sillä vuoden 2008 VPD-koeverkkopyynteissä saatiin runsaasti kuoreita (Länsi-Suomen ympäristökeskus, julkaisematon). Saaliskuoreista suuri osa oli kokonsa perusteella kuoriutunut todennäköisesti juuri vuosina, jolloin muikun kasvu heikkeni, eli kuorekannan lisääntynyt eläinplanktoniin kohdistama saalistus oli siten ilmeisesti osaltaan syynä muikun kasvun hidastumiseen.

Kuha

2+ -kuhien kasvu hidastui huomattavasti vuoden 2000 jälkeen, mihin oli luultavasti syynä ravintovarojen väheneminen. 2+ -kuhien nopea kasvu ennen tehokalastuksen alkua vuosina 1999 ja 2000 selittyi todennäköisesti pääosin kuoreen runsaudella. Kuorekanta oli tuolloin hyvin runsas lähinnä erittäin runsaan vuosiluokan 1998 ansiosta (kts. luku 8). Kuorekannan harvennuttua luonnollisen kuolevuuden ja tehokalastuksen seurauksena kuhien pääravintokohde vaihtui kiiskeen (kts. luku 7), joka soveltuu luultavasti kuoretta heikommin kuhan ravinnoksi. Kuorekannalla oli nähtävästi suuri merkitys etenkin 2+ -ikäisten – ja luultavasti vanhempienkin – kuhien kasvulle. 0+ - ja 1+ -kuhien kasvua poikkeuksellisen runsas kuorevuosiluokka 1998 saattoi sen sijaan heikentää ravintokilpailun kautta. Päinvastoin kuin 2+ -kuhilla, 1+ -kuhien kasvu kiihtyi kuorekannan

heikentyessä vuoden 2000 jälkeen. 1+ -kuhien nopeaan kasvuun vuosina 2002 ja 2003 vaikuttivat todennäköisesti etenkin lämpimät kesät sekä vuodesta 2002 alkaen kuoriutuneet runsaat särkivuosisuokat, joiden ansiosta 1+ -kuhille oli runsaasti ravintoa. Kuhan kasvu nopeutuu veden lämpötilan kohotessa (Buijse & Houthuijzen 1992, Ruuhijärvi ym. 1996, Kjellman ym. 2001, Lappalainen ym. 2005). Optimaalinen saaliin koko kuhalla on Turessonin ym. (2002) mukaan noin neljäsosa kuhan pituudesta, joten 0+ -särjet soveltuvat Lappajärvellä kokonsa puolesta hyvin 1+ -kuhien ravinnoksi. 0+ -, 1+ - ja 2+ -kuhilla kasvu oli hitainta vuonna 2004, mihin vaikutti todennäköisesti etenkin kesän kylmyys.

Kuore

Kuoreen kasvu nopeutui kannan harvennuttua tehokalastuksen aikana. Kuorevuosisuokkien 2001 ja 2002 yksilöt olivat kolmannen kasvukauden loppuun mennessä kasvaneet jokseenkin yhtä suuriksi kuin vuosiluokkien 1997 ja 1998 yksilöt viidennen kasvukauden loppuun mennessä. Lisäksi vuosiluokan 2003 yksilöt kasvoivat ensimmäisenä elinvuotenaan hitaammin kuin vuosiluokkien 2002 ja 2004 yksilöt. Vuosisuokkien 1997, 1998 ja 2003 hitaaseen kasvuun vaikutti nähtävästi ainakin kuorekannan suuri tiheys, sillä vuosiluokat 1998 ja 2003 olivat runsaat. Kuoreiden kasvun on havaittu olevan hidasta kannan ollessa runsas (Belyanina 1969, Podushko 1970, Frie & Spangler 1985) ja kuoreiden kunnon on havaittu laskeneen kannan runsastuessa ja lajin sisäisen ravintokilpailun lisääntyessä (Podushko 1970, Hrabik ym. 1998, Krueger & Hrabik 2005). Vuonna 2003 lämpösumma kesän kuluessa kasvoi nopeasti (kts. luku 2), joten kuoreen poikasten hidas kasvu ei tuolloin johtunut kylmyydestä. Sen sijaan vuonna 1998 kesä oli hyvin kylmä, mikä saattoi osaltaan hidastaa 0+ -kuoreiden kasvua. 0+ -kuoreet kasvavat nopeimmin lämpimässä (Ivanova & Polovkova 1974, Ivanova 1980, 1982, Strelnikova & Ivanova 1983, Naesje ym. 1987). Vuonna 2003 syntyi myös runsas muikkuvuosiluokka, joka vahvempana ravintokilpailijana saattoi hidastaa kuoreen kasvua. Toisin kuin Lappajärvellä, Lahden Vesijärvellä kuoreen kasvussa ei havaittu tapahtuneen muutoksia tehokalastuksen aikana (Horppila ym. 1996).

7 Petokalojen ravinnonkäyttö

7.1 Aineisto ja menetelmät

Petokalojen ravintonäytteitä kerättiin vuosina 2001–2006. Pääpaino oli kuhan seurannassa. Vuonna 2001 kerättiin lisäksi taimenen saalisnäytteitä, mutta koska näytteitä saatiin vähän, ainoastaan keväällä ja koska näytekalojen mahat olivat lähes kaikki tyhjiä, siirryttiin vuosina 2002–2004 ahventen seurantaan. Ahventutkimuksissa oltiin kiinnostuneita ennen muuta kalaravinnon käytöstä, minkä vuoksi alle 10 cm ahvenia ei kerätty. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää petokalojen merkitystä Lappajärven kunnostuksessa ja seurata, vaikuttaako tehokalastus kalojen ravinnonkäyttöön. Tuloksia voidaan hyödyntää kalakantojen hoitoa ja käyttöä suunniteltaessa.

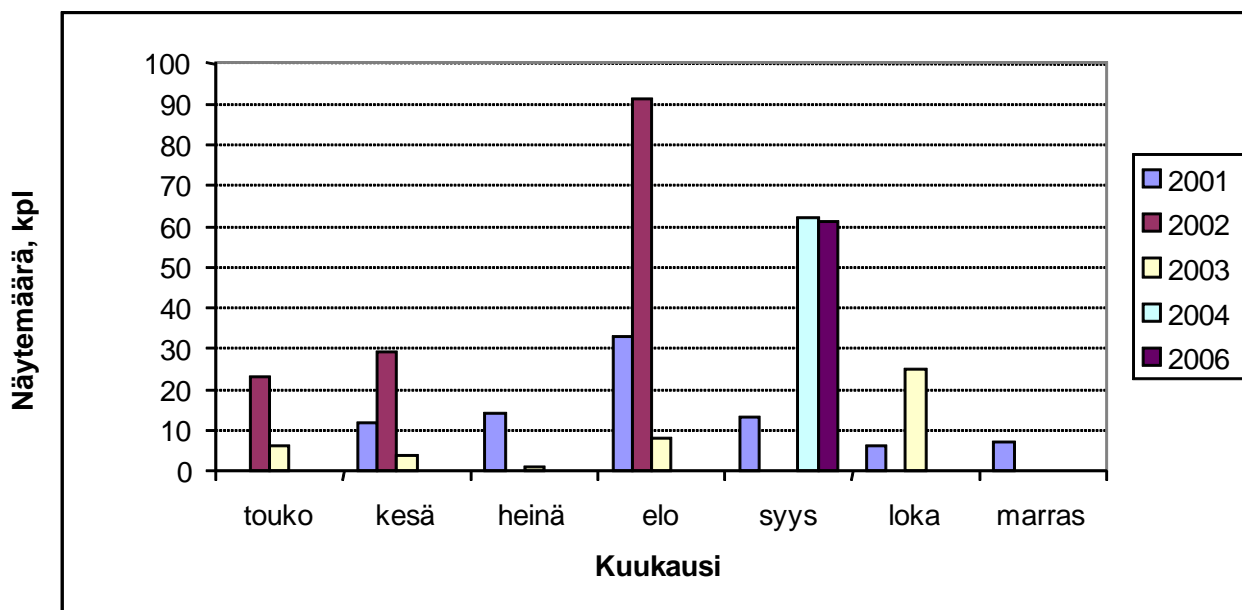
Vuosina 2001–2006 Lappajärvellä kerättiin yhteensä 398 kpl erikokoisten kuhien syönnösnäytettä (taulukko 7-1). Suuri osa näytekuhista saatiin ammattikalastajien verkkosaaliista. Vuosina 2001 ja 2002 kalastusvälineenä käytettiin myös rysää. Vuosina 2001 ja 2002 kuhanäytteitä keräsivät paikalliset kalastajat, joille annettiin tarvittava välineistö ja ohjeet näytteenottoa varten. Kalastajat irrottivat ja pakastivat kuhien sisälmykset sekä kalan pään, josta saatiin operculum ikä- ja kasvumäärityksiä varten. Lisäksi kalastajat ottivat saaliskuhista suomunäyteen sekä mittasivat kalan pituuden ja painon. Näytteiden jatkokäsittelyn yhteydessä todettiin näytteenotossa tapahtuneen virheitä. Vatsojen irrotusvaiheessa

kuhien päät oli irrotettu muista sisäelimestä. Pakastettuja kuhanpäitä tarkasteltaessa todettiin usean ravintokohteen kulkeutuneen kuhan nieluun ja pään irrotuksen aikana ravintokohde oli katkennut. Syy tähän saattoi olla kuhien kalastustapa. Suurin osa näytekuhista oli pyydystetty verkoilla ja koska verkko on kalaa fyysisesti rasittava pyyntimenetelmä, saattaa verkkoon jäänyt kala oksentaa mahan sisältönsä (Kolari & Vuorimies 1999). Vuodesta 2003 lähtien kuhat ostettiin tuoreena ja kokonaisina paikallisilta kalastajilta. Aineistoa täydennettiin vuosittain koeverkkokalastuksen yhteydessä toteutetulla verkkopyynnillä.

Näytekuhien pituus vaihteli 18,8–71,9 cm:n välillä. Näytteet noudettiin myöhemmin laboratorioon jatkokäsittelyä varten. Näytteet kerättiin touko-marraskuun välisenä avovesiaikana (kuva 7-1).

Taulukko 7-1. Kuhien ravintonäytteet (kpl) pituusluokittain (cm) Lappajärvellä vuosina 2001–2006.

Pituusluokka cm	Vuosi				
	2001	2002	2003	2004	2006
<20	5	-	-	-	7
20-30	30	18	1	2	10
30-40	16	53	21	35	5
40-50	25	63	22	23	35
50-60	2	11	-	2	4
>60	7	1	-	-	-
Yht.	85	145	44	62	61



Kuva 7-1. Lappajärven kuhien ravintonäytemäärät kuukausittain vuosina 2001–2006.

Ahvenen syönnösnäytteitä vuosina 2002–2004 kerättiin kuhista poiketen vain keskikesältä (heinä-elokuu). Ahvenet pyydettiin koeverkkokalastusten yhteydessä pääosin litoraalialueelta solmuväilyltään 20–35 mm:n verkoilla. Pyyntipaikka oli jokaisena vuonna sama 1–4 m syvä Vasikkasaaren itäranta (ykJ. 7004080-3334590), joka habitaattina edustaa matalaa ulappaa. Aineistoa täydennettiin koeverkkokalastuksen yhteydessä ulapalta saaduilla kookkailla ahvenilla. Lappajärvellä verkot koettiin 30–60 min välein ja saaliiksi saadut ahvenet käsiteltiin heti pyydysten takaisinlaskun jälkeen. Yleisesti ahvenen ravintotutkimuksissa on käytetty kahden tunnin (Jaatinen ym. 1999, Vuorimies 1999) tai pidempää pyyntiaikaa. Näyteahvenet mitattiin 1 mm:n ja punnittiin 1 g:n tarkkuudella. Vuosina 2002–2004 ahvenista kerättiin ravintonäytteitä yhteensä 227 kpl (taulukko 7-2).

Taulukko 7-2. Lappajärven ahvenen ravintonäytteet (kpl) pituusluokittain vuosina 2002–2004.

Pituusluokka cm	Vuosi		
	2002	2003	2004
10-15	21	5	20
15-20	32	26	20
20-25	10	16	8
25-30	12	29	11
<30	8	8	1
Yht.	83	84	60

Kuhanäytteiden käsittelyssä oli aineistosta johtuneita vuosien välisiä eroja. Vuosina 2001 ja 2002 kuhanäytteet sulatettiin laboratoriossa ja vatsat irrotettiin muista sisälmyksistä, minkä jälkeen vatsat sekä kalojen nieluista löytyneet ravintokohteet säilöttiin 70 % etanoliin. Vuonna 2003 kuhien ravintonäytteitä ei pakastettu, vaan kuhien nielut tarkastettiin heti pyydyksestä irrotuksen jälkeen, minkä jälkeen irrotetut vatsat sekä nieluista löytyneet ravintokohteet että niiden osat säilöttiin etanoliin. Vuosina 2004 ja 2006 ravintonäytteet otettiin kalastajien saaliskuhista välittömästi kalastajien tuotua saaliinsa rantaan ja säilöttiin etanoliin. Ahvenen ravintonäytteet käsiteltiin pääpiirteissään samalla tavalla kuin kuhien.

Laboratoriossa kuhien ja ahvenien vatsat avattiin nielusta mahalaukun takaosaan saakka. Vatsoisissa olleet ravintokohteet ja niiden osat poimittiin silmämääräisesti pinseteillä. Jäljelle jäänyt sisältö huuhdottiin etanolilla petrimaljalle ja tarkastettiin stereomikroskoopin avulla. Vatsaista löytyneiden

ravintokohteiden lukumäärät laskettiin lajeittain ja saaliskalojen pituudet mitattiin, mikäli ne eivät olleet liiaksi sulaneet. Kuhan ja ahvenen pituuden vaikutusta ravintokalojen pituuteen tarkasteltiin lineaarisen regressioanalyysin avulla.

Mikäli saaliskalan lajinmääritys ei muuten ollut mahdollista, pyrittiin löytämään sen otoliitit ja vertaamaan niitä eri lajien vertailuotoliitteihin. Särkikalojen määritys tehtiin nieluhampaiden perusteella. Muikun ja siian erottaminen toisistaan jokseenkin samannäköisten otoliittien perusteella on lähes mahdotonta, minkä vuoksi muikku ja siika käsitellään yhteisesti siikakaloina. Ahvenen ravinnosta pyrittiin kalojen lisäksi selvittämään myös muiden ravintokohteiden, kuten eläinplanktonin ja pohjaeläimien osuutta. Sekä kuhalla että ahvenella tunnistamaton ravinto jaettiin eri ravintokohteisiin tunnistettujen ravintokohteiden kappalemääräisen runsaussuhteen mukaisesti.

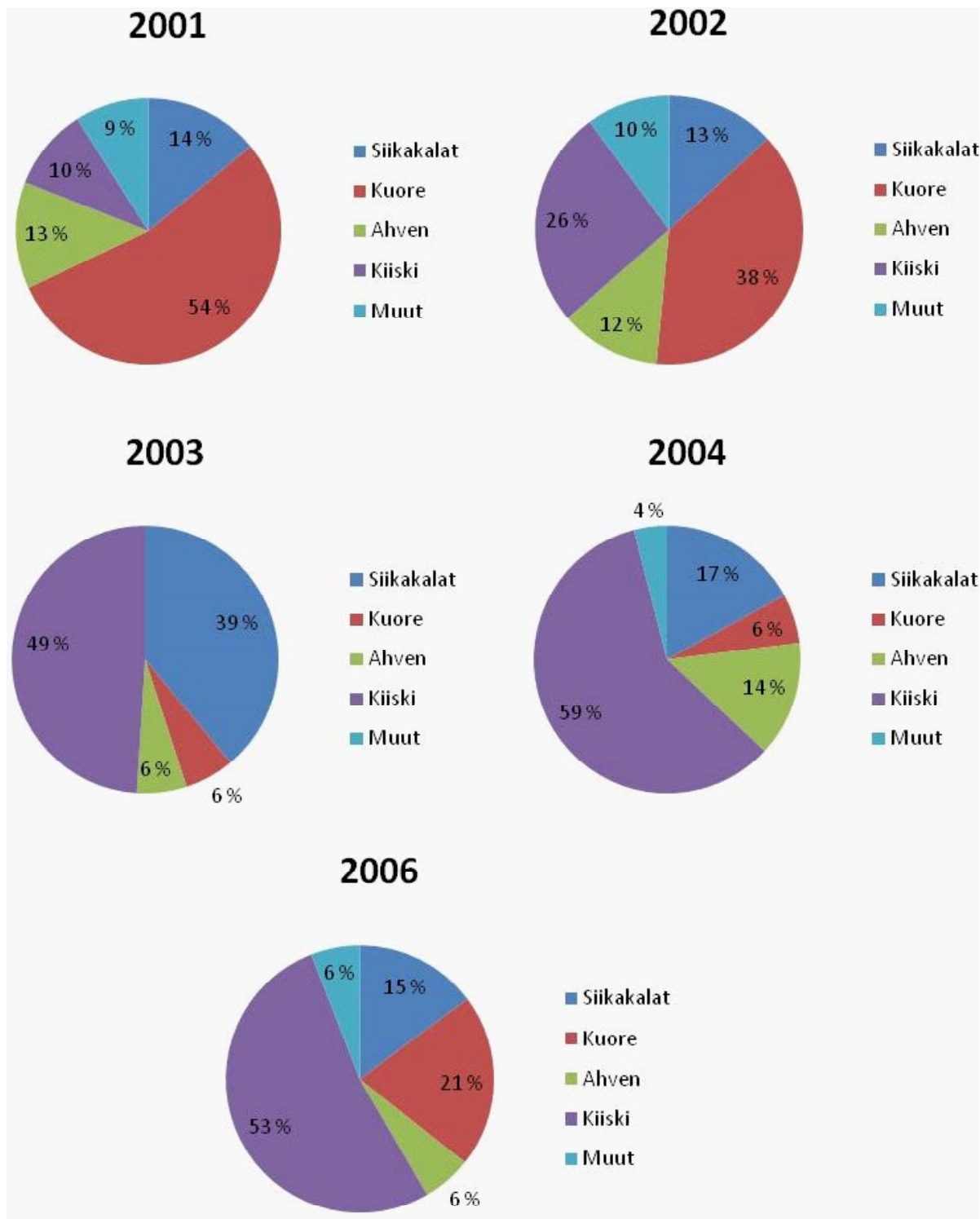
7.2 Tulokset

7.2.1 Ravinto

Kuha

Lappajärven kuhien ravinto koostui pääasiallisesti ahvenesta, kiiskestä, kuhasta, kuoreesta, mateesta, muikusta, siasta ja särjestä. Merkittävimmät ravintokohteet olivat ahven, kuore, kiiski ja muikku. Muiden lajien osuus ravinnon kokonaismäärästä vaihteli 4–10 % välillä (kuva 7-3). Selkärangattomien esiintyminen ravinnossa oli satunnaista, mutta yllättävin löytö oli vuoden 2004 näytteistä yhden kuhan vatsasta löytyneet kolme *Mysis relicta* -äyriäistä. Tyhjien vatsojen ja kuhien, joiden ravintokohteita ei tunnistettu, määrä vaihteli 19–36 % välillä vuosittain ollen suurimmillaan vuonna 2002.

Ravintokohteiden osuus vaihteli eri vuosina (kuva 7-2). Kuore oli kuhan tärkein ravintokohde vuosina 2001 ja 2002, mutta sen osuus ravinnosta romahhti vuosina 2003 ja 2004 kasvaen jälleen noin viidennekseen vuonna 2006. Samanaikaisesti, kun kuoreen osuus kuhan ravinnosta vähentyi, kiisken osuus kasvoi. Kiisken osuus kasvoi vuoden 2001 10 %:sta lähes 60 %:iin vuonna 2004. Kiiski oli kuhan tärkein ravintokohde vuosina 2003–2006. Siikakalojen osuus vaihteli 13–39 % välillä ollen pienimmillään vuonna 2002 ja suurimmillaan vuonna 2003. Ahvenen osuus kuhan ravinnosta vaihteli 10 %:n molemmin puolin tutkimusjakson aikana.



Kuva 7-2. Lappajärven kuhien ravintokohteiden kappalemääräinen lajijakauma vuosina 2001–2006.

Kuhan ravinto avovesikauden aikana

Alkukesällä (touko-kesäkuussa) kuore oli tärkein ravintokohde ja sen osuus oli yli puolet kuhan ravinnosta. Kiisken osuus kuhan saaliista oli alkukesällä keskimäärin neljännes ja siikakalojen noin viidennes. Keskikesällä (heinä-elokuussa) ravinnonkäyttö jakaantui tasaisemmin ja kiiski, kuore ja siikakalat

olivat lähes yhtä käytettyjä ravintokohteita. Syksyllä (syys-lokakuussa) kiisken osuus ravintokohteista oli yli puolet (kuva 7-3).

Kesän aikana kiisken osuus ravinnosta kasvoi kutakuinkin samassa suhteessa, kun kuoreen osuus vähentyi. Siikakalojen merkitys oli vähäinen alkukesällä, mutta keskikesällä ja syksyllä noin joka vii-

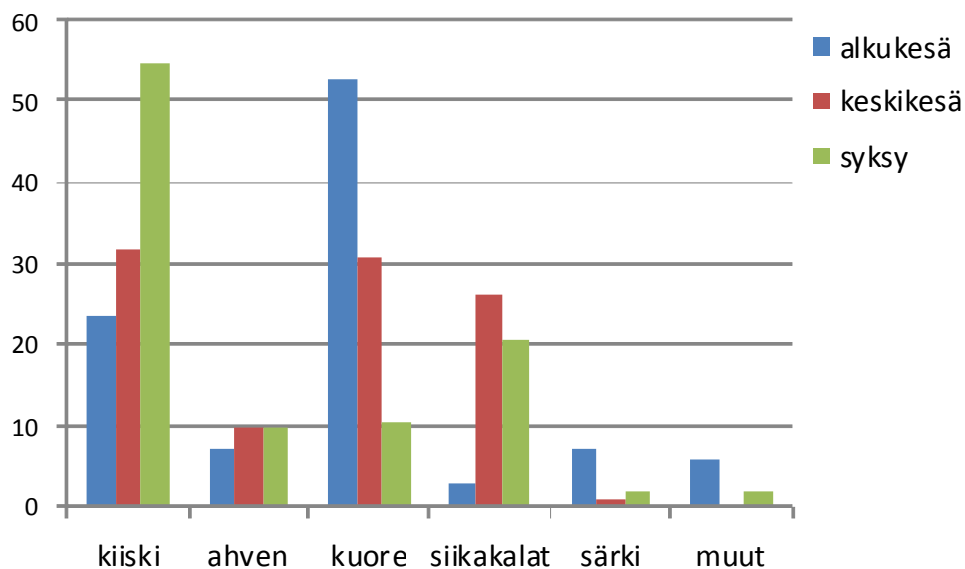
des ravintokohde oli siikakala. Ahvenen osuus ravinnosta pysyi tasaisena, joskin varsin vähäisenä koko kesän ajan. Särjellä oli merkitystä kuhan ravintokohdeena käytännössä ainoastaan alkukesällä.

Ahven

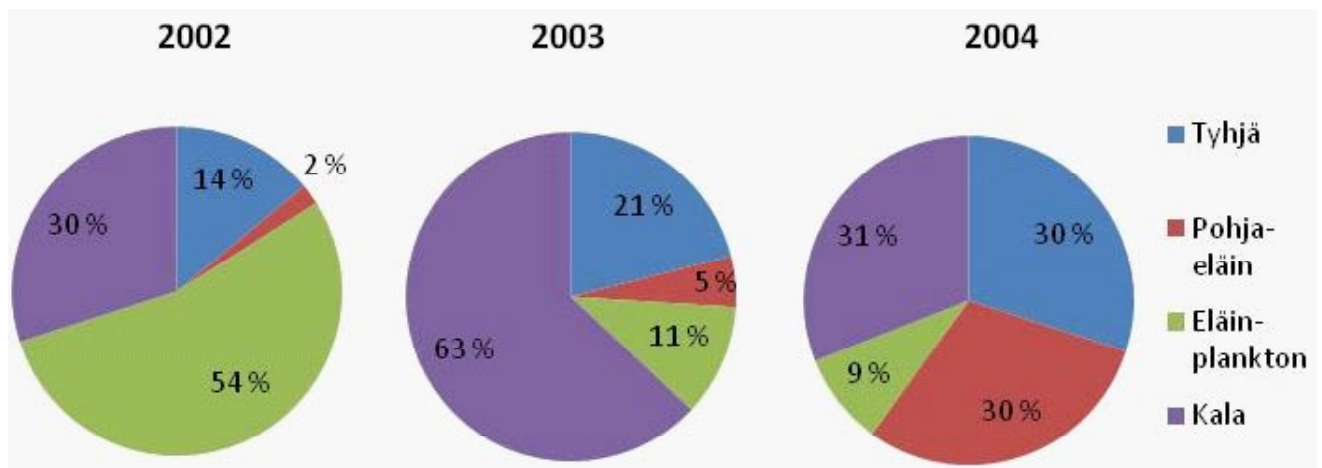
Vuosina 2002–2004 Lappajärven yli 10 cm pituisten ahventen ravintoa keskikesällä olivat eläinplankton, pohjaeläimet ja kalat (kuva 7-4). Kalalajeista edustettuina olivat ahven, lahna, kiiski, kuha, muikku, salakka ja särki. Vuonna 2002 ahventen tärkein ravintokohde oli eläinplankton, jota yli puolet ahvenista oli käyttänyt ravintonaan. Ravintokohteina olleista kalalajeista tunnistettiin vuonna 2002 ainoastaan ahven

ja kiiski. Vuosina 2003 ja 2004 ahventen tärkein ravintokohde oli kalat. Eniten oli syöty ahvenia, joita oli vuonna 2003 50 % ja 2004 39 % kaikista syödyistä kaloista. Vuonna 2004 pohjaeläinten osuus oli lähes yhtä suuri kuin kalojen.

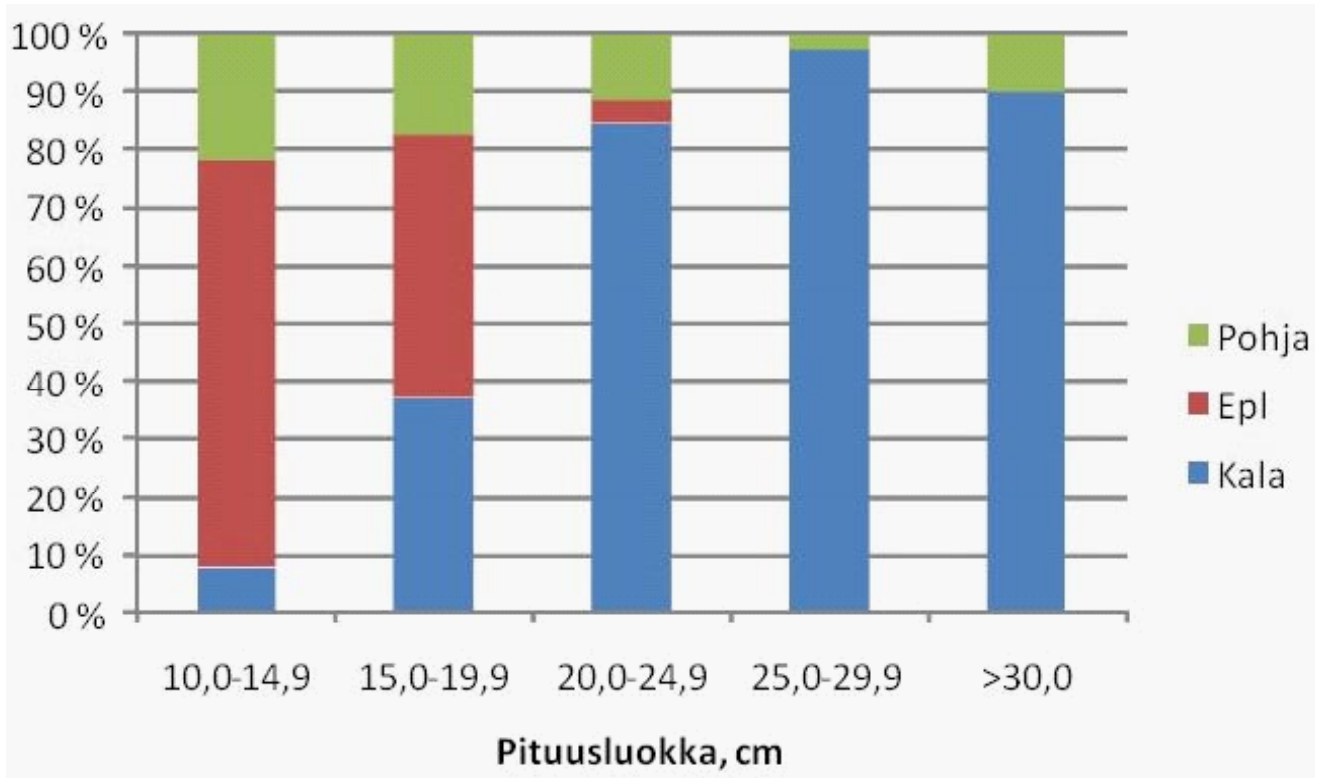
Lappajärven 10–15 cm pituisten ahventen tärkein ravintokohde oli eläinplankton. 15–20 cm pituiset ahvenet käyttivät monipuolisesti eläinplanktonia, pohjaeläimiä ja kalankin osuus oli jo huomattava. Pääosin kalaa syöväksi petokalaksi Lappajärven ahvenet siirtyvät saavutettuaan 20 cm pituuden, eläinplankton häviää lähes kokonaan ruokavaliosta ja pohjaeläintenkin osuus on enää melko vähäinen (kuva 7-5).



Kuva 7-3. Lappajärven kuhien ravintokohteiden osuudet alkukesällä (touko-kesäkuu), keskikesällä (heinä-elokuu), syksyllä (syys-lokakuu) vuosien 2001-2006 näytteissä.



Kuva 7-4. Lappajärven ahvenen ravintokohteet vuosina 2002–2004.



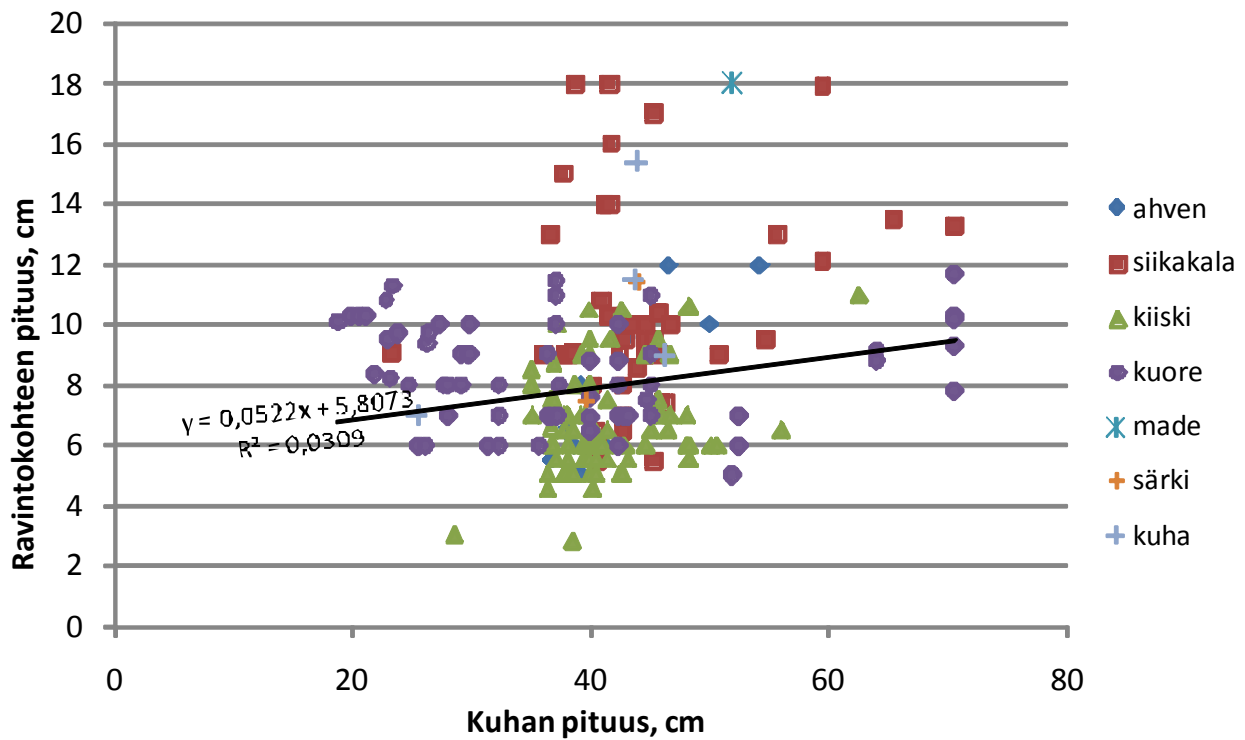
Kuva 7-5. Lappajärven ahventen ravinnon koostumus (osuus vatsan täyteisyydestä) pituus luokittain vuosina 2002–2004.

7.2.2 Ravinnon koko

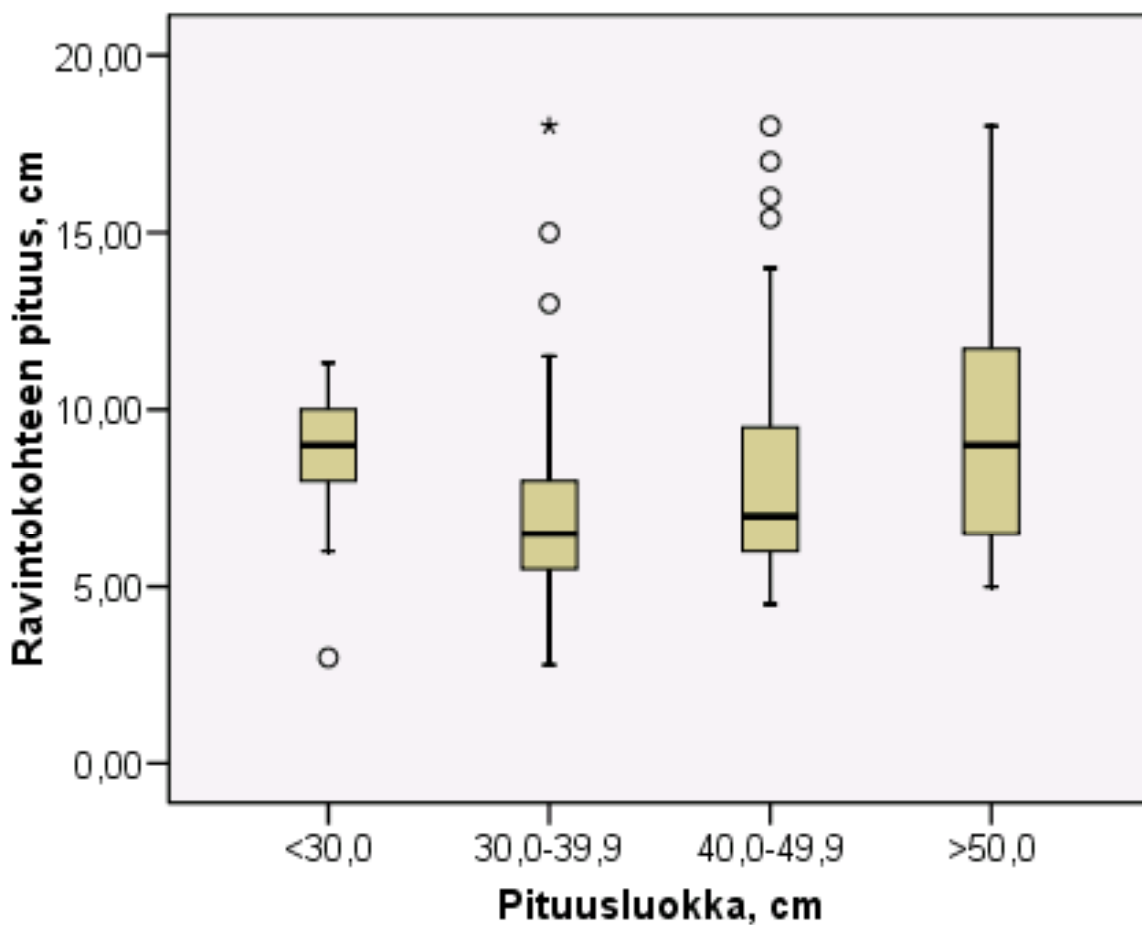
Kuha

Kuhan koon kasvaessa saaliiksi käytettyjen kalojen keskimääräinen pituus kasvoi, mutta tilastollisesti tarkasteltuna ainoastaan suuntaa antavasti ($n=230$, $p=0,08$). Suuresta saaliskalojen pituuden hajonnasta johtuen ravintokohteen kuhan koko selitti heikosti saaliskalan pituutta ($r^2=0,03$). Huomattavaa kuitenkin oli, että kuhan kasvettua ravintokohteen vaihtelu ja ravintokohteen pituuden vaihteluväli kasvoivat (kuvat 7-6 ja 7-7). Alamittaiset (alle 37 cm) kuhat söivät lähes yksinomaan kuoretta ja noin 40-senttiset kuhat käyttivät monipuolisesti eri kalalajeja ravinnokseen. Kappalemääräisesti eniten näytekuhien vatsoista löytyi kokoluokkaan 5–7 cm kuuluvia kaloja, jotka olivat pääosin kiiskiä. Pienimmät, 3–5 senttimetrin pituiset saaliskalat olivat kiiskiä ja kookkaimmat, yli 12 senttimetrin pituiset ravintokohteet olivat lähes yksinomaan siikakaloja.

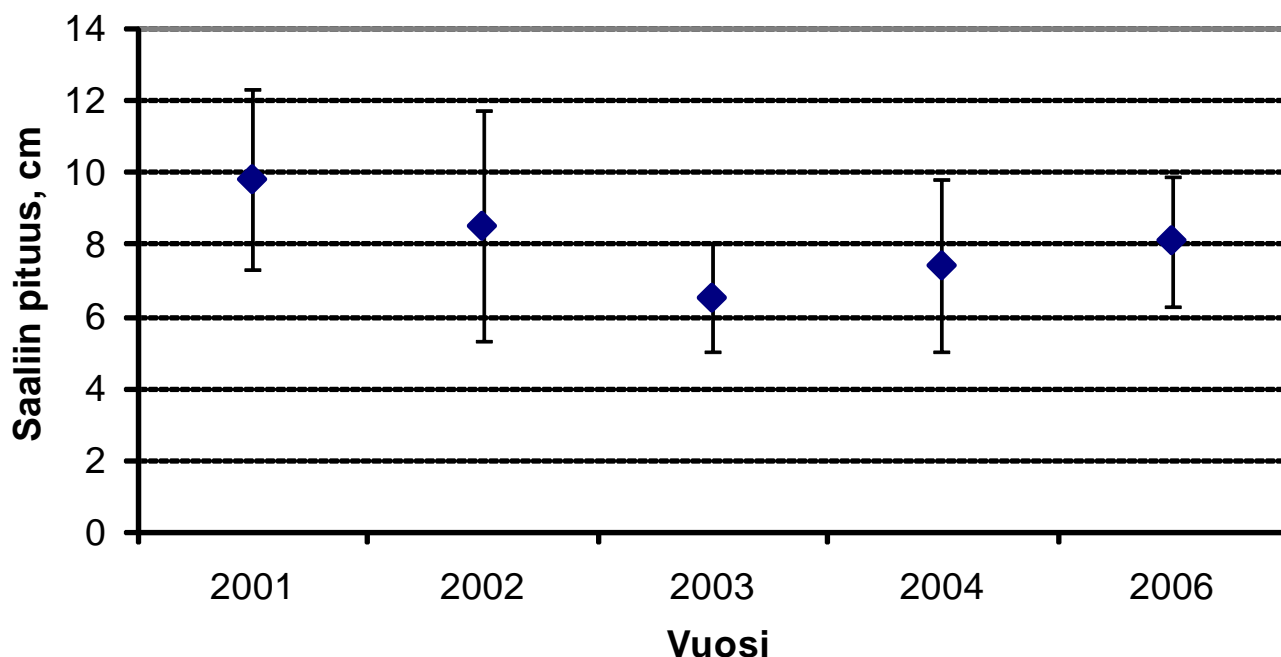
Lappajärven kuhien käyttämän ravinnon keskipituus vaihteli vuosien välillä (kuva 7-8). Vuonna 2001 kuhien ravintokohteiden keskipituus oli suurin (9,8 cm) ja vuonna 2003 pienin (6,4 cm).



Kuva 7-6. Kuhan ravintokohteiden pituus vuosina 2001–2006.



Kuva 7-7. Viiksilaatikko kuhien ravintokohteiden koon jakautumisesta pituusluokittain (mediaani, ala- ja yläkvartiilit, vaihteluväli ja voimakkaasti poikkeavat havainnot).

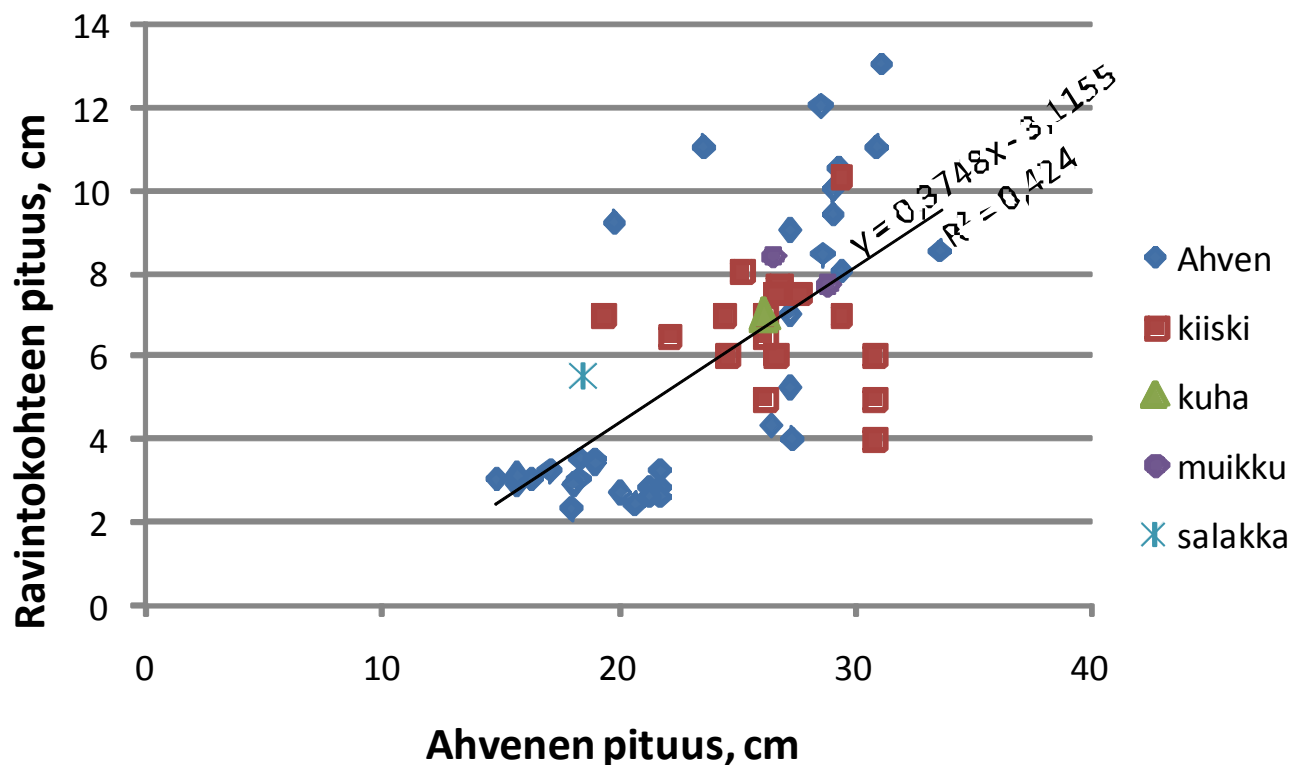


Kuva 7-8. Kuhien saaliskalojen keskipituus (+/- keskihajonta) vuosina 2001–2006.

Ahven

Ahvenen ravintokohteen koko kasvoi huomattavasti ahvenen pituuden kasvaessa (kuva 7-9). Ahvenen pituuden ja ravintokohteen välinen riippuvuus oli tilastollisesti erittäin merkitsevä (n=58, p>0,001) ja

selitysaste korkea ($r^2=0,42$). Käytetyn kalaravinnon keskikoko oli 6,1 cm. Sekä pienimmät, että suurimmat saaliskalat olivat ahvenia. Valtaosa 5-8 cm pituisesta kalaravinnosta oli kiiskiä.



Kuva 7-9. Ahventen ravintokohteiden pituus vuosina 2002-2004.

7.3 Tulosten tarkastelu

7.3.1 Menetelmän tarkastelu kuhanäytteen osalta

Näytekuhat kerättiin suurelta osin ammattikalastajien saaliista, minkä vuoksi pienten, alle 20 cm pituisten kuhien määrä jäi vähäiseksi (5 kpl vuonna 2001). Alle 20 cm pituisten kuhien ravinnon koostumusta ja kokoa ei siten pystytty luotettavasti selvittämään, ja tulokset ovat yleistettävissä lähinnä tätä suuremmille kuhille.

Tässä ravintotutkimuksessa tehtiin useita havaintoja siitä, että kuha oli niellyt saaliskalansa pyrstö edellä. Lehtosen (2003) mukaan kuha pyydystää saaliskalansa ajamalla sitä takaa ja iskemällä hampaansa saaliin peräosaan. Tästä johtuen kuhan päätä irrottaessa nieluun oksennuksen mukana kulkeutunut saaliskala saattaa katketa ja irronnut pää joutua erilleen muusta näyteaineistosta. Koska yleisenä vaatimuksena ja lähes ainoana varmana saaliskalojen tunnistusmenetelmänä kalojen ravintotutkimuksissa on lajinmääritys otoliittien perusteella, saattaa huolimattoman näytteenoton seurauksena tunnistamattomien ravintokohteiden määrä nousta suureksi. Tämän vuoksi vuosien 2001 ja 2002 ravintokohteissa oli runsaasti tunnistamattomia kaloja. Vuosina 2003 ja 2004 näytteiden keräämisessä mahdollinen oksentaminen otettiin tarkasti huomioon. Myös aineiston keruutapa lisäsi varmasti osaltaan tunnistamattomien saaliskalojen osuutta. Ammattikalastajien verkko- ja rysäpyynti ei ollut varsinaista ravintönäytepyyntiä, vaan verkot olivat pyynnissä huomattavasti pitempään kuin normaalin ravintönäytepyynnin yhteydessä tehdään. Tällöin verkkoihin jääneiden kuhien saaliskalat ehtivät sulaa pitempään ja tunnistamattomaksi sulaneiden ravintokohteiden osuus kasvaa.

7.3.2 Kuhan ravinnonkäyttö

Kuhien pääravintoa Lappajärvellä tehokalastushankkeen alkuvaiheessa oli kuore. Pääravintokohte vaihtui hankkeen edetessä ja kuoreen vähetessä kiiskeksi. Kuoreen on yleisesti todettu olevan kuhan pääravintokohte Suomen järvissä, mutta kuhan on todettu käyttävän ravinnokseen muitakin vesistöissä esiintyviä kalalajeja, kuten muikkua ja ahventa (Keskinen & Marjomäki 1997, Sutela & Hyvärinen 1998).

Lehtosen (2003) mukaan muikkuvaltaisilla järvillä kuhien pääravintokohteena on yleensä muikku ja ahven. Lappajärvellä muikku oli merkittävä ravintokohte vuosien 2001–2004 aikana ainoastaan vuonna 2003, jolloin kuoriutui erityisen runsas vuosiluokka.

Kiiskan merkitystä kuhan ravintokohteena ei aiemmin Suomessa tehdyissä tutkimuksissa ole pidetty tärkeänä. Lahden Vesijärvellä todettiin kiiskan kulluvan kuhien ravintokohteisiin, mutta sen merkitys oli vähäinen (Peltonen ja Ruuhijärvi 1996). Vuonna 2001 kiiski kuului Kuortaneenjärven kuhien pääravintokohteisiin ja vuosina 2002–2004 kiiski oli Kuortaneenjärven kuhien käytetyin ravintokohte (Tuhkanen 2003, Tuhkanen 2005). Samankaltaisia tuloksia Lappajärven ja Kuortaneenjärven tutkimusten kanssa sai Kangur (1998) Viron Peipsijärvellä tekemässään tutkimuksessa, jossa kiiski oli kuoreen jälkeen kuhien tärkein ravintokohte.

Kuha käyttää kalaa ravinnokseen jo poikasena. Saalistusta rajoittavana tekijänä voidaan pitää kuhan suun muotoa. Kuhan suu on kalan kokoon nähden varsin pieni, joten ruumiinmuodoltaan korkeiden kalojen, kuten lahnan, syöminen ei kuhlalta onnistu.

Petokalan ravinnon valinta riippuu kalan saalistus- ja nielemiskyvyn lisäksi tarjolla olevasta ravinnosta ja niiden kyvystä välttää saalistusta. Osasy esimerkiksi särkien vähäiseen esiintymiseen kuhien ravinnossa ovat luultavasti lajien väliset erot niiden elinympäristöissä. Lappajärven ulapalla särkeä ei esiintynyt, kun vastaavasti kuha oleskelee pääosin järven ulappa-alueella. Ulappa-alueilla elävät kalalajit – kuore, muikku ja erityisesti ulapan pohja-alueilla runsaana esiintyvä kiiski – ovat alttiina syvänteissä viihtyvien kuhien saalistukselle.

Suurin osa kuhien ravintokohteista oli kooltaan 5-10 cm:n pituisia kaloja. Suurin hajonta oli vuoden 2002 ravintönäytteissä, jolloin kuhat olivat syöneet muutamia kookkaita muikkuja. Vuoden 2003 ravintönäytteestä ei löytynyt yhtään yli 10 cm:n pituista ravintokohdetta. Kuhien käyttämän ravinnon pieni koko on huomattu myös muissa tutkimuksissa (Peltonen & Ruuhijärvi 1996, Keskinen & Marjomäki 1997 ja Kangur 1998). Oulujärvellä kuhien saaliskalojen koko rajoittui ravintonselvityksen perusteella (Virtanen ym. 1996) Lappajärven tavoin pääosin alle 10 cm:n kaloihin. Huomioitavaa on kuitenkin se, että

harvinaisena esiintyvät kookkaat kuhat pystyvät halutessaan käyttämään kookastakin ravintoa. Ravintokohteiden keskipituus pienentyi tutkimusjakson aikana ja siihen lienee vaikuttanut osaltaan kuoreen väheneminen ja kiiskan lisääntyminen kuhien ravinnossa. Tutkimusjakson alkuvuosien näytteissä suurikokoisten kuhien osuus oli myös loppujaksoa suurempi.

Kuorekanta on saatu vähentymään tehokalastuksen ansiosta, mikä näkyy kuhien ravinnossa kuoreen vähentyneenä osuutena ja kiiskan osuuden lisääntymisenä. Lappajärven muikkujen vuosiluokkavaihtelu on suurta. Muikut kasvavat Lappajärvessä nopeasti ja saavuttavat ensimmäisen elinvuotensa aikana lähes 15 cm pituuden. Siitä johtuen ainoastaan yksikesäiset muikut ovat potentiaalisia kuhien pääravintokohteita. Tämän vuoksi muikku on Lappajärvellä merkittävä kuhan ravintokohde ainoastaan vuosina, jolloin kuoriutuu runsas vuosiluokka, kuten vuonna 2003. Vastaavasti esimerkiksi vuoden 2002 heikko vuosiluokka näkyi muikun pienenä osuutena kuhan ravinnossa. Koeverkkokalastusten perusteella kiiskien määrä on kääntynyt laskuun, vaikka kiiski ei ole ollut merkittävä tehokalastuslaji. Runsastuneen kuhakannan voimakkaalla predaatiolla on mitä ilmeisimmin ollut kiiskikantaa vähentävä vaikutus.

7.3.3 Ahvenen ravinnonkäyttö

Ahven käyttää hyvin monipuolista ravintoa, joka koostuu sekä eläinplanktonista, pohjaeläimistä että kaloista. Ahvenen ravinto koostuu Craigin (1987) mukaan niistä lajeista ja eläinryhmistä, joita on helpoiten saatavissa. Joissakin järvissä ahven syö monipuolisesti ravintoa läpi koko elämänsä, mutta toisissa järvissä erikokoisten ahventen ravinto poikkeaa selvästi toisistaan.

Lappajärven ahventen ravinnonkäytössä keskikesällä havaittiin eroja erikokoisten yksilöiden välillä. Alle 20 cm:n pituisilla ahvenilla eläinplankton ja pohjaeläimet muodostivat suurimman osan ravinnosta ja pienimmät yksilöt suosivat lähes yksinomaan eläinplanktonia. Lappajärvessä yli 20 cm ahventen tärkein ravintokohde oli kalat. Myös Vuoksen vesistöalueella, Onkamojärvässä ja Lammin Pääjärvässä ahvenen on todettu siirtyvän lähes yksinomaan kalaravintoon sen saavuttaessa 20 cm pituuden (Turunen 1984, Koli ym. 1988). Toisaalta esimerkiksi

Puruvedellä ahventen on todettu siirtyvän kalaravintoon vasta yli 25 cm pituisina (Vuorimies 1999).

Lappajärven ravintoaineistoa täydennettiin ulapalta pyydystetyillä yli 25 cm:n pituisilla ahvenilla vuosina 2003 ja 2004. Ulappa-alueen ahvenet olivat syöneet ainoastaan kalaa, joka oli varsin kookasta. Lähes kaikki ravintokohteet olivat yli 10 cm:n pituisia ahvenia ja kiiskiä. Lisäksi kahdelta ahvenelta löydettiin ravinnosta 7–8 cm pituisia muikkuja. Kuoreen puuttuminen ahvenen ravinnosta johtunee enemmän suhteellisen pienestä ulapalta pyydytystä aineistosta kuin siitä, että ahvenet eivät käyttäisi lainkaan kuoretta ravinnokseen.

Vuosien 2002–2004 Lappajärven ahventen ravintoanalyysien tulokset ovat suuntaa-antavia koko järveä ajatellen. Ympäri vuotiseen yleistämiseen tulokset eivät sovi, sillä kaikki näytteet kerättiin keskikesällä. Ravinnonkäyttötutkimuksen avulla saatiin kuitenkin tietoa ahventen kesäaikaisesta ravinnonkäytöstä ahventen pääasiallisilta esiintymisalueilta matalien ulappa-alueiden reunamilta. Jotta ahvenpredaation vaikutusta muikun vuosiluokkien vahvuuteen voitaisiin luotettavasti arvioida, tulisi ahvenen ravintonäytteitä saada etenkin keväällä ja alkukesällä, jolloin muikun poikaset ovat pienen kokonsa ja elinympäristönsä vuoksi alttiimmillaan predaatiolle.

7.3.4 Petokalojen merkitys Lappajärvellä

Petokalat voivat vaikuttaa järven kalaston rakentamiseen ja veden laatuun myönteisesti harventamalla ylitteä planktonsyöjäkalastoa. Voimakas petokalakanta on myös edellytys sille, että järven kalakanan rakenne pysyy hyvänä tehokalastuksen pyyntiponnistuksen vähetessä (Sammalkorpi & Horppila 2005). Hoitotoimenpiteiden tavoitteena tulisi olla voimakas petokalakanta sekä matalassa kasvillisuusvyöhykkeessä (hauki, ahven) että ulappa-alueella (kuha).

Kuhalla on osaltaan merkitystä Lappajärven ravintoverkkokunnostuksessa, koska se säätelee ulappa-alueen vähempiarvoisten kalojen, lähinnä kuoreen ja kiiskan kantoja. Sen sijaan muikkukannalle kuha on lähes harmiton. Kuha viihtyy rehevissä ja tummissa vesissä kuten Lappajärvi, mikä näkyy hyvänä kasvuna. Säätelemällä kuhan pyyntiä esimerkiksi alue- ja paikkakohtaisin rajoituksin tai alamittaa

nostamalla voitaisiin kuhasaaliita lisätä ja kuhan luontaista lisääntymistä tehostaa samalla kun järven ravintovarot tulisivat paremmin hyödynnettyä. Lappajärven kuhat pyydetään nykyisin liian pieninä, mikä on kannan tuotantopotentiaalin ja myös istutusten haaskaamista (Teppo ym. 2003). Särkikannan osalta kuhan merkitys on olematon ja hauki onkin Lappajärvessä mitä ilmeisimmin ainoa potentiaalinen särkikannan säätelijä. Haukikannan säästeliäs verotus olisikin Lappajärvellä suositeltava kalaston rakenteen hoitokeino.

Petokalavaiheen saavuttaneilla yli 20 cm ahvenilla on suurin merkitys Lappajärven litoraalialueiden kalaston säätelyssä, vaikkakin suurikokoisella ahvenella on kuhan ohella merkitystä myös ulapan kalakan-
tojen säätelijöinä. Ahvenilla voi olla merkittävä rooli litoraalialueilla runsaana esiintyvien pienikokoisten särkien predaatiossa, vaikkakin tässä selvityksessä särkien osuus ahventen ravinnosta todettiin vähäiseksi. Lajinsisäisen predaation kautta suurikokoisten ahventen riittävä määrä ehkäisee ylitieiden ahvenvuosiluokkien syntymistä. On myös huomattava, että runsas ulapan petokalakanta ehkäisee särkikalajien siirtymistä ulapalle (Berg ym. 1997). Petokalat myös aikaan saavat syksyllä saaliskalojen parveutumista, mikä helpottaa niiden poistopyyntiä (Sammalkorpi & Horppila 2005).

8 Kuorekannan koko

8.1 Aineisto ja menetelmät

Lappajärven kuorekannan koko tehokalastuksen aikana vuosina 2001–2004 selvitettiin populaatioanalyysin avulla. Kuoretta pyydettiin Lappajärvellä vuosina 2001–2004 pääosin troolilla ja vähäisemmissä määrin lähinnä keväisin rysillä. Vapaa-ajan kalastajat eivät pyytäneet lainkaan kuoretta. Pyyntiponnistus kuoreen kalastuksessa oli suurin vuosina 2002 ja 2003, jolloin kuoretta pyysi kaksi troolia. Kaikkiaan vuosina 2001–2004 troolikalastuksen yhteenlaskettu pyyhkäisyala oli noin 20000 ha. Troolien perän silmäkoko oli 8 mm kaikkina vuosina. Yhden troolin pyyntitiedot, kuten vetoaika, -alue, -nopeus, -leveys ja -syvyys, koentakertojen lukumäärä, kokonaissaaliin massa ja lajikoostumus, kirjattiin vuosittain. Toisen troolin pyyntipäivät vuosina 2002 ja 2003 saatiin kalastusalueen saaliskirjanpidosta. Kuoresaaliita seurattiin saaliskirjanpidolla ja ottamalla troolisaalisnäytteitä, joiden avulla selvitettiin kuoresaaliiden ikäjakaumat. Ammattikalastajien saaliista punnittiin päivittäin kalasatamassa kokonaismassa ja arvioitiin silmämääräisesti eri lajien %-osuudet.

Lappajärvellä kalastaneilta trooleilta otettiin vuosina 2001–2004 kaikkiaan 41 saalisnäytettä, joiden keskimassa oli noin 6 kg. Näytteitä otettiin sekä eteläettä pohjoissyvänteiden alueelta pyydetyistä troolisaaliista. Saalisnäytteen kaloista määritettiin laji, sekä mitattiin pituus yhden millimetrin ja punnittiin massa yhden gramman tarkkuudella. Kuoreiden ikänäytteenotto on kuvattu luvussa 6.

Kuoreen pituusjakaumat troolisaalisnäytteissä muutettiin ikäjakaumiksi ikä-pituusavaimella (Ketchen 1950, Ricker 1975). Ensiksi laskettiin eri pituusluokkaan kuuluvien eri ikäryhmien yksilöiden lukumäärät saalisnäytteessä kaavalla:

$$n_{I_a} = \left(\frac{o_{I_a}}{o_I} \right) n_I,$$

jossa n_{I_a} = pituusluokan I ikäryhmän a yksilöiden lukumäärä saalisnäytteessä, o_{I_a} = pituusluokan I ikäryhmän a yksilöiden lukumäärä ikänäyteotoksessa,

o_I = pituusluokan I yksilöiden lukumäärä ikänäyteotoksessa ja n_I = pituusluokan I yksilöiden lukumäärä saalisnäytteessä. Kunkin ikäryhmän yksilöiden kokonaislukumäärä saalisnäytteessä saatiin laskeamalla yhteen eri pituusluokissa olevien ikäryhmän yksilöiden lukumäärät, joiden perusteella laskettiin edelleen ikäryhmien prosentuaaliset osuudet saalisnäytteissä.

Päivittäiset kappalemääräiset kuoresaaliit laskettiin jakamalla massamääräiset saaliit kuoreiden keskimassalla ajallisesti lähimmässä troolisaalisnäytteessä. Myös eri ikäryhmien osuuksien päivittäisistä kuoresaaliista katsottiin vastaavan kuoresaaliiden ikäjakaumia ajallisesti lähimmässä troolisaalisnäytteessä. Saalismatriisi eli eri ikäryhmien kappalemääräiset saaliit pyyntijaksoilla (kuukausina) saatiin laskeamalla yhteen päivittäiset saaliit.

Kuorevuosiluokkien koko vuosina 2001–2004 laskettiin Popen kohorttianalyysillä (Pope 1972), joka on virtuaalipopulaatioanalyysin (VPA) muunnelmä, jossa kunkin pyyntijakson aikana saatujen saaliiden katsotaan saadun yhdellä kertaa kyseisen pyyntijakson puoleksavälissä. Kohorttianalyysin lähtötietoina olivat arviot kuoreen hetkellisestä luonnollisesta kuolevuudesta (M) eri pyyntijaksoina ja saalistietojen perusteella muodostettu saalismatriisi. Vuosiluokkien kappalemääräiset runsausarviot pyyntijaksojen alussa laskettiin ajassa taaksepäin edeten kyseisten vuosiluokkien saaliiden (kpl) ja luonnollisen kuolevuuden (M) perusteella.

Aluksi kuoreen eri vuosiluokkien c runsausarviot termiinaalijaksojen lopussa ($N_{c,t+1}$) kaavalla:

$$N_{c,t+1} = \frac{C_t \times (F_t + M_t) \times e^{(-F_t - M_t)}}{M_{term} \times (1 - e^{(-F_t - M_t)})},$$

missä C_t on kyseisen vuosiluokan c kappalemääräinen saalis, Z_t hetkellinen kokonaiskuolevuus, F_t hetkellinen kalastuskuolevuus ja M_t hetkellinen luonnollinen kuolevuus viimeisen pyyntijakson t aikana. Tämän jälkeen laskettiin ajassa taaksepäin edeten

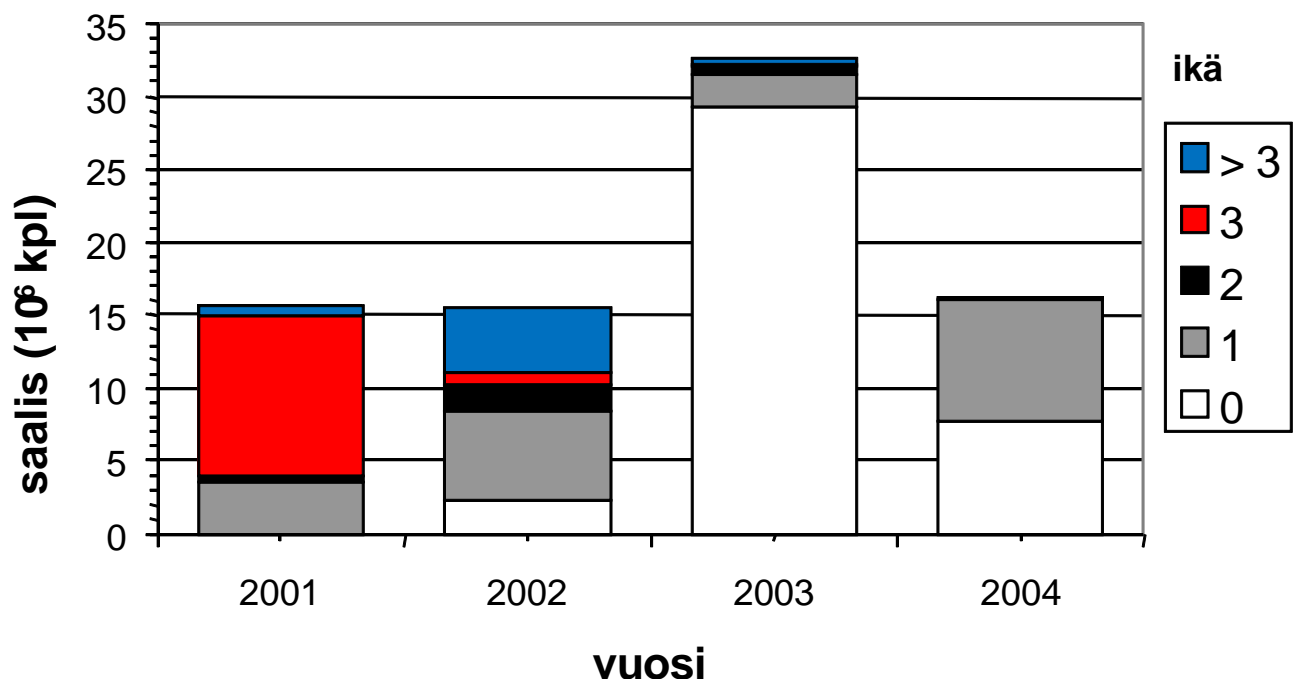
runsausarviot eri vuosiluokille c pyyntijaksojen alussa ($N_{c,t}$) kaavalla:

$$N_{c,t} = N_{c,t+1} \times e^{M_t} + C_t \times e^{0,5 \times M_t}$$

Kohorttianalyysi viritettiin viimeiselle pyyntijaksolle aineistosta lasketuilla terminaalikalastuskuolevuuksilla (Pope & Shepherd 1985). Kohorttianalyysin virittäminen, eli mahdollisimman totuudenmukaisen terminaalikalastuskuolevuuksien (Fterm) laskeminen parantaa etenkin viimeisten pyyntijaksojen kanta-arvioiden luotettavuutta.

Kohorttianalyysin lähtötietona olevan hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvon vaikutusta kanta-arvioihin selvitettiin laskemalla kanta-arviot luonnollisen kuolevuuden eri arvoilla. Kuoreen luonnollisen kuolevuuden on yleensä arvioitu olevan lähellä 1,0/a (Frie & Spangler 1985). Luonnollisen kuolevuuden arvoina käytettiin 0,8/a, 1,0/a ja 1,2/a.

Kuorekannan eri ikäryhmien biomassat pyyntijaksojen alussa laskettiin eri ikäryhmien yksilöiden keskimassojen ja kohorttianalyysin tulostamien kappalemääräisten kanta-arvioiden perusteella. Kuorekannan tiheys ja biomassa pinta-alayksikköä kohti laskettiin jakamalla kohorttianalyysin kappale- ja massamääräiset kanta-arviot kuoreen pääasiallisen elinalueen eli yli 10 m syvän ulapan pinta-alalla (3028 ha).



Kuva 8-1. Kuoreen eri ikäryhmien saaliit (miljoonaa kpl) Lappajärvellä vuosina 2001–2004.

8.2 Tulokset

8.2.1 Kuoresaaliit

Lappajärveltä pyydettiin vuosina 2001–2004 kuoretta kaikkiaan noin 323 tonnia (taulukko 8-1). Troolisaaliin osuus kokonaiskuoresaaliista oli vuonna 2001 81 %, 2002 83 %, 2003 97 % ja 2004 96 %. Vuositainen kilomääräinen kuoresaalis laski tehokalastuksen aikana, mutta selvästi suurin kappalemääräinen saalis saatiin vuonna 2003. Kuore muodosti noin 87 % vuosien 2001–2004 tehokalastuksen troolisaaliista.

Taulukko 8-1. Lappajärven kuoresaaliit vuosina 2001–2004.

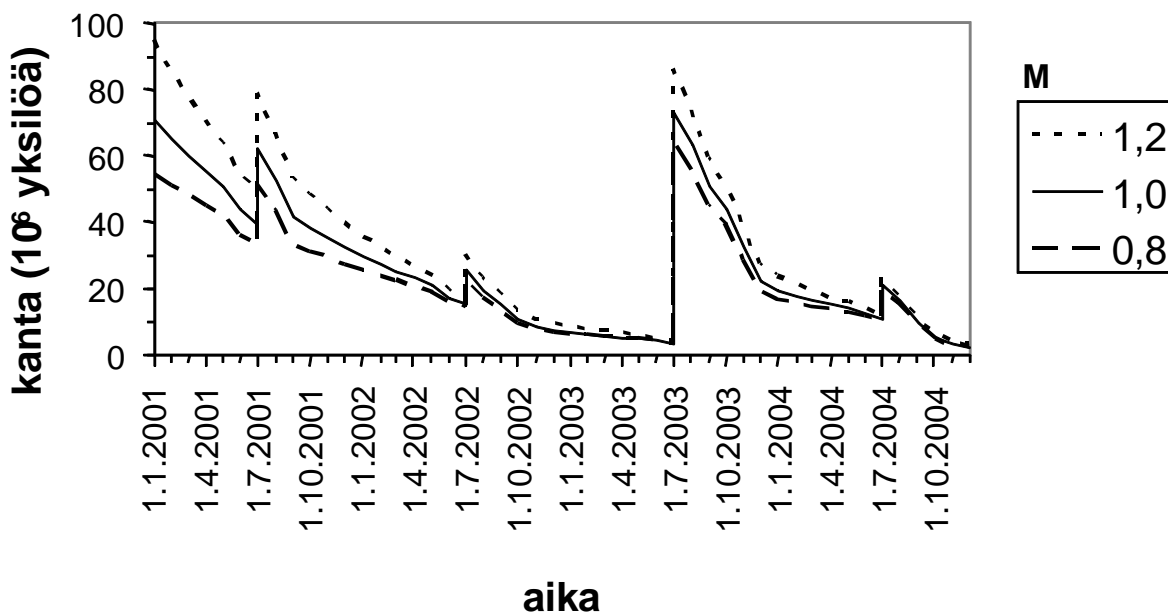
Vuosi	kg	kpl	kg/ha	kpl/ha
2001	111 356	15 579 000	7,7	1 071
2002	91 275	15 528 000	6,3	1 068
2003	69 477	32 559 000	4,8	2 239
2004	50 578	16 150 000	3,5	1 110
yhteensä	322 686	79 816 000	22,2	5 488

Vuonna 2001 kuoresaaliit koostuivat pääosin 3- ja 1-vuotiaista yksilöistä (kuva 8-1). Vuonna 2002 saaliit koostuivat pääosin 1- ja yli 3-vuotiaista yksilöistä. Vuoden 2002 jälkeen vanhempien, yli 1-vuotiaiden ikäryhmien saaliit romahtivat. Vuonna 2003 saaliit koostuivat lähes yksinomaan 0-vuotiaista yksilöistä ja vuonna 2004 0- ja 1-vuotiaista yksilöistä.

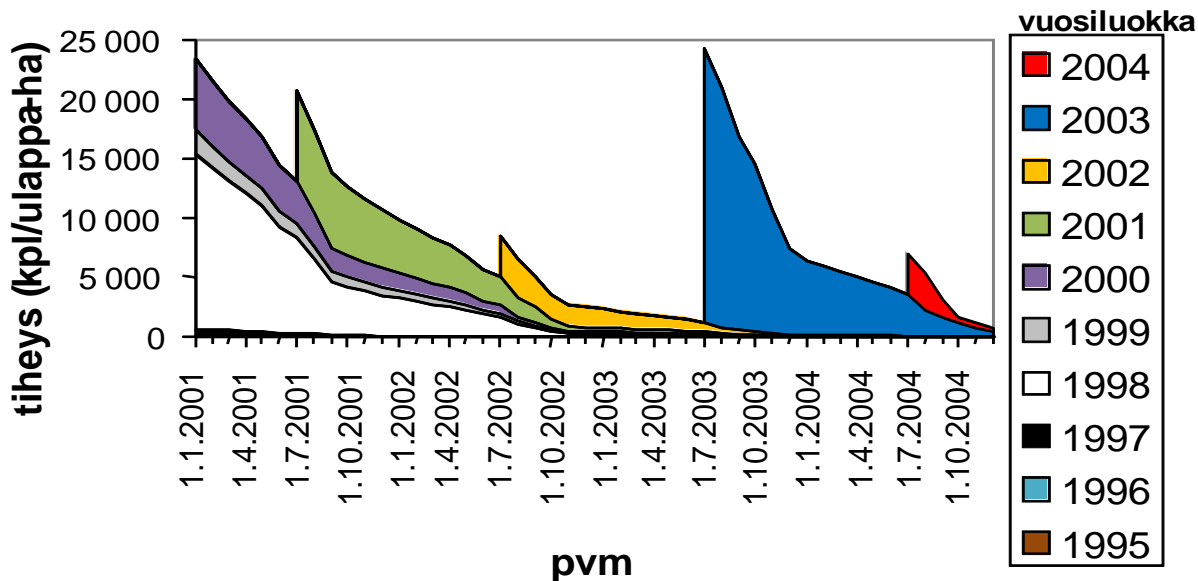
8.2.2 Populaation koko ja tiheys

Kuorepopulaation koko laski 1.5.2001–1.5.2003 välisenä aikana noin 51 miljoonasta 5 miljoonaan yksilöön ($M=1,0/a$; kuva 8-2). Kuorepopulaation tiheys Lappajärven yli 10 m syväälle ulappa-alueelle laskettuna laski tällöin noin 17000:sta 1600:aan kpl/ha (kuva 8-3). Kannan tiheyden lasku oli siten noin 90 %. Hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvoilla 0,8 ja 1,2/a laskettuna muutos oli vastaavasti noin -89 % ja -91 %. Vuonna 2003 syntyi kuitenkin runsas kuorevuosiluokka, minkä vuoksi kanta kasvoi vuoden 2001 alun tasolle. Heinäkuun alussa 2003

tiheys ulapalla oli runsaan vuosiluokan 2003 ansios- ta noin 24000 kpl/ha ($M=1,0/a$). Vuoteen 2004 kannan koko oli kuitenkin laskenut lähelle vuoden 2002 tasoa. Runsa vuosiluokka 1998 muodosti huomattavan osan populaatiosta vielä vuonna 2002. Sen sijaan vuosiluokka 2002 oli heikko ja muodosti hyvin vähäisen osan populaatiosta jo vuoden 2003 lopulla. Myös vuosiluokka 2004 vaikuttaa heikolta. Kohorttianalyysin lähtötietona käytetty luonnollisen kuolevuuden arvo vaikutti huomattavasti ainoastaan vuoden 2001 ja vuoden 2002 alun kanta-arvioihin (kuva 8-2).



Kuva 8-2. Kuorekannan koko (miljoonaa yksilöä) Lappajärvellä vuosina 2001–2004 hetkellisen luonnollisen kuolevuuden (M/a) arvoilla 0,8, 1,0 ja 1,2 kohorttianalyysillä laskettuna (0-vuotiaiden kanta-arviot 1.7. alkaen).

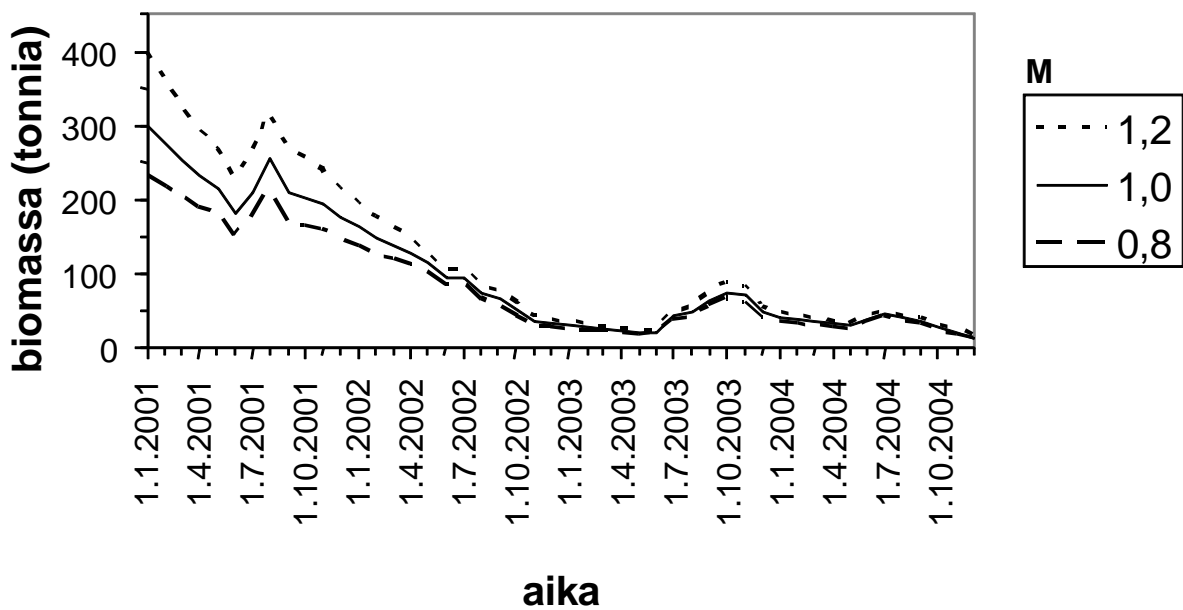


Kuva 8-3. Kuorevuosiluokkien tiheys (kpl/ha > 10 m syvää ulappaa) Lappajärvellä vuosina 2001–2004 ($M=1,0/a$) (0-vuotiaiden tiheysarviot 1.7. alkaen).

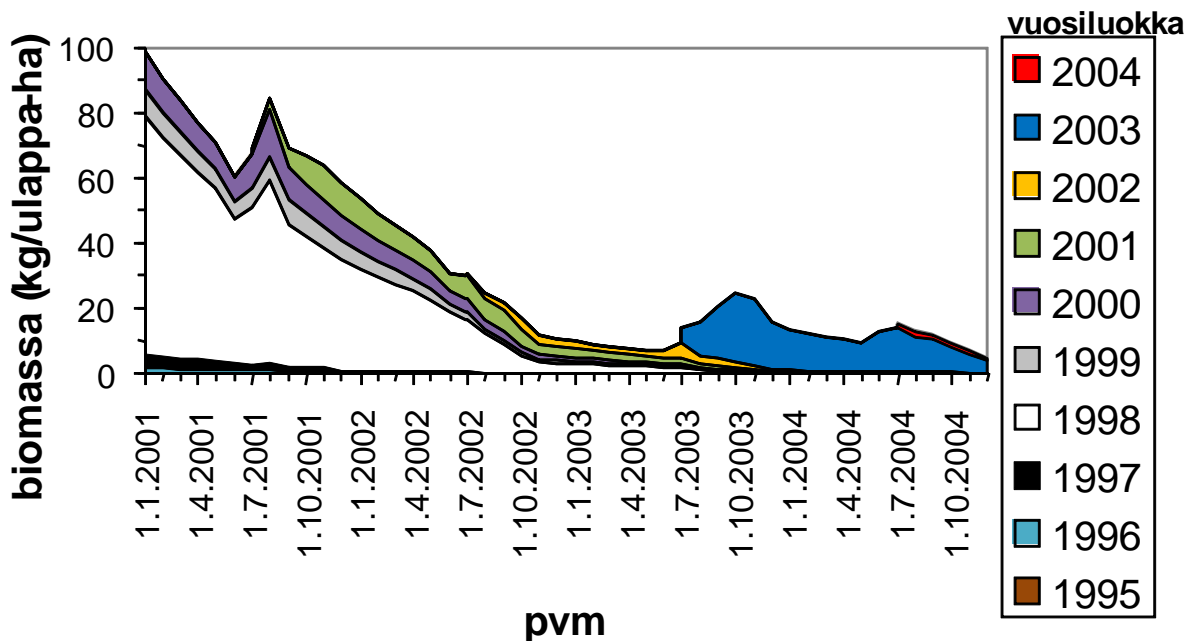
8.2.3 Populaation biomassa

Kuorepopulaation biomassa laski 1.5.2001–1.5.2003 välisenä aikana noin 215 tonnista 21 tonniin ($M=1,0/a$; kuva 8-4). Suhteutettuna yli 10 m syvän ulapan pinta-alaan biomassa väheni noin 71:sta seitsemään kg/ha (kuva 8-5). Biomassa laski siten noin 90 %. Hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvoilla 0,8 ja 1,2 biomassan muutos oli vastaavasti noin -89 % ja -91 %. Vuonna 2003 syntyneen runsaan vuosiluokan ansiosta biomassa kasvoi hieman loppukesällä–syksyllä 2003. Vuonna 2004 syntyneen vuo-

siluokan vaikutus populaation biomassaan jäi sen sijaan hyvin vähäiseksi. Kutukannan (≥ 2 -vuotiaat) biomassa laski 1.5.2001–1.5.2003 välisenä aikana noin 92 % ($M=1,0/a$). 1.5.2001–1.5.2004 välisenä aikana lasku oli tätäkin suurempi, noin 99 %. Kuten lukumääräisiin kanta-arvioihin, kohorttianalyysin lähtötietona käytetty luonnollisen kuolevuuden arvo vaikutti huomattavasti ainoastaan vuoden 2001 ja vuoden 2002 alun biomassa-arvioihin (kuva 8-4).



Kuva 8-4. Kuorekannan biomassa (tonnia) Lappajärvellä vuosina 2001–2004 hetkellisen luonnollisen kuolevuuden (M/a) arvoilla 0,8, 1,0 ja 1,2 kohorttianalyysillä laskettuna (0-vuotiaiden biomassa-arviot 1.7. alkaen).



Kuva 8-5. Kuorevuosiluokkien biomassa (kg/ha > 10 m syvää ulappaa) Lappajärvellä vuosina 2001–2004 ($M=1,0/a$) (0-vuotiaiden biomassa-arviot 1.7. alkaen).

8.3 Tulosten tarkastelu

Lappajärven kuorekanta pieneni kohorttialyysin perusteella huomattavasti vuoteen 2003 saakka. Sekä kuorekannan tiheys että biomassa laskivat noin kymmenesosaan verrattaessa toukokuun alkujen 2001 ja 2003 kanta-arvioita. Kuorekannan väheneminen mm. heijastui kuhan ravinnonkäyttöön; kuoreen osuus kuhan ravinnosta pieneni huomattavasti vuosiksi 2003 ja 2004 (ks. luku 7). Kuorekanta myös nuoreni huomattavasti, ja vuosina 2003–2004 kuorekanta koostui lähes täysin 0+ ja 1+ ikäryhmien yksilöistä. Kuorekannan vanhempien ikäryhmien vähenemistä Lappajärvellä kuvaa osaltaan myös kuoresaaliiden romahtaminen koeverkkokalastuksissa vuoden 2001 jälkeen (ks. luku 5). Lappajärvellä käytetyt yleiskatsausverkot pyytävät lähinnä yli 10 cm pituisia kuoreita. Kuorekannan huomattava heikentyminen ja ikärakenteen siirtyminen kohti nuoria yksilöitä tehokalastuksen aikana havaittiin myös Lahden Vesijärvellä (Horppila ym. 1996).

Keväällä 2003 2-vuotiaat ja vanhemmat kuoreet oli kalastettu hyvin vähiin eli kutukannan biomassa oli pieni, ainoastaan vajaat 10 % kevään 2001 tasosta. Kuore tulee sukukypsäksi yleensä 2-vuotiaana (Karma 1959, Timola 1978, Vilhunen 1987, Hyvärinen & Mustonen 1988, Sterligova ym. 1992, Vinni ym. 2004, Turunen & Karjalainen 1992). Keväällä 2003 Lappajärvellä syntyi kuitenkin runsas kuorevuosiluokka, ja keväällä 2004 kannan tiheys oli noin kolmasosa tehokalastusjakson alun tasosta. Tehokaskaan kalastaminen ei siten näytä vaarantaneen kuoreen rekrytointia, vaan sitä säätelevät suurelta osin muut tekijät kuin kutukannan koko. Luultavasti keväällä ja alkukesällä 2003 mm. sääolot ja ravintotilanne olivat suotuisat kuoreen lisääntymiselle ja poikasten kehittymiselle ja poikasiin kohdistunut predaatio oli vähäistä.

Lappajärven kuoreella esiintyy huomattavaa vaihtelua vuosiluokkien vahvuudessa. Vuosina 1998–2004 syntyneistä vuosiluokista vahvoja olivat vuosiluokat 1998 ja 2003. Erityisesti vuosiluokka 1998 oli hyvin suuri, sillä sen yksilöitä oli vielä keväällä 2001 jäljellä 3+ ikäisinä yli 10000 kpl/ha ulappaa.

9 Kaikuluotaustutkimukset

9.1 Aineisto ja menetelmät

Kaikuluotaustutkimusten tarkoituksena oli selvittää Lappajärven ulappa-alueen kalaston tilaa sekä tehokalastuksen vaikutuksia siihen. Tutkimuksissa selvitettiin Lappajärven eteläisen syvänealueen kalatiheyttä, lajisuhteita ja kalabiomassaa.

Kaikuluotauksissa käytettiin SIMRAD EY-M -kaikuluotainta. Käytetty värähtelijä oli tyypiltään 70-24-F, joka luodattaessa oli metrin syvyydessä. Laitteiston säädöt olivat: frekvenssi 70 kHz, äänipulssin kesto 0,6 ms, äänen pulssitiheys 182/min, TVG -funktio 40 logR, vahvistinteho 8 ja äänikeila 11°. Veneen nopeus luodattaessa oli noin 2 m/s.

Kaikuluotauksia tehtiin Lappajärven eteläisellä syvänealueella neljällä luode-kaakko -suuntaisella linjalla 28.8.2002 päivällä klo 15.30–17.15 ja yöllä klo 22.40–00.20 sekä 2.9.2003 päivällä klo 14.00–17.00 ja yöllä klo 22.15–00.20 välisinä aikoina (liite 9-1). Vuonna 2006 päiväluotaukset tehtiin kolmella luode-kaakko -suuntaisella linjalla sekä yhdellä niiden poikki pohjois-etelä -suunnassa kulkeneella linjalla 24.8. päivällä klo 16.30 alkaen ja 24.–25.8. yöllä klo 23.30 alkaen.

Luodattaessa heijastuneet signaalit talletettiin piirturipaperille ja C-kasetille Sony TC-D 5M nauhurilla. Luotausaineisto digitalisoitiin ja käsiteltiin analyysiohjelmistolla (Hydroacoustic Data Acquisition System, Lindem Data Acquisition). Kohdevoimakkuuksien oletettiin vastaavan kalojen pituutta seuraavasti:

$\geq 48 \text{ dB} < 10 \text{ cm}$
 $\leq 48 \text{ dB} > 10 \text{ cm}$

Kaikuluotauslinjoilta nauhoitettu aineisto analysoitiin kahden metrin paksuisina syvyydsvyöhykkeinä. Pinnasta kolmea ensimmäistä metriä ei otettu huomioon koska pintaan sekoittuu ilmakuplia, jotka vaikeuttavat tulosten tulkintaa.

Ulappa-alueen kalabiomassan ja kalalajiston rakenteen arvioimisessa käytettiin vuosien 2002 ja 2003 osalta troolinäytteitä, joka oli kerätty 28.8.2002 ja 2.9.2003, sekä heinä-elokuun vaihteessa eteläsy-

vänteellä tai sen läheisyydessä tehtyjen koeverkko-kalastusten aineistoa. Vuoden 2006 osalta ei ollut käytettävissä troolinäytteitä, joten eteläsyvänteeseen ulappa-alueen kalabiomassan ja kalalajiston rakenteen arvioimisessa käytettiin ainoastaan heinä-elokuun vaihteessa tehtyjen koeverkkokalastusten aineistoa.

9.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Lappajärven ulappa-alueen kalatiheydessä tapahtui huomattavia muutoksia vuosien 2002–2006 aikana; kalatiheys laski vuoden 2002 noin 3500–5500 yksilöstä/ha noin 3000–4000 yksilöllä/ha vuoteen 2003, mutta nousi vuoteen 2006 selvästi korkeammaksi kuin vuonna 2002 eli noin 17000–19000 yksilöön/ha (taulukot 9-1 ja 9-2). Erityisesti alle 10 cm pituisia kaloja oli runsaasti vuonna 2006. Luotaukset viittaavat siihen, että Lappajärven ulappakalasto ei ollut vuosina 2002–2003 vinoutunut särkikalavaltaiseksi, sillä Salon (2003, 2004) mukaan kalaston ollessa särkikalavaltainen, päiväluotauksissa havaittu kalatiheys on yöluotauksissa havaittua tiheyttä suurempi. Vuonna 2006 sen sijaan päiväluotauksissa havaittu kalatiheys oli hieman suurempi kuin yöluotauksissa havaittu, mikä viittaa särkikalojen osuuden kasvuun. Lappajärven eteläsyvänteeseen kalatiheys vuonna 2002 vastasi hieman rehevöityneissä järvissä havaittuja kalatiheyksiä (taulukko 9-3). Vuonna 2003 tiheys oli sen sijaan hyvin alhainen ja vuonna 2006 suuri.

Kaikuluotauksella arvioitu ulappa-alueen kalatiheys ei kerro luotettavasti koko järven kalastosta eikä kaikkien kalalajien tilasta. Pohjan läheisyydessä tai matalassa vedessä esiintyvät kalalajit kuten hauki ja made jäävät yleensä kaikuluotauksen katvealueelle. Myöskään pinnan tuntumassa uivien kalaparvien tiheyttä eikä rantavyöhykkeen kalastoa ei saada luotettavasti selville.

Taulukko 9-1. Keskimääräiset kalatiheydet eri luotauslinjoilla päiväluotausten perusteella vuosina 2002, 2003 ja 2006 (Salo 2003, 2004 ja 2007).

Vuosi	Linja	Tiheys (kpl/ha)		
		<10 cm	>10 cm	yhteensä
2002	1	3 360	483	3 844
	2	2 227	590	2 817
	3	1 046	77	1 123
	4	6 135	327	6 462
	keskimäärin	3 192	369	3 562
2003	1	338	34	372
	2	1 331	372	1 703
	3	181	8	189
	4	14	7	21
	keskimäärin	466	105	571
2006	2	12 000	1 540	13 540
	3	22 640	3 818	26 458
	4	12 580	2 410	14 990
	5	17 390	3 370	20 760
	keskimäärin	16 153	2 785	18 937

Taulukko 9-2. Keskimääräiset kalatiheydet eri luotauslinjoilla yöluotausten perusteella vuosina 2002, 2003 ja 2006 (Salo 2003, 2004 ja 2007).

Vuosi	Linja	Tiheys (kpl/ha)		
		<10 cm	>10 cm	yhteensä
2002	1	5 397	1 529	6 926
	2	4 026	1 050	5 076
	3	4 662	413	5 075
	4	5 310	313	5 623
	keskimäärin	4 849	826	5 675
2003	1	1 316	61	1 377
	2	1 935	375	2 310
	3	3 215	192	3 407
	4	429	22	451
	keskimäärin	1 724	163	1 886
2006	2	14 189	3 287	17 476
	3	10 326	61	10 387
	4	5 919	336	6 255
	5	27 761	6 384	34 145
	keskimäärin	14 549	2 517	17 066

Taulukko 9-3. Kaikuluotauksella arvioituja kalatiheyksiä (kpl/ha) eräissä suomalaisissa järvissä. Tiheyksien vertailua vaikeuttaa tiheysarvioinneissa käytettyjen laskentamenetelmien erilaisuus. Kaikuluotaukset on tehty yöllä (Salo 2003 ja 2004).

Järvi	Vuosi	Min	Max	Keskiarvo	Lähde
Etelä-Konnevesi	1989	724	4948	-	Helenius 1989
Muurasjärvi	1988	2381	4505	-	Sundell 1990
Oulujärvi	1987	720	3320	2530	Salojärvi ym. 1985
Vesijärvi, Hollola	1984	25000	90000	-	Jurvelius & Sammalkorpi 1986
Ylä-Keitele	1989	4965	9413	6634	Huolila 1990
Ähtärinjärvi	1987	-	-	9559	Keskinen & Tapaninen 1990
Asikkalanselkä	1990	1793	2588	2199	Salo 1991
Vesijärvi, Kangasala	1991	-	-	7650	Salo 1991
Päijänne, Poronselkä	1997	-	-	5200	Salo 1991
Lehtijärvi	1998	-	-	4500	Salo & Sundell 1999
Lievestuoreenjärvi	1997	-	-	4900	Salo 1997

10 Eläinplankton

10.1 Aineisto ja menetelmät

Lappajärven eteläsyvänteeltä (havaintoasema P125: ks. kuva 2-4) otettiin eläinplanktonnäytteitä vuosina 1998–2006. Näytteet analysoitiin Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa. Tutkimuksen tarkoituksena oli seurata, vaikuttaako tehokalastus eläinplanktonin lajikoostumukseen ja biomassaan.

Näytteet otettiin kolmesta viiteen kertaa touko-syyskuun aikana (taulukko 10-1). Vuonna 1999 näytteenottokertoja oli vain kolme, kesä-, heinä- ja elokuussa, ja vuoden 2002 ja 2006 toukokuulta puuttuivat näytteet. Muina vuosina näytteitä on otettu viidesti. Vuonna 2006 myös syyskuussa otettiin näytteet.

Taulukko 10-1. Lappajärven eläinplanktonitutkimuksen näytteenottopäivämäärät.

Vuosi	Näytteenottopäivämäärät				
1998	16.06.	07.07.	28.07.	18.08.	
1999		22.06.	13.07.	03.08.	
2000	25.05.	20.06.	11.07.	02.08.	22.08.
2001	21.05.	19.06.	10.07.	31.07.	21.08.
2002		18.06.	09.07.	30.07.	20.08.
2003	21.05.	17.06.	08.07.	29.07.	20.08.
2004	31.05.	21.06.	07.07.	28.07.	23.08.
2005	19.05.	22.06.	12.07.	02.08.	23.08.
2006	19.06.	11.07.	21.07.	22.08.	13.09.

Näytteet otettiin vuosina 1998–2000 syvyyksiltä 0–2 ja 2–4 metriä ja vuosina 2001–2006 syvyyksiltä 0–5 ja 5–10 metriä kokoomanäytteinä eläinplanktonnoutimella. Näytteenottimen tilavuus oli 7 litraa. Näytteet siivilöitiin 50 µm haavin läpi.

Näytteet jaettiin sopivaksi osanäytteeksi (1/4-1/16) Folsomin näytteenjakajalla ja laskeutettiin kyveteissä vähintään kuusi tuntia. Näytteet analysoitiin käänteismikroskoopilla 150-kertaisella suurennoksella. Plankterit laskettiin koko kyvetin alalta. Näytteistä analysoitiin lajisto sekä laskettiin lajien frekvenssit sekä frekvensseillä painotettu eutrofian ja oligotrofian ilmentäjälajien suhde (Järnefelt ym. 1953, Hakkarinen 1978). Näytekohtainen tuorebiomassa laskettiin kertomalla lajin yksilömäärä keskimääräisellä tilavuudella (Naulapää 1966, Bottrell ym. 1976, Hakkarinen

1978). *Asplanchna*-rataseläinten tilavuus mitattiin analysoinnin yhteydessä, koska se poikkesi huomattavasti kirjallisuudessa annetuista keskimääräisistä arvoista.

10.2 Tulokset

10.2.1 Lajisto

Eri vuosina havaittu taksonimäärä vaihteli jonkin verran johtuen lähinnä rataseläinten taksonimäärästä (taulukko 10-2). Vaihtelun suurimpana syynä on se, onko harvalukuisen lajin yksilöitä osunut alkuperäiseen näytteeseen ja edelleen analysoituun osanäytteeseen. Alkueläimistä (Protozoa) suurin osa menee 50 µm haavin läpi, joten niiden taksonimäärä ei ole tässä esitetty.

Taulukko 10-2. Lappajärven eteläisellä (P125) syvänteellä havaittu eläinplanktonitaksonien lukumäärä vuosina 1998–2006.

Vuosi	Taksoneja kpl			Yhteensä
	Rataseleläimet	Vesikirput	Hankajalkaiset	
1998	18	9	5	32
1999	19	10	6	35
2000	28	10	5	43
2001	21	13	6	40
2002	20	8	7	35
2003	24	10	6	40
2004	19	9	6	34
2005	27	8	5	40
2006	26	11	6	43

Yleisimpiä taksoneja olivat rataseläimistä (*Rotatoria*) *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* spp. ja *Synchaeta* spp. (liite 10-1). Vesikirpuista (*Cladocera*) yleisimpiä olivat *Daphnia cristata*, *D. hyalina* ja *Eubosmina coregoni*. Yleisimmin tavattuja hankajalkaisia (*Copepoda*) olivat *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti* ja *Thermocyclops oithonoides*.

Tuloksia tarkasteltiin ottaen huomioon kaikki näytteet sekä vuosien 2001–2006 osalta vain 0–5 metrin näytteet. Koska vuosina 1998–2000 näytteet otettiin syvyytasolta 0–4 metriä, pystyttiin näin paremmin vertaamaan tuloksia vuosien välillä. Tulokset, jotka koskevat vain vuosien 2001–2006 0–5 metrin näyt-

teitä, on merkitty jäljempänä sulkuihin.

Rehevyytystasoa kuvaava E/O-indeksi sai vuosina 1998–2006 seuraavat arvot:

1998	3,1
1999	2,9
2000	4,3
2001	3,4 (2,8)
2002	3,9 (4,0)
2003	1,0 (0,89)
2004	3,0 (3,3)
2005	5,6 (3,0)
2006	2,9 (2,5)

E/O-indeksi pysyi vuosina 1999–2002 korkeana, mutta vuodesta 2002 vuoteen 2003 todettiin selkeä muutos indeksin arvossa. Se oli vuonna 2003 huomattavasti pienempi kuin neljänä edellisenä vuotena ja ilmensi Hakkarin (1978) mukaan kohtalaista rehevyyttä, kun se vuosina 1999–2002 indikoi rehevyyttä (taulukko 10-3). Vuosina 2004–2006 indeksin arvo oli jälleen samalla tasolla kuin vuosina 1999–2002.

Joidenkin eutrofiaa indikoivien lajien, kuten *Keratella cochlearis f. hispida*, *Polyarthra euryptera*, *Trichocerca porcellus* ja *Chydorus sphaericus*, frekvenssi pienentyi vuonna 2003 verrattuna vuosiin 1999–2002 (liite 10-2). Toisaalta oligotrofisissa järvisissä esiintyviä *Eurytemora lacustris* ja *Heterocope appendiculata* -hankajalkaisia tavattiin silloin useammin kuin edellisinä vuosina. Syvien karujen vesien laji *Limnocalanus macrurus* puuttui kokonaan lajistosta, mikä saattaa johtua syvänteiden heikoista happioloista.

Taulukko 10-3. Vesistön likaantuneisuuden ja rehevyytystason luokittelu eläinplanktonin frekvensseillä painotetun E/O-suhteen perusteella Hakkarin (1978) mukaan.

	E/O-suhde
Hyvin likaantunut	yli 1,4
Likaantunut	0,8-1,4
Kohtalaisen likaantunut	0,2-0,8
Likaantumaton	alle 0,2
Rehevä	yli 1,4
Kohtalaisen rehevä	0,2-1,4
Karu	alle 0,2

10.2.2 Biomassa ja yksilömäärä

Eläinplanktonin biomassa on vaihdellut kesäkuukausina melko voimakkaasti 0–4(5) metrin vesikerroksessa vuosina 1998–2006 (taulukko 10-4, kuva 10-1). Se oli pienimmillään vuonna 2001 alle puolet (700 mg/m³) vuosien 1999 ja 2000 keskimääräisestä biomassasta (1400–1600 mg/m³). Vuonna 1998 biomassa oli poikkeuksellisen suuri, 2400 mg/m³. Vuonna 2002 keskimääräinen biomassa oli jälleen jonkin verran suurempi (900 mg/m³), ja vuonna 2003 eläinplanktonbiomassa oli samalla tasolla kuin vuosina 1999 ja 2000, noin 1500 mg/m³. Kesällä 2004, 2005 ja 2006 keskimääräinen biomassa oli pienehkö. Vesikirppujen biomassan vaihtelu oli suhteellisesti vielä suurempaa kuin kokonaisbiomassan, kun taas hankajalkaisten biomassa vaihteli huomattavasti vähemmän.

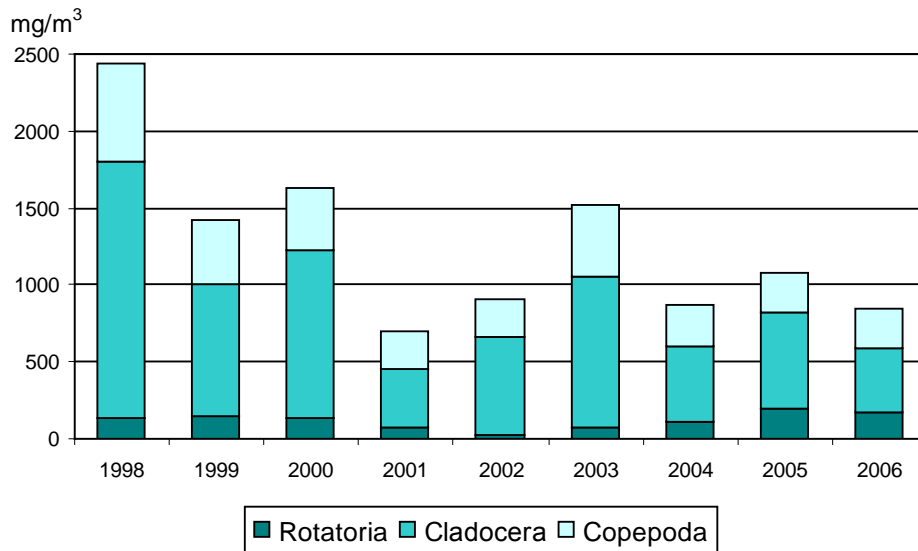
Maksimibiomassa (0–4(5) metrin vesikerros) ajoitui vuosina 1998–2001 heinäkuulle, mutta vuonna 2002 biomassa oli suurimmillaan elokuussa (kuva 10-2). Vuonna 2003 biomassa oli erittäin pieni toukokuun näytteenotokerralla, kasvoi noin 1500 mg/m³:aan kesäkuussa ja pysyi jokseenkin samansuuruisena elokuulle saakka. Kesällä 2004 biomassa oli poikkeuksellisen suuri jo toukokuussa, mutta väheni selvään minimiin heinäkuun lopulla. Elokuulla biomassa, erityisesti vesikirppujen, kasvoi uudelleen alkukesän lukemiin. Vuonna 2005 biomassa oli suurimmillaan alku- ja keskikesällä, mutta pienehi selvästi loppukesällä. Kesällä 2006 biomassa oli heinäkuun loppua lukuun ottamatta jatkuvasti melko pieni. Heinä-elokuun vaihteessa biomassa oli noin kolminkertainen muihin näytteenotokertoihin verrattuna. Biomassojen vertailukelpoisuutta heikentää se, että näytteenotokertojen lukumäärä ei ole ollut kaikkina vuosina sama.

Vuosina 1998–2006 biomassasta 3–20 % oli rata-seläimiä, 53–70 % vesikirppuja ja 24–36 % hankajalkaisia (0–4(5) metrin näytteet). Valtaosa vesikirppujen biomassasta koostui *Daphnia*-lajeista, joista *D. cristata* oli ylivoimaisesti runsain. Hankajalkaisista *Eudiaptomus*-lajien biomassa oli suurin, mutta myös Cyclopoida-hankajalkaisten biomassa oli melko merkittävä.

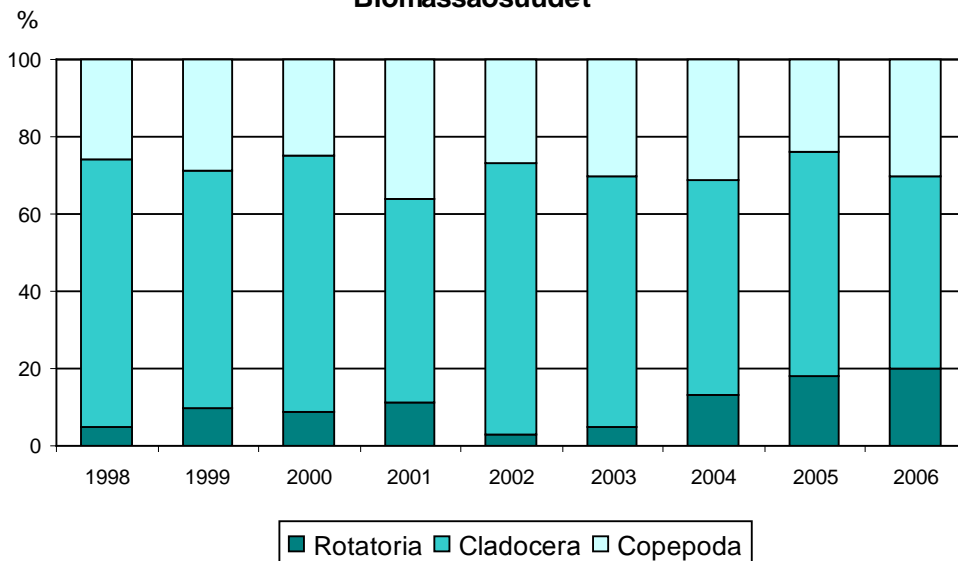
Taulukko 10-4. Lappajärven keskimääräinen eläinplanktonbiomassa vuosina 1998–2006. Keskiarvossa ei ole mukana toukokuun biomassaa, koska toukokuun näytettä ei ole otettu joka vuosi. Suluissa vuosien 2001–2006 biomassa 0–5 metrin vesikerroksessa.

	Biomassa mg/m ³				% kokonaisbiomassasta		
	Rotatoria	Cladocera	Copepoda	Yhteensä	Rotatoria	Cladocera	Copepoda
1998	130	1670	640	2440	5	68	26
1999	150	860	410	1410	10	61	29
2000	140	1080	410	1630	9	66	25
2001	67 (79)	320 (370)	240 (250)	630 (700)	11 (11)	51 (53)	38 (36)
2002	20 (20)	550 (640)	260 (250)	840 (910)	2 (3)	66 (70)	32 (27)
2003	83 (78)	600 (980)	350 (460)	1030 (1510)	8 (5)	58 (65)	34 (30)
2004	82 (113)	320 (490)	185 (268)	585 (870)	14 (13)	54 (56)	32 (31)
2005	130 (190)	530 (630)	230 (260)	890 (1080)	14 (18)	60 (58)	26 (24)
2006	120 (170)	380 (420)	290 (250)	790 (840)	15 (20)	49 (50)	36 (30)

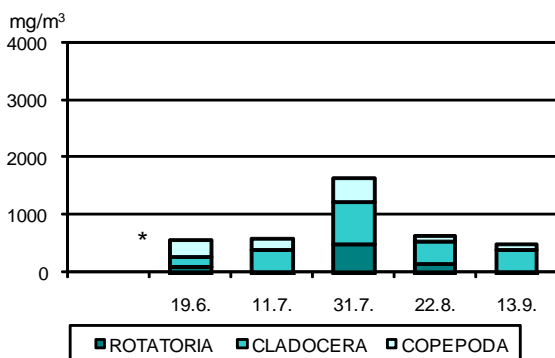
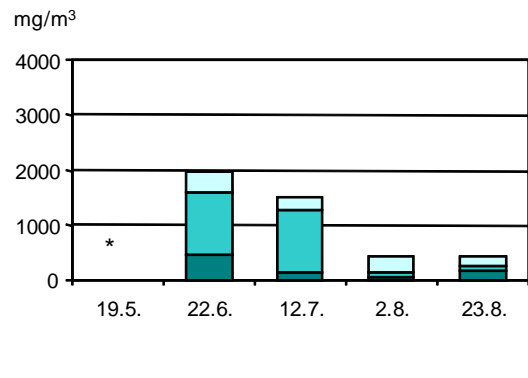
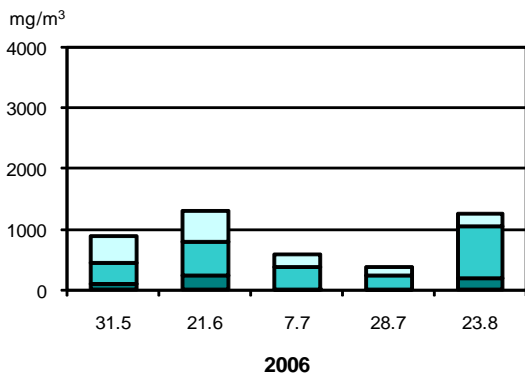
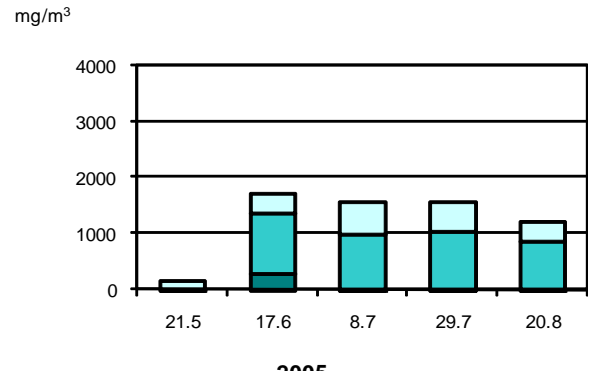
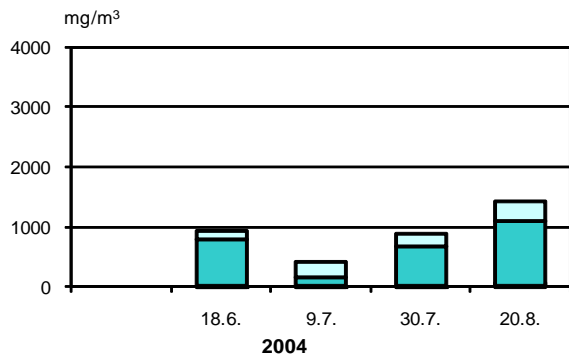
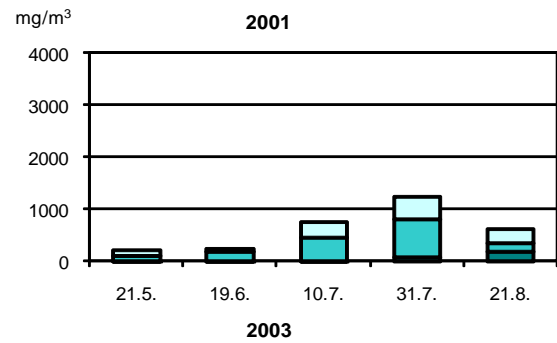
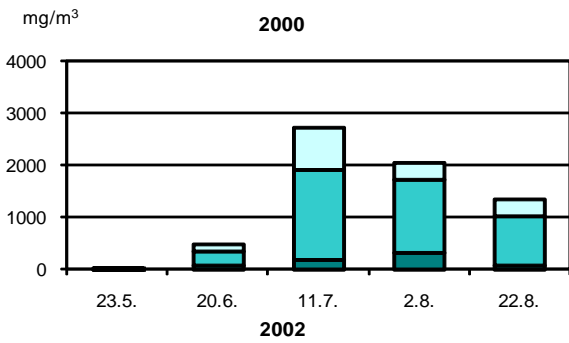
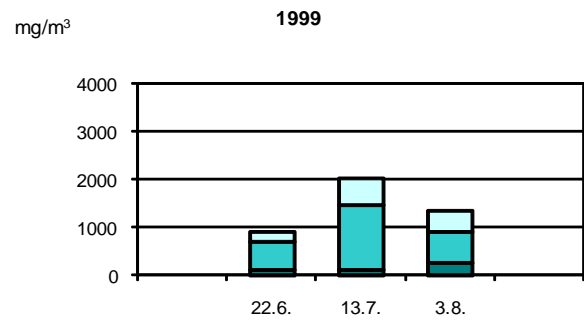
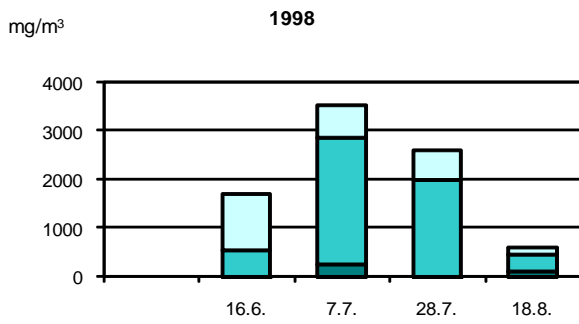
Biomassa



Biomassaosuudet



Kuva 10-1. Lappajärven eläinplanktonin keskimääräinen biomassa ja ryhmien biomassa-osuudet 0–4(5) metrin näytteissä vuosina 1998–2006.



■ ROTATORIA ■ CLADOCERA ■ COPEPODA

Kuva 10-2. Eläinplanktonin biomassa näytteenottokerroittain Lappajärven eteläsyvänteellä (P125) vuosina 1998–2006. Vuosina 1998–2000 0–2 ja 2–4 metrin keskiarvo, vuosina 2001–2006 0–5 metrin vesikerros. * 0–5 m näyte puuttuu.

Seuraavassa on tarkasteltu yleisimpien vesikirppusukujen yksilömääriä vuosina 2001–2006 eri vesikerroksissa. Vuonna 2001 *Daphnia*-vesikirppujen, kuten vesikirppujen yleensä, yksilömäärä oli pieni toukokuussa. Kesäkuussa yksilömäärä kasvoi ja pysyi sitten melko vakaana 0–5 metrin näytteissä, mutta kasvoi syvemmillä heinäkuun lopulle saakka. Heinäkuun lopussa esiintymisen painopiste oli 5–10 metrin näytteissä. *Eubosmina*-lajien yksilömäärä vaihteli varsin paljon, ja oli suurimmillaan heinäkuun alussa. Silloin yksilötiheys oli 5–10 metrin näytteissä noin kaksi kertaa suurempi kuin ylemmässä vesikerroksessa (kuva 10-3).

Vuonna 2002 *Daphnia*-vesikirppujen yksilötiheys oli suuri kesäkuun näytteenottokerralla romahtaakseen murto-osaan heinäkuun alkupuolella. Heinäkuun lopussa ja erityisesti elokuussa sekä *Daphnia*- että *Eubosmina* -vesikirppujen yksilömäärä kasvoi jälleen selvästi varsinkin ylemmässä vesikerroksessa.

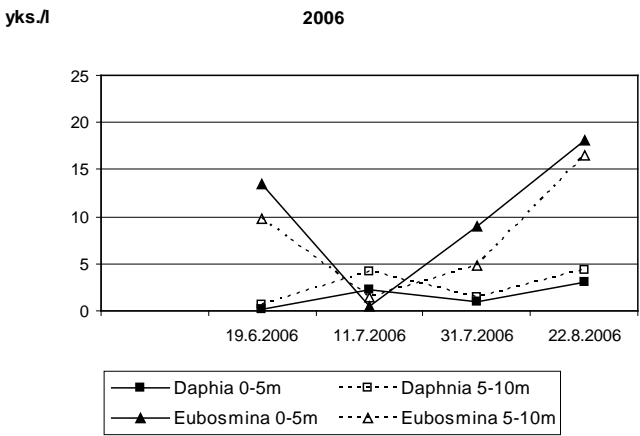
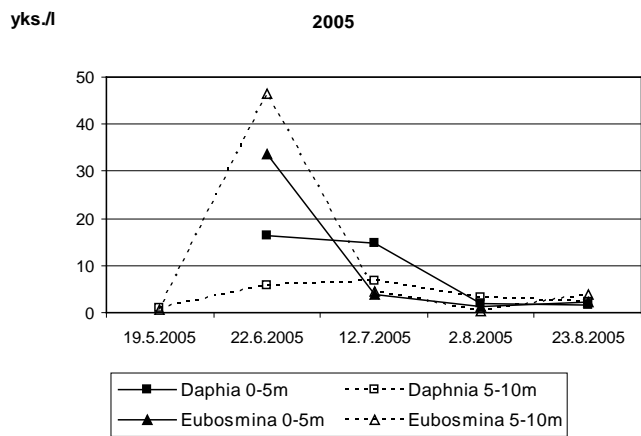
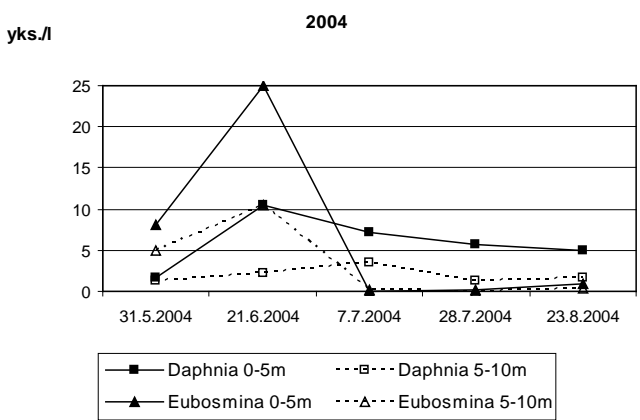
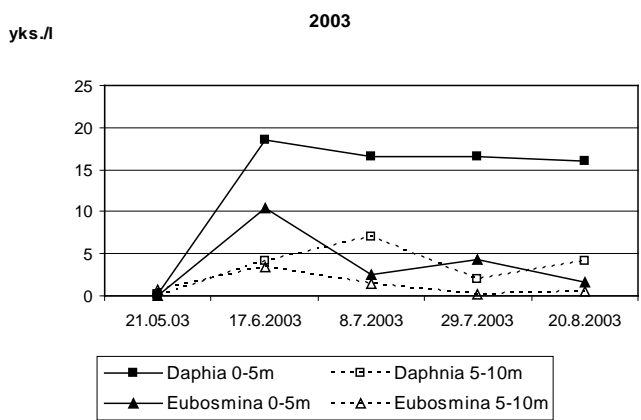
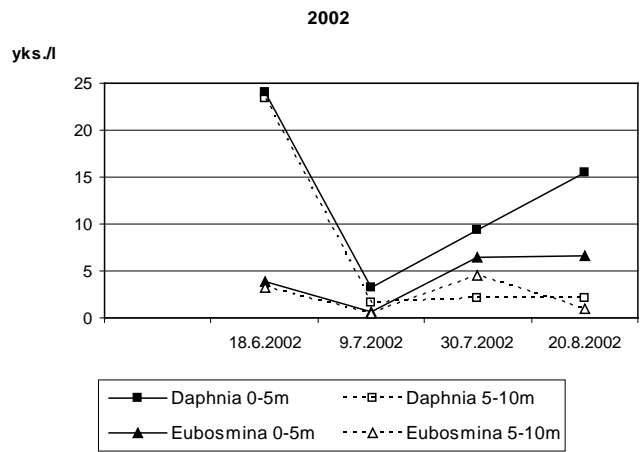
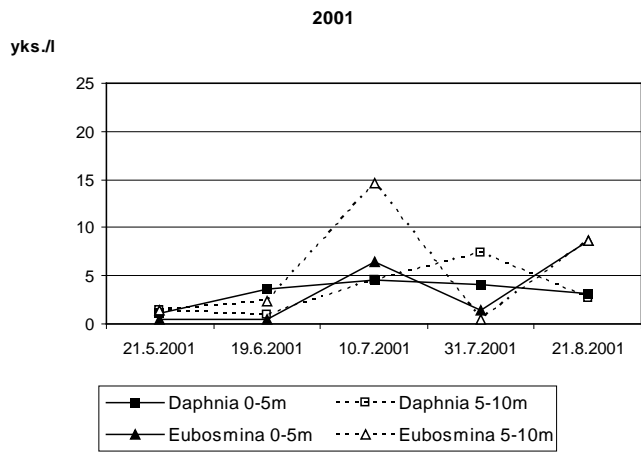
Vuonna 2003 vesikirppujen yksilömäärä oli erittäin pieni toukokuun näytteenottokerralla. Yksilömäärä kasvoi huomattavasti kesäkuun puoliväliin mennessä. *Daphnia*-suvun yksilömäärä säilyi tasaisena 0–5 metrin vesikerroksessa elokuun lopulle saakka, mutta alemmassa vesikerroksessa niitä oli koko kesän ajan huomattavasti vähemmän. *Eubosmina*-suvun yksilömäärä oli jatkuvasti selvästi pienempi kuin *Daphnia*-suvun, ja oli suurimmillaan kesäkuussa. Loppukesällä yksilömäärä oli hyvin pieni 5–10 metrin vesikerroksessa.

Kesällä 2004 *Eubosmina*-vesikirppujen yksilömäärä oli kohtalainen jo toukokuussa, ja saavutti maksimin kesäkuussa. Pintaveden (0–5 metriä) yksilömäärä oli yli kaksinkertainen alemman vesikerroksen yksilömäärään verrattuna. Koko loppukesän ajan yksilömäärä oli erittäin pieni sekä 0–5 että 5–10 metrin vesikerroksessa. *Daphnia*-suvun yksilömäärä oli pieni vielä toukokuussa, mutta pysyi kesäkuusta lähtien melko vakaana. *Daphnia*-suvun yksilömäärän kehitys oli samankaltainen kuin kesällä 2003, vaikka yksilömäärät olivat pienempiä.

Toukokuussa 2005 vesikirppuja oli erittäin vähän 5–10 m vesikerroksessa; 0–5 m näyte puuttui. Kesäkuun loppuun mennessä *Eubosmina*-vesikirppujen määrä kasvoi voimakkaasti, ja oli silloin suurimmillaan havaintojaksolla 2001–2006. *Daphnia*-vesikirppujen yksilömäärä oli samoin melko suuri kesäkuun

lopulla ja vielä heinäkuussa, mutta loppukesällä molempien sukujen yksilömäärät vähenivät selvästi.

Kesällä 2006 *Eubosmina*-vesikirpuilla oli kaksi maksimia, kesäkuussa ja elokuun lopulla. Heinäkuun puolivälissä yksilömäärä oli hyvin pieni. *Daphnia*-vesikirppujen yksilömäärä oli vielä kesäkuussa vähäinen, eikä määrä kasvanut merkittävästi kesän kuluessa.

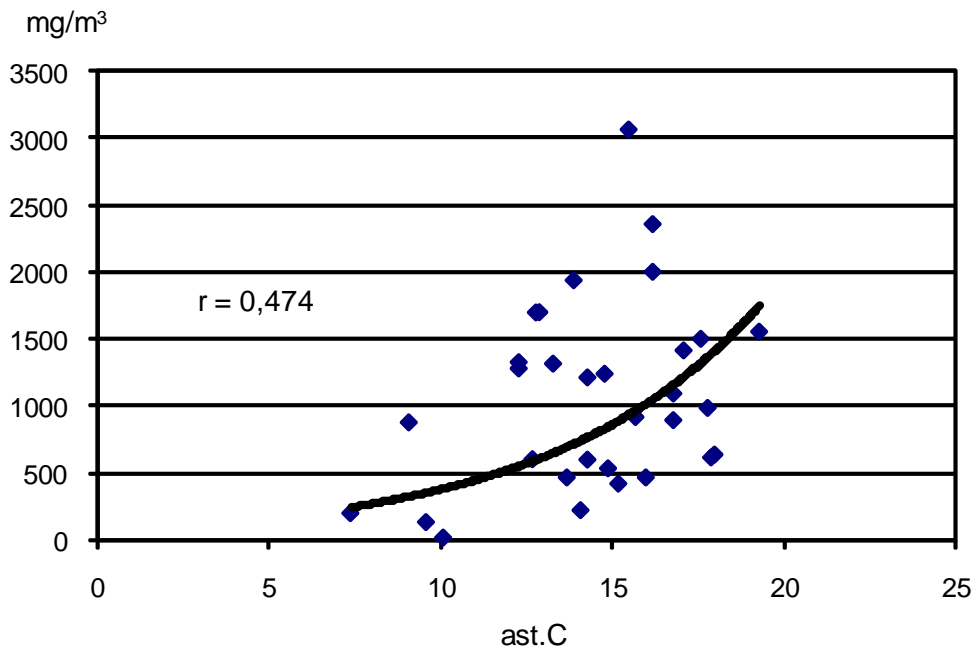


Kuva 10-3. Daphnia- ja Eubosmina -sukujen vesikirppujen yksilötiheys Lappajärven eteläsyvänteellä vuosina 2001–2006. Huomaa poikkeava mittakaava vuoden 2005 osakuvassa.

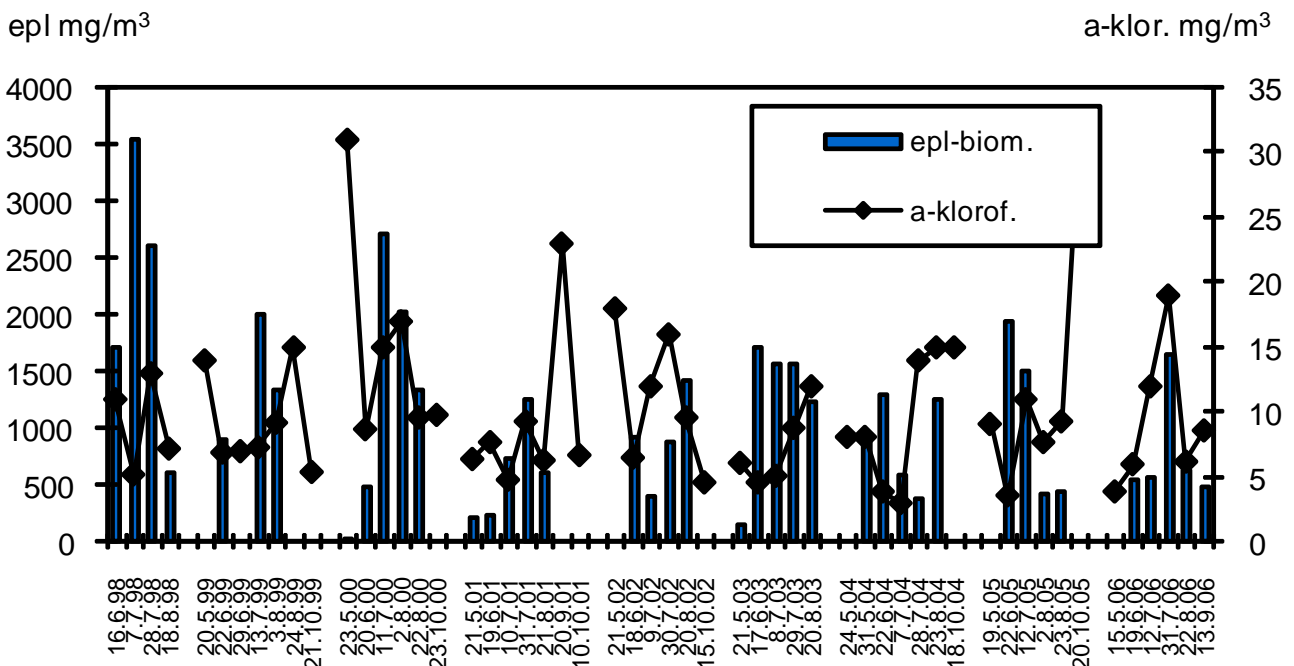
10.3 Tulosten tarkastelu

Kuten oli odotettavissa, kesän lämpöolot vaikuttivat suuresti eläinplanktonin määrään Lappajärven ulapalla. Kuukauden keskilämpötilan ja eläinplanktonin kokonaisbiomassan välillä oli tilastollisesti merkitsevä korrelaatio ($r = 0,474$; $p < 0,01$) (kuva 10-4).

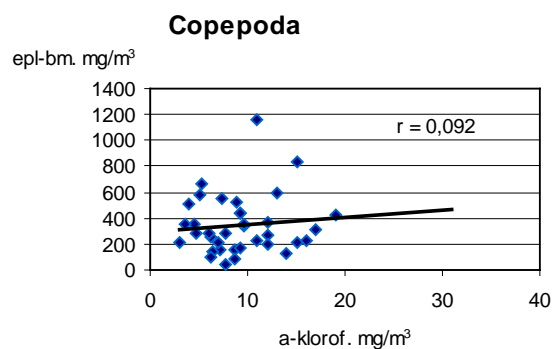
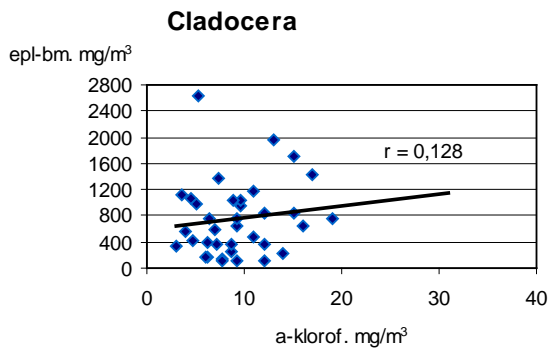
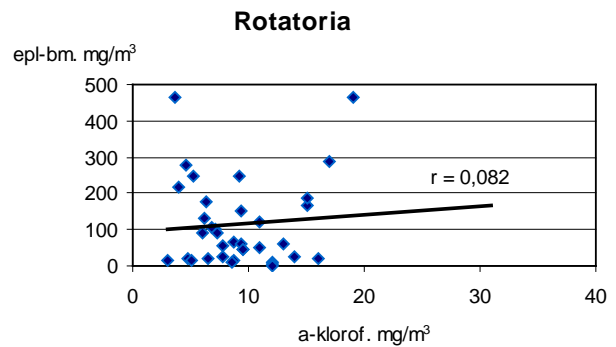
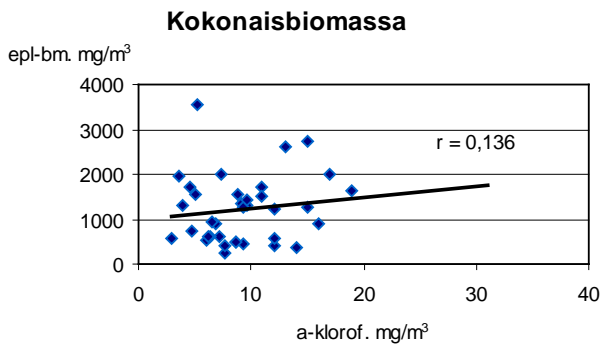
Lappajärven eteläsyvänteiden eläinplanktonin kokonaisbiomassaa sekä vastaavan ajankohdan a-klorofyllipitoisuutta vuosina 1998–2006 vertailtiin keskenään (kuva 10-5). Klorofyllipitoisuuden ja eläinplanktonin kokonaisbiomassan sekä klorofyllin ja vesikirppujen biomassan välillä havaittiin lievä positiivinen korrelaatio (kuva 10-6), joka ei tosin ollut tilastollisesti merkitsevä. Erityisesti eläinplanktonin näytteenotto on kuitenkin melko harva tällaiseen tarkasteluun.



Kuva 10-4. Kuukauden keskilämpötilan ja Lappajärven eteläsyvänteiden eläinplanktonin kokonaisbiomassan (0–4(5) m) välinen korrelaatio vuosina 1998–2006.



Kuva 10-5. Eläinplanktonin biomassa 0–4(5) metrin vesikerroksessa sekä a-klorofyllipitoisuus (0–2 m) vuosina 1998–2006 Lappajärven eteläsyvänteellä.



Kuva 10-6. Eläinplanktonin kokonaisbiomassan sekä eläinplanktonryhmien biomassojen ja a-klorofyllipitoisuuden korrelaatio Lappajärven eteläsyvänteellä vuosina 1998–2006 (eläinplankton 0–5 m näytteet, a-klorofylli 0–2 m näytteet). Toukokuun näytteet on jätetty pois aineistosta.

Lappajärven eläinplanktonbiomassassa rataseläinten osuus oli pienempi kuin esim. Pohjois-Päijänteen Poronselän tai Pieksäjärven vastaava (Granberg & Bibiceanu 1994, Palomäki ym. 2001). Niillä rataseläinten osuus on ollut noin 20 %, Lappajärvellä vain 10 %. Hankajalkaisten biomassaosuus oli samaa luokkaa kuin Poronselällä, Pieksäjärvellä hankajalkaisia oli noin 15 % biomassasta vuosina 1993–2000. Vesikirppujen biomassaosuus oli Lappajärvellä hieman suurempi kuin Poronselällä, mutta pienempi kuin Pieksäjärvellä, jossa vesikirppuja on ollut noin 60–70 % biomassasta.

Mikäli kalapredaatio on voimakasta, saattavat vesikirput hävitä keskikesällä lähes kokonaan, jolloin kasviplanktonin biomassa voi kasvaa suureksi, kuten Pieksäjärvellä kesällä 1993 (Hakkari ym. 1994). Tällaista ilmiötä ei ollut havaittavissa Lappajärvellä, vaan eläinplanktonin biomassa oli usein suurimmillaan keskikesällä, ja vähintään noin kaksi kolmasosaa biomassasta oli vesikirppuja (ks. kuva 2). Poikkeuksena olivat vuodet 2002 ja 2004, jolloin keskikesällä havaittiin eläinplanktonin minimi. Vuonna 2002 vesikirppujen biomassaosuus oli keskike-

sällä huomattavan pieni. Myös vuonna 2006 vesikirppujen osuus oli tavanomaista pienempi, vaikka biomassamaksimi olikin keskikesällä.

Pieksäjärvellä vesikirppujen todettiin pakenevan kalapredaatiota syvimpiin vesikerroksiin (alle 10 m) keskikesällä. Lappajärvellä oli vuonna 2001 havaittavissa sama ilmiö, kun *Daphnia*- ja *Eubosmina*-vesikirppujen yksilömäärä oli heinä-elokuussa yhtä suuri tai suurempi 5–10 metrissä kuin 0–5 metrissä. Vuonna 2002 loppukesällä taas 0–5 metrissä vesikirppujen tiheys oli suurempi kuin 5–10 metrissä, ja vuonna 2003 ja 2004 ero oli vielä selvempi erityisesti *Daphnia*-vesikirppujen osalta. Vaikutti siltä, että kalapredaation vaikutus vesikirppujen esiintymiseen eri syvyysvyöhykkeissä oli heikentynyt, mikä saattoi johtua esimerkiksi kalastuksen aiheuttamista muutoksista kalastossa.

Vuonna 2005 ja 2006 tilanne oli jälleen muuttunut, ja vesikirpputiheys oli ajoittain suurempi syvemmissä vesikerroksissa. Vuonna 2006 *Daphnia*-vesikirppujen tiheys oli lisäksi koko kasvukauden ajan varsin pieni. Lappajärven ulapan kuorekanta oli kaikuluo-

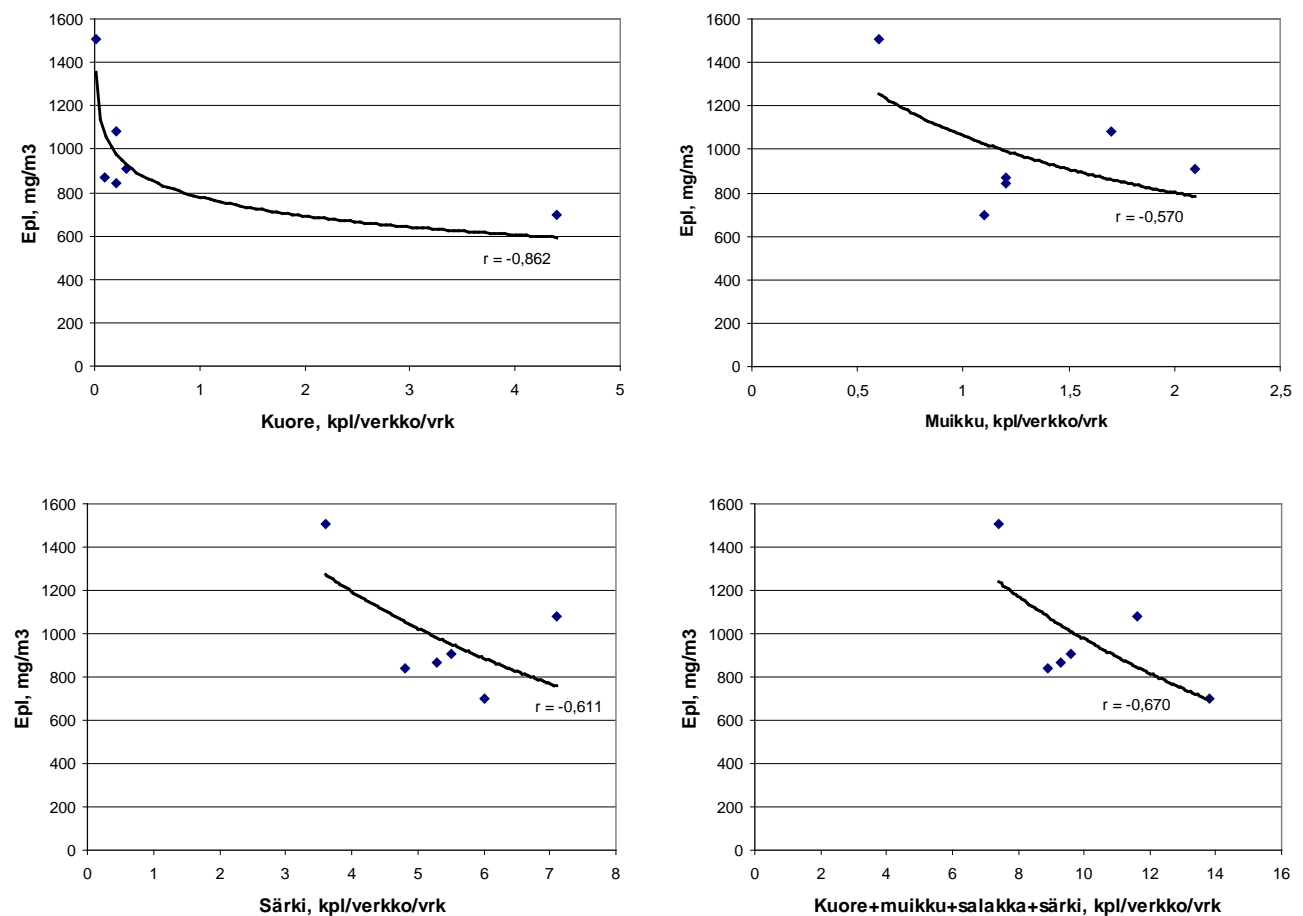
taustulosten mukaan poikkeuksellisen suuri kesällä 2006 (Salo 2007), mikä on epäilemättä vaikuttanut vesikirpputiheyteen.

Kokonaisbiomassa oli Lappajärvellä vuosina 1999 ja 2000 samaa luokkaa kuin Pieksäjärven ulapalla ennen ravintoketjukurannostusta (noin 1600 mg/m³) ja vuonna 1998 jopa selvästi suurempi (2500 mg/m³). Kunnostuksen vaikutusten alkaessa näkyä Pieksäjärven eläinplanktonbiomassa kasvoi keskimäärin 2300 mg/m³:aan, Lappajärvellä biomassaa sen sijaan ei ole kasvanut. Eläinplanktonitulokset antavat viitteitä siitä, ettei Lappajärven tehokalastus ole vaikuttanut eläinplanktonin biomassoihin.

Eläinplanktonin biomassa näytti olevan käänteisesti riippuvainen planktonia syövien kalojen, muikun, kuoreen, salakan ja särjen koekalastussaaalista ($r = -0,670$; $p < 0,1$), joka kuvaa kannan suuruutta (kuva 10-7). Selvin korrelaatio oli kuoresaaliin ja eläinplanktonbiomassan välillä ($r = -0,862$; $p < 0,05$). Sen sijaan ahvensaaliin ja eläinplanktonbiomassan välil-

lä ei ollut havaittavissa riippuvuutta. Näyttää siltä, että planktonia syövien kalojen kannan vaihtelu on sääolosuhteiden ohella tärkein eläinplanktonia säätelevä tekijä Lappajärvellä.

Kaikkia edellä mainittuja tuloksia tarkasteltaessa on kuitenkin pidettävä mielessä aineiston pienuus. Sääolosuhteet vaikuttavat eläinplanktonin määrään siten, että vuosien välillä saattaa olla suuriakin eroja. Näytteenotto oli suhteellisen harva, sillä yksilömäärä ja biomassa voivat vaihdella jo viikossakin melkoisesti. Syvemmistä vesikerroksista (10 metrin alapuolella) ei ollut näytteitä, joten kalapredaation vaikutusta planktereiden vertikaalijakaumaan ei voitu tarkastella tältä osin.



Kuva 10-7. Verkkokoekalastussaaaliin (CPUE, kpl/verkko/vrk) ja eläinplanktonin keskimääräisen kokonaisbiomassan (0–5 m) korrelaatio Lappajärvellä vuosina 2001–2006. Eläinplanktonaineistosta on jätetty pois toukokuun tulokset.

11 Leväkukinnat

11.1 Aineisto ja menetelmät

Leväkukintojen esiintymistä Lappajärvellä seurattiin valtakunnallisen leväseurannan yhteydessä Kiviti-pun havaintopaikalla järven pohjoisosassa vuosina 1998–2006 (kuva 2-4). Seurannassa havainnoitiin sinilevän esiintymistä kesä-syyskuussa viikoittain silmämääräisesti. Havaintoviikkoja oli vuosina 1998–2006 vuosittain 13–17 siten, että seuranta aloitettiin aina viikolla 23, mutta päättymisajankohta vaihteli. Seurannassa havainnot luokitellaan seuraavasti: 0 = ei havaittu, 1 = sinilevää havaittu, 2 = levää runsaasti ja 3 = voimakas leväkukinto. Leväkukintojen esiintymistä arvioitiin sekä vuosittaisten esiintymien ajallisella pituudella että voimakkuudella. Kukintojen keskimääräinen voimakkuus kunakin vuonna laskettiin jakamalla havaintojen voimakkuuden (0-3) summa havaintokertojen (viikkojen) määrällä:

$$K = \frac{(1 * n_1 + 2 * n_2 + 3 * n_3)}{N}$$

Missä K = kukintojen keskimääräinen voimakkuus
 n₁ = havaittujen leväkukintojen (luokka 1) määrä viikkoa
 n₂ = havaittujen leväkukintojen (luokka 2) määrä viikkoa
 n₃ = havaittujen leväkukintojen (luokka 3) määrä viikkoa
 N = leväseurannan viikkojen kokonaismäärä

Kukintojen määrää Lappajärvellä verrattiin kahteen muuhun leväseurannassa olevaan eteläpohjalaiseen järveen, Kuortaneenjärveen (kok.P 40-70 µg/l) ja Ähtärinjärveen (kok.P 24-25 µg/l).

11.2 Tulokset

Vuodet 1998–2000 olivat Lappajärvellä melko samanlaisia levävuosia (taulukko 11-1). Leväesiintymiä havaittiin vuosittain 3–4 viikon ajan ja esiintymistä noin puolet luokiteltiin runsaudeltaan kohtalaisiksi. Leväesiintymien määrä ja voimakkuus väheni jonkin verran tehokalastuksen aikana, vaikka kukintojen voimakkuuden vuosittainen vaihtelu vaikeuttaakin

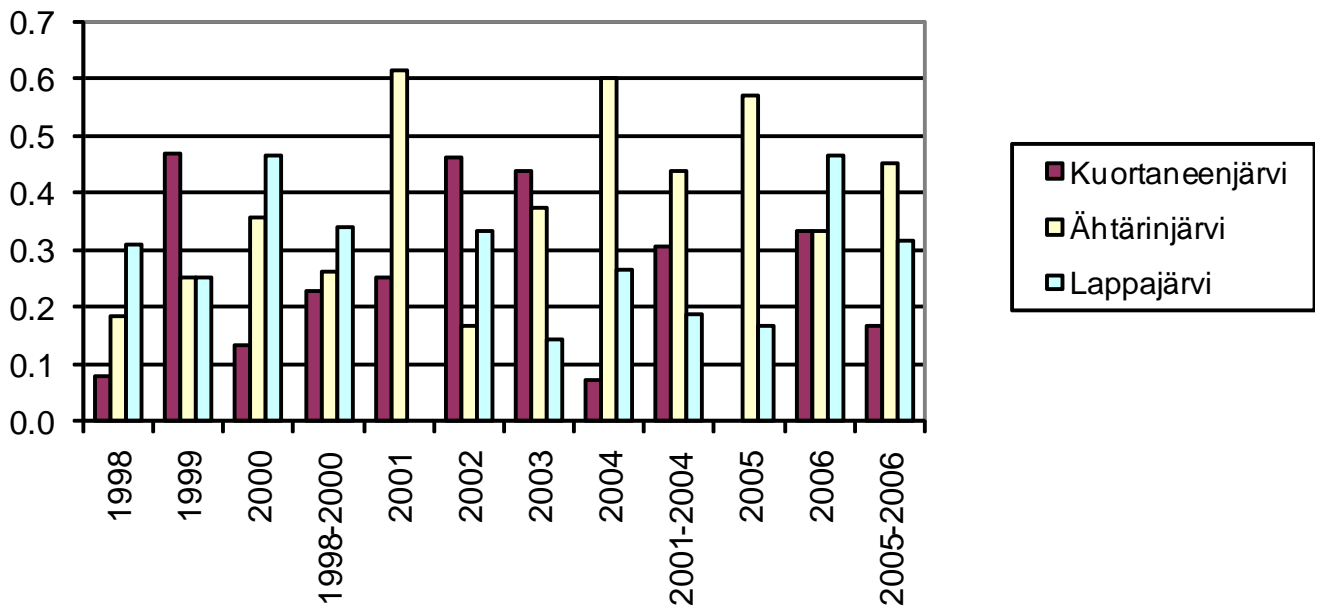
arviointia. Ensimmäisenä vuonna (2001) ei levää havaittu lainkaan. Vuonna 2002 levää esiintyi jälleen neljän viikon ajan, mutta vain vähäisiä määriä. Vuonna 2003 havaittiin runsaudeltaan kohtalainen esiintymä, joka kesti kuitenkin vain viikon. Vuonna 2004 levää havaittiin kuitenkin jälleen neljän viikon ajan. Vuonna 2005 levää havaittiin kahden viikon ajan. Vuonna 2006 kukinnot olivat vuosien seurannan 1998–2006 runsaimpia: kaikkiaan kukintoja oli neljän viikon ajan, joista kolme luokiteltiin kohtalaiseksi.

Taulukko 11-1. Leväseurannan levähavaintojen lukumäärä (viikkoa) Lappajärvellä (Kiviti-pun uimaranta). Kukintojen voimakkuus on levän runsaudella (ei levää = 0, havaittu = 1, kohtalaisesti = 2 ja runsaasti = 3) painotettu summa, joka on jaettu havaintokertojen määrällä.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
sinilevää	2	2	2	0	4	0	4	2	1
havaittu sinilevää	1	1	2	0	0	1	0	0	3
kohtalaisesti sinilevää	0	0	0	0	0	0	0	0	0
runsaasti kukintojen voimakkuus	0,31	0,25	0,47	0	0,33	0,14	0,27	0,17	0,47

Tyypillisimmin varsinkin syyskesän kukintoja on Lappajärvellä muodostanut *Aphanizomenon flos-aquae*. Myös *Anabaena*-, *Microcystis*- ja *Woronichinia*-sukuihin kuuluvia sinileviä on havaittu.

Vuosien välinen vaihtelu leväkukintojen esiintymisessä oli seurantajärvissä suurta (kuva 11-1). Vuosina 1998–2000 sinilevää esiintyi kaikissa kolmessa järvessä, mutta eniten Lappajärvessä. Vuosina 2001–2004 levien esiintyminen muuttui siten, että Kuortaneenjärvessä ja Ähtärinjärvessä esiintymät lisääntyivät, kun taas Lappajärvessä ne vähenivät, tosin vuosien välinen vaihtelu oli huomattavaa. Lappajärvessä oli tällöin järvistä vähiten leväesiintymiä. Vuosina 2005–2006 Ähtärinjärvessä oli edelleen eniten levää. Kuortaneenjärvessä leväesiintymien määrä väheni ja Lappajärvessä nousi verrattuna aikaisempaan jaksoon.



Kuva 11-1. Leväkukintojen voimakkuus Lappajärvässä sekä Kuortaneenjärvässä ja Ähtärinjärvässä. Luvut ovat viikkokohtaisia keskiarvoja, jotka on laskettu kuten taulukossa 11-1.

11.3 Tulosten tarkastelu

Vuosien välinen vaihtelu oli sinileväkukintojen kohdalla huomattavaa niin Lappajärvässä kuin vertailujärvissäkin. Vuosien välisestä vaihtelusta huolimatta vaikuttaisi, että leväkukintojen määrä ja voimakkuus väheni Lappajärvellä tehokalastusjakson aikana. Sinileväesiintymien väheneminen ravintokunnostuksen seurauksena on havaittu myös useissa muissa suomalaisissa onnistuneissa biomanipulaatiokohteissa (Sarvala ym. 2000, Ruuhijärvi ja Olin 2002). Huolimatta leväseurannan luonteeseen liittyvistä epävarmuustekijöistä, tukevat havainnot oletuksia kalastuksen vaikutuksista. Tehokalastuksen loputtua ja kalastuspaineen vähennyttyä alkoi tilanne palautua ennalleen, sillä vuonna 2006 havaittiin Lappajärvellä seurantajakson runsaimmat esiintymät.

Merkittäväksi Lappajärvässä havaitun leväkukintojen hieman epävarmankin vähentymisen tehokalastusjakson aikana tekee se, että samaan aikaan vertailujärvissä esiintymät runsastuivat. Ero Ähtärinjärveen pieneni, mutta säilyi myös vuosina 2005–2006. Sen sijaan tilanne Kuortaneenjärveen verrattuna kääntyi hankkeen jälkeen päinvastaiseksi: Kuortaneenjärven esiintymät vähenivät ja heikkenivät vuosina 2005–2006, kun Lappajärvellä kävi päinvastoin. Lyhytviipymäisessä Kuortaneenjärvässä tosin säätekijöiden merkitys näkyy nopeammin, mikä heikentää sen käyttökelpoisuutta vertailujärve-

nä. Seurantajakson rajoittumisella kesään oli myös merkitystä esiintymien voimakkuuden arvioinnin kannalta, sillä ulkopuolelle jäivät Lappajärvellä esimerkiksi syksyiset kukinnot vuosina 1998 ja 2004. Näistä ainakin lokakuun 1998 kukinto oli voimakkaaksi luokiteltava

12 Veden laatu

12.1 Aineisto ja menetelmät

Veden laatua seurattiin eteläsyvänteeseen (P125) ja pohjoissyvänteeseen (P126) havaintopaikoilla (ks. kuva 2-4). Molemmista syvänteistä otettiin vesinäytteet kerrostuneisuuskausien loppuilla maaliskuussa ja elokuussa sekä lisäksi syystäyskierron aikaan loka-kuussa. Eteläsyvänteeltä otettiin lisäksi vesinäytteitä kesäaikana noin kolmen viikon välein yhteensä viisi kertaa kesässä. Pintaveden laatua tarkasteltiin 1 m ja 0–2 m (kokoomanäyte) syvyyksistä otettujen näytteiden perusteella. Arvioitaessa tehokalastuksen vaikutuksia Lappajärven veden laatuun vuosina 2001–2006 käytettiin vertailuaineistona vuosien 1980–2000 vedenlaatutietoja. Suuremman näytemäärän vuoksi aineiston käsittelyssä käytettiin pääasiassa eteläsyvänteeseen tietoja.

Etelä- ja pohjoissyvänteiden välisiä eroja veden laadussa vuosina 2001–2006 tarkasteltiin samoina päivinä otettujen näytteiden pohjalta parittaisella t-testillä. a-klorofyllipitoisuuden vaikutusta kesäkuukausien näkösyvyyteen selvitettiin lineaarisella regressioanalyysillä. Lappajärven fosfori- ja klorofyllipitoisuuksien kehitystä verrattiin kahteen muuhun

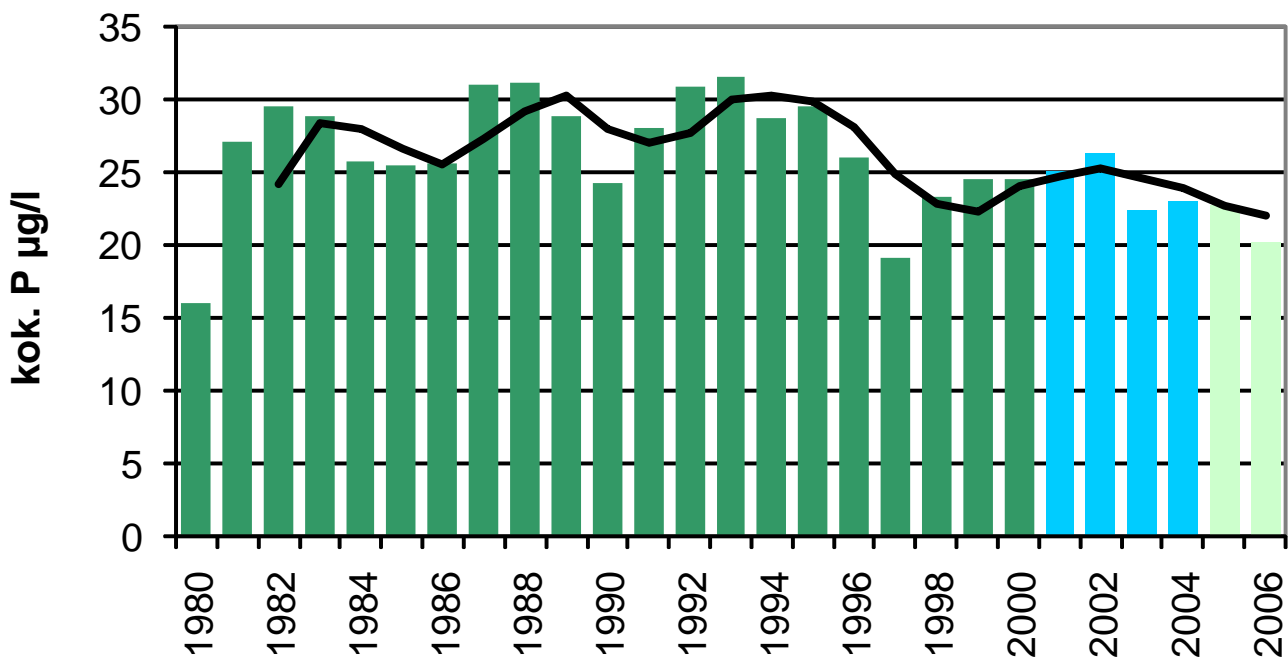
rehevään eteläpohjalaiseen järveen, Kuortaneenjärveen ja Ähtärinjärveen. Vedenlaadun trendejä vuosina 2000–2006 tutkittiin Pearssonin korrelaatiokertoimen avulla.

Länsi-Suomen ympäristökeskus on akkreditoitu ympäristölaboratorio (liite 12-1).

12.2 Tulokset

Lappajärven pintaveden kesäiset fosforipitoisuudet vaihtelivat vuosina 1980–2000 25 µg/l molemmin puolin (kuva 12-1). Korkeimmillaan fosforipitoisuudet olivat 1980- ja 1990-luvun vaihteessa. 1990-luvun alussa alkanut laskeva suuntaus päättyi 1990-luvun loppupuolella, jonka jälkeen pitoisuudet kääntyivät jälleen nousuun. Tehokalastuksen aikana vuosina 2001–2002 pitoisuudet jatkoivat aluksi nousuaan, mutta kääntyivät vuonna 2003 lievään laskuun. Pitoisuudet pysyivät laskusuunnassa myös tehokalastuksen päätyttyä, ja kesän 2006 keskipitoisuus (20,1 µg/l) oli jakson 1980–2006 alhaisimpia.

Alhaisimmillaan fosforipitoisuudet ovat olleet talvisin (maaliskuu) (kuva 12-2). Vähäjärvisissä vesistöis-

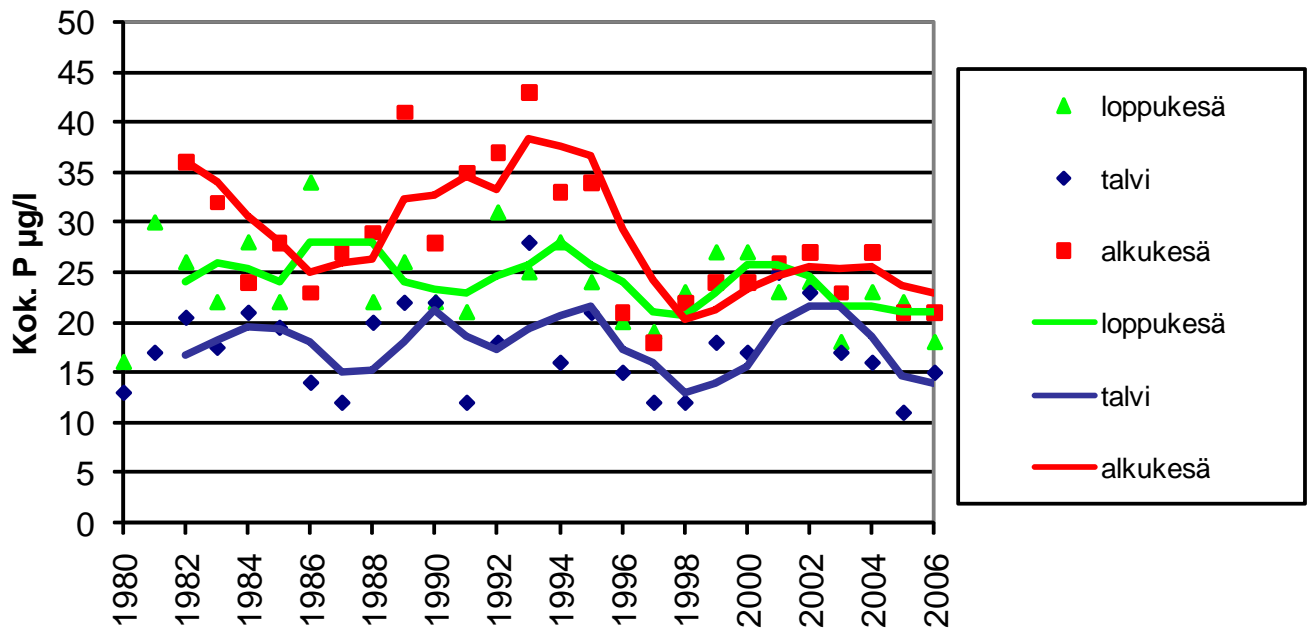


Kuva 12-1. Fosforipitoisuuden kehitys Lappajärven eteläsyvänteellä (kesäkeskiarvo ja kolmen vuoden liukuva keskiarvo).

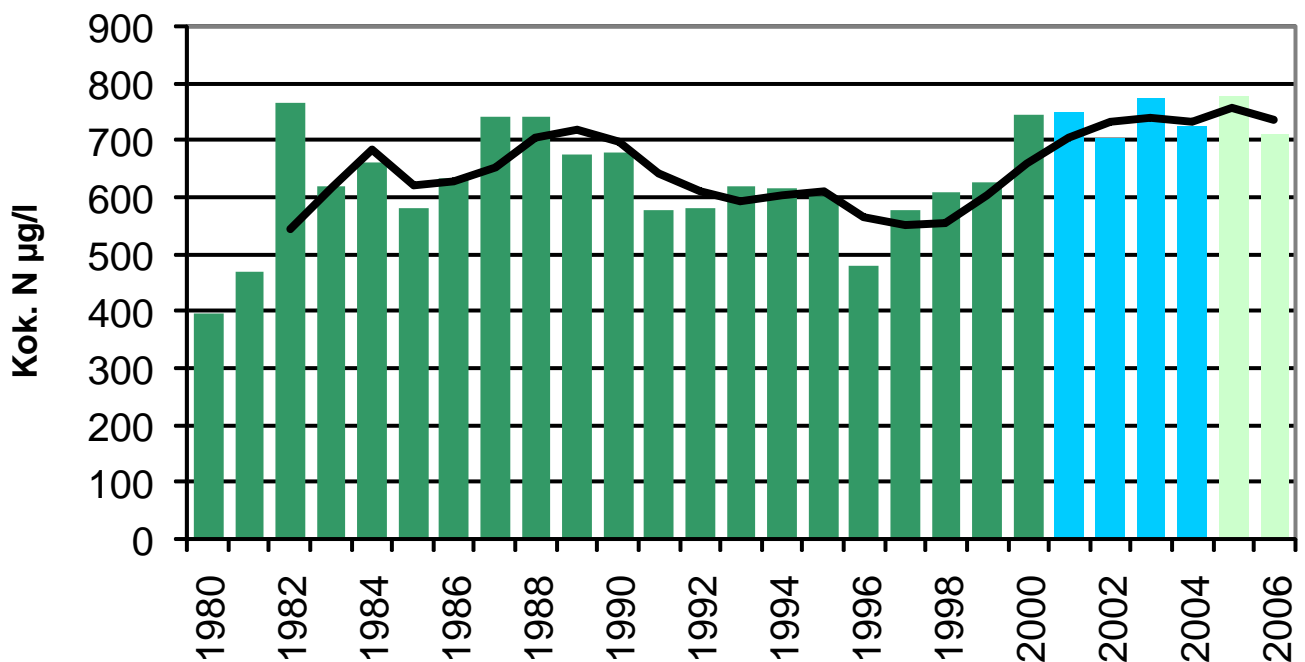
sä kevättulvien merkitys fosforikuormituksessa on suuri, mikä näkyi Lappajärvellä voimakkaana pitoisuuksien nousuna talvesta alkukesään (kesäkuun alku). Erityisen korkeita, voimakasta rehevöitymistä ilmaisevia, pitoisuuksia mitattiin 1980- ja 1990-luvun taitteessa, minkä jälkeen alkukesän pitoisuudet ovat selvästi laskeneet. Alkukesästä loppukesään (elokuu) fosforipitoisuudet ovat yleensä selvästi laskeneet, joskin 1990-luvun lopulla lasku kutistui olemattomaksi ja välillä pitoisuudet jopa nousivat. Alkukesän pitoisuuksissa oli laskeva suuntaus vuosina 1980–2006, sen sijaan talven ja loppukesän pi-

toisuuksissa ei havaittu selvää suuntausta. Vuosina 2001–2006 pitoisuudet olivat pääosin samaa luokkaa kuin 1990-luvun lopussa.

Typipitoisuudet olivat korkeimmillaan 1980-luvun lopussa ja toisaalta 2000-luvulla. 1980-luvun jälkeen alkoi laskeva suuntaus, joka päättyi 1990-luvun puolen välin jälkeen alkaneeseen nousuun (kuva 12-3). Vuodesta 2000 eteenpäin ovat pitoisuudet pysytelleet suurina, jopa siten, että vuosien 2003 ja 2005 pitoisuudet olivat koko jakson korkeimmat.



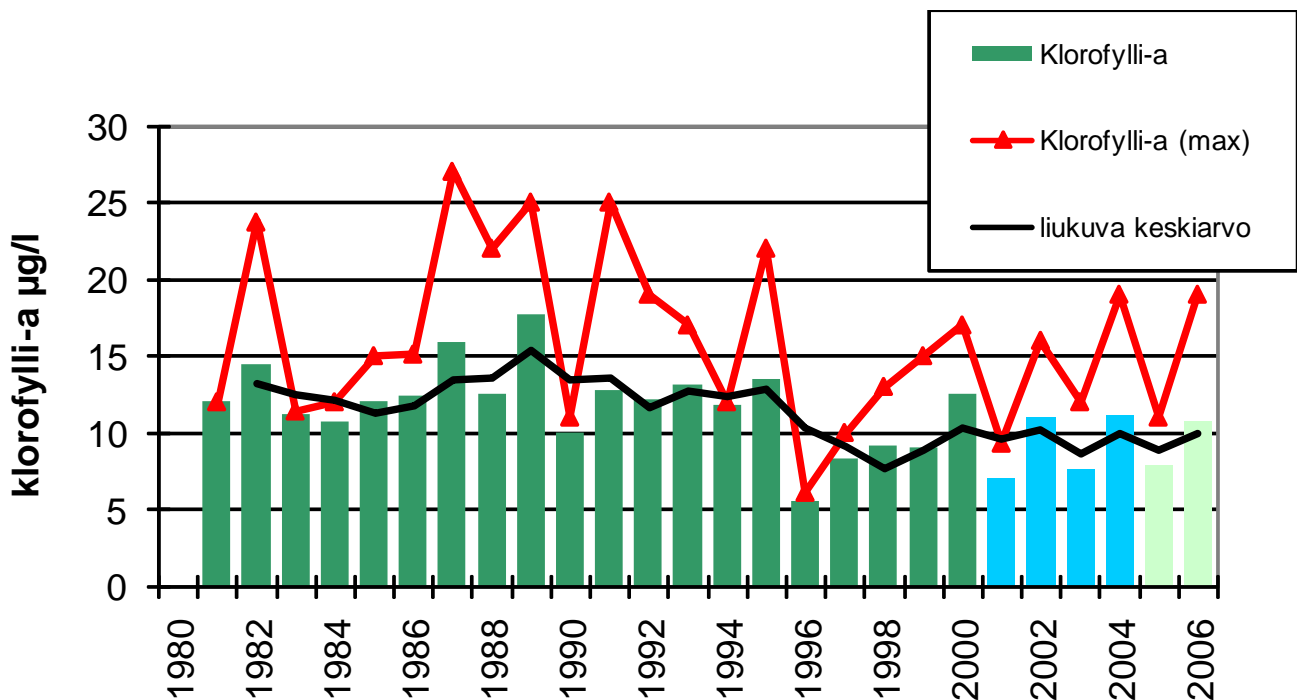
Kuva 12-2. Fosforipitoisuuden kehitys Lappajärven eteläsyvänteellä eri vuodenaikoina (kk-keskiarvot ja kolmen vuoden liukuvat keskiarvot).



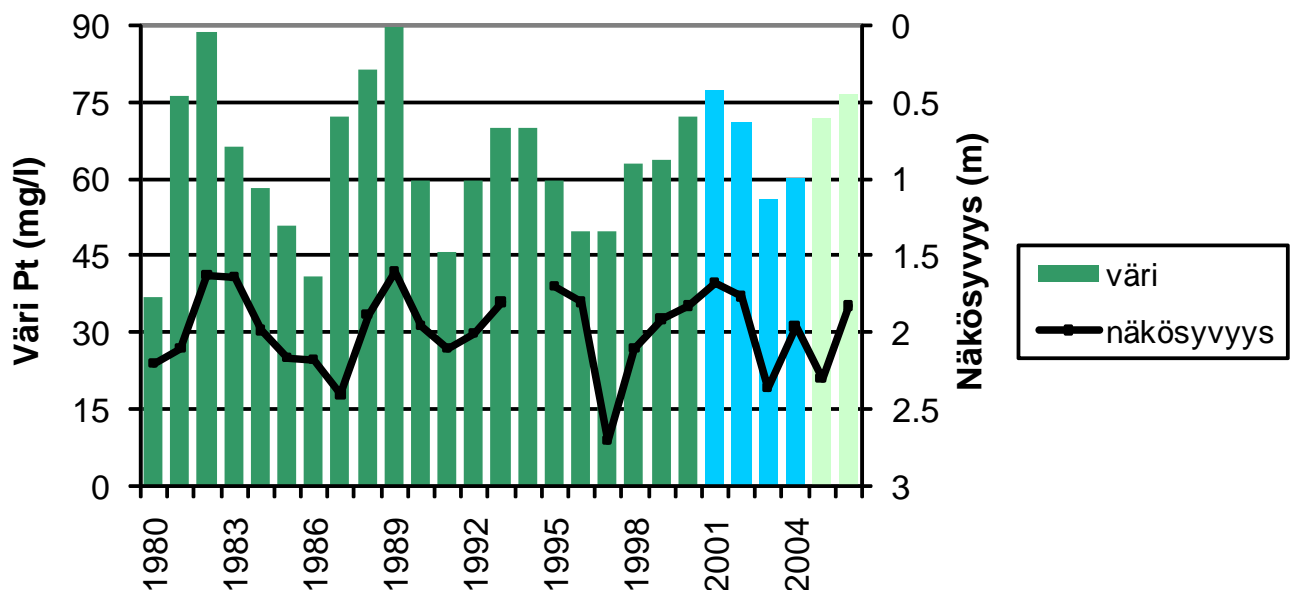
Kuva 12-3. Typipitoisuuden kehitys Lappajärven eteläsyvänteellä (kesäkeskiarvo ja kolmen vuoden liukuva keskiarvo).

a-klorofyllipitoisuudet noudattivat samaa kehityssuuntaa kuin fosforin pitoisuudet; korkeimmat a-klorofylliarvot havaittiin 1980- ja 1990-lukujen taitteessa, jonka jälkeen pitoisuudet laskivat 1990-luvun lopulle saakka, mutta kääntyivät sitten uudelleen nousuun (kuva 12-4). Tehokalastuksen aikana vuosina 2001–2004 alhaisimmat klorofyllipitoisuudet havaittiin vuosina 2001 ja 2003. Vuosien 2001–2004 keskimääräinen pitoisuus oli noin kolmanneksen pienempi kuin 1980-luvun lopun klorofyllipitoisuus. Vuosina 2005–2006 pitoisuudet pysyivät edelleen samalla tasolla.

Vuosina 1980–2000 kesäaikainen näkösyvyys vaihteli parin metrin tuntumassa ja väriarvot 60 mg Pt/l molemmin puolin (kuva 12-5). Näkösyvyydessä ja väriarvoissa ei havaittu pitkän ajan kehityssuuntia. Vuodesta 2001 vuoteen 2003 vesi kuitenkin kirkastui selvästi, mutta vuoden 2004 jälkeen väriarvot jälleen kasvoivat ja näkösyvyys pieneni. Klorofyllipitoisuuden kasvu vähensi näkösyvyyttä, mutta vain hieman ($y = -0,021x + 2,198$; $R^2 = 0,100$, $p = 0,002$). Lappajärven veden ruskea väri johtuukin pääosin humuksesta.



Kuva 12-4. Kesän a-klorofyllipitoisuuden kehitys Lappajärven eteläsvänteellä (kesäkeskiarvo, maksimi ja kolmen vuoden liukuva keskiarvo).



Kuva 12-5. Kesäajan veden näkösyvyys ja värin kehitys (keskiarvot) Lappajärven eteläsvänteellä.

Molempien syvänteiden veden laatu oli vuosina 2001–2006 hyvin samankaltaista (taulukko 12-2). Ainoastaan klorofyllipitoisuudet vaikuttivat olevan pohjoisessa hieman korkeampia kuin etelässä.

Taulukko 12-2. Ravinne- ja a-klorofyllipitoisuudet etelä- ja pohjoissyvänteessä vuosina 2001–2004 (keskiarvot samoina päivinä otetuista näytteistä, koko vuoden aineisto).

	etelä	pohjoinen	parittaisen t-testin p-arvo	havainto- jen määrä
fosforipitoisuus (µg/l)	20,6	21,4	0,251	17
typpipitoisuus (µg/l)	675	701	0,259	17
a-klorofyllipitoi- suus (µg/l)	8,2	9,3	0,045*	11
näkösyvyys (m)	2,3	2,2	0,291	12
väri (Pt mg/l)	61	61	0,569	17

Lappajärven, Ähtärinjärven ja Kuortaneenjärven veden laatu ja sen vuosien välinen vaihtelu poikkesivat toisistaan (taulukko 12-3). Kuortaneenjärvi oli järvistä selvästi rehevin ja sen veden laadun vaihtelu suurinta. Ähtärinjärven fosforipitoisuudet olivat samaa luokkaa Lappajärven kanssa vuoteen 2004 asti, mutta klorofyllipitoisuudet olivat korkeammat. Lappajärvessä vuosien välinen fosfori- ja klorofyllipitoisuuden vaihtelu oli vähäisintä. Lappajärvi oli ainut järvi, jossa fosforipitoisuus laski vuosina 2000–2006 ($r = -0,793$; $p = 0,033$). Klorofyllin trendin arviointiin etenkin vertailujärvien näytemäärät olivat liian pieniä.

Taulukko 12-3. Kesän kokonaisfosfori- ja a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot Ähtärinjärvellä, Kuortaneenjärvellä ja Lappajärvellä vuosina 1990–2006. Ähtärinjärven vuoden 2006 ja Kuortaneenjärven vuosien 2005 ja 2006 havainnot perustuvat yhteen syyskuun alun näytteeseen.

	Ähtärinjärvi		Kuortaneenjärvi		Lappajärvi	
	kok. P µg/l	a-klo- rofylli µg/l	kok. P µg/l	a-klo- rofylli µg/l	kok. P µg/l	a-klo- rofylli µg/l
1990-2000	26,5	14,1	67,2	26,8	26,4	10,7
2000	30	18	54	19	24,5	12,6
2001	25	24	72	16	25	7,0
2002	21,5	12	50,4	28,3	26,3	11,0
2003	26	16,5	71,2	31,5	22,3	7,6
2004	27	14	81,5	22	23	8,8
2001-2004	24,9	16,6	68,8	24,4	24,2	8,6
2005	31,8	14,5	71	30	22,8	7,9
2006	26	7,5	73	34	20,1	10,8
2005-2006	28,9	11	72	32	21,5	9,4
2001-2006	26,2	14,8	69,9	27	23,3	8,9

12.3 Tulosten tarkastelu

Tehokalastusten yhteydessä on usein havaittu fosforipitoisuuksien nousevan ensimmäisinä tehokalastusvuosina, mutta laskevan tämän jälkeen alle lähtötilanteen (vrt. Sarvala ym. 2000).

Tehokalastuksen aikana 2001-2004 Lappajärven fosforipitoisuudet ensin nousivat seuraten 1990-luvun lopulla alkanutta kehitystä. Hankkeen vaikutukset alkoivat kuitenkin näkyä vuonna 2003, kun pitoisuudet laskivat alhaisimmilleen vuosikausiin ja pysyivät suunnilleen samalla, tai jopa alhaisemmalla tasolla myös vuosina 2005–2006.

Tehokalastuksen ohella Lappajärven fosforipitoisuuksien vaihtelua selitti myös ulkoisen kuormituksen vaihtelu. Vuodet 2002 ja 2003 olivat melko vähäsateisia, ja myös vuosina 2004-2006 oli kuivempaa kuin keskimäärin vuosina 1980-2006. Toisaalta vuosituhannen vaihteessa oli muutamia runsassateisia vuosia. Sademäärien vaihtelu heijastuu hajakuormituksen suuruuteen ja siten järven fosforipitoisuuden (ks. kappale 3.2) Lappajärven fosforipitoisuudet ovat laskeneet jonkin verran 1980-luvun lopulta, jolloin järven ulkoinen kuormitus oli suurimmillaan (Aaltonen ym. 2002). Ulkoisen kuormituksen vähentymisestä kertoi etenkin alkukesän pitoisuuksien lasku, sillä vähäjärvisillä vesistöalueilla kevättulvan mukana tulevan hajakuormituksen osuus vuotuisesta kuormituksesta on suuri. Lappajärven fosforipitoisuuksien lasku selittyikin tehokalastuksen lisäksi vesiensuojelun tehostumisella (esim. Savola ja Rautio 2003) ja keskimääräistä vähäsateisimmista vuosista johtuneella hajakuormituksen vähäisyydellä. Loppukesän fosforipitoisuudet Lappajärvellä eivät kuitenkaan ole laskeneet vastaavasti. Ilmeisesti voimistunut sisäinen kuormitus on kompensoinut kuormituksen vähentymistä (vrt. Palomäki 2001).

Fosforipitoisuuksien kehitys on ollut Lappajärvessä jo 1980-luvulta lähtien samankaltaista kuin Säkylän Pyhäjärvellä. Pyhäjärven fosforipitoisuudet nousivat 1980- ja 1990-luvulla, mutta kääntyivät sen jälkeen laskuun (Ventelä ym. 2007). Myös Pyhäjärvellä 2000-luvun tapahtunutta pitoisuuksien laskua on selitetty ulkoisen kuormituksen vähentämisellä, vähäsateisuudella sekä kalastuksella, mutta eri tekijöiden vaikutuksen suurusluokan arvioiminen oli mahdotonta.

Lappajärven typpipitoisuuksiin tehokalastuksella ei ollut vaikutusta. Typpipitoisuudet - samoin kuin fosforipitoisuudet - Lappajärvellä laskivat 1990-luvulla, mutta kääntyivät vuosikymmenen lopulla uuteen nousuun. Sen sijaan, toisin kuin fosforipitoisuudet, jatkoivat typpipitoisuudet nousuaan 2000-luvulla ja olivat tällöin jopa korkeammat kuin 1980-luvun lopussa. Pitoisuudet ovat nousseet myös monin paikoin muualla Suomessa (vrt. Räike ym. 2003). Toisin kuin Lappajärvellä, Pyhäjärvellä kuitenkin myös typpipitoisuudet laskivat 2000-luvulla (Ventelä ym. 2007).

Tehokalastuksen käynnistyttyä vuonna 2001 keskeytyi 1990-luvun lopulla alkanut a-klorofyllipitoisuuksien nousu. Vuoden 2001 jälkeen pitoisuudet pysyivät tasolla 7-10 µg/l ja vuosien 2001, 2003 ja 2005 pitoisuudet kuuluivat koko seurantajakson 1980–2006 alimpiin. Osa laskusta selittyy fosforipitoisuuksien laskulla, mutta klorofyllipitoisuuksien lasku 1980- ja 1990-luvun vaihteen huippuvuosista oli fosforipitoisuuksia selvempää. Myös vuonna 1996 klorofyllipitoisuudet laskivat jyrkästi. Koska myös vuonna 1996 alkoi tehokalastus, niin näyttäisi siltä, että vaikka koko muutos ei selittyisikään pelkällä kalastuksella eikä selviä muutoksia eläinplanktonissa havaittu (ks. kpl 10), reagoi klorofyllipitoisuus Lappajärvessä nopeasti tehostuneeseen kalastukseen.

Tehokalastus ei vaikuttanut näkösyvyyteen tai veden väriin. Lappajärven veden värissä tai näkösyvyydessä ei havaittu selvää suuntausta, vaikka vuosien välistä vaihtelua esiintyikin. Näkösyvyyteen ja väriin vaikuttaakin selvemmin valuma-alueelta peräisin oleva humus.

Verrattaessa veden laadun kehityssuuntia vertailujärviin, havaittiin, että Lappajärven fosforipitoisuus hieman laski, kun se Ähtärinjärvessä ja Kuortaneenjärvessä, vaikuttaisi pysyneen suunnilleen ennallaan. Myönteinen kehitys Lappajärvessä selittyneekin ainakin osittain nimenomaan tehokalastuksen vaikutuksilla, eikä pelkästään kuormituksen vähentymisellä tai säätekijöillä. Vertailua hankaloittaa kuitenkin Ähtärinjärven vähäinen näytemäärä ja toisaalta Kuortaneenjärven luonne rehevänä läpivirtausjärvenä, jossa sateiden ja kuivien jaksojen vaihtelu näkyy nopeasti.

13 Rehevyytaso ja sisäisen kuormitus

13.1 Aineisto ja menetelmät

13.1.1 Rehevyytaso

Lappajärven rehevyytason kehitystä 1980–2006 sekä toisaalta tehokalastuksen vaikutusta siihen tutkittiin klorofylli-fosforisuhteen avulla (vrt. Ryding 1980, Mazumder 1994, Sarvala ym. 2000). Klorofylli-fosforisuhdetta tarkasteltiin sekä koko kesän (kesä-elokuu) että eri kesäkuukausien osalta yksittäisten mittauskertojen avulla. Kehityksen ja tehokalaston vaikutuksen tutkimiseksi aineisto jaettiin neljään ajanjaksoon: 1980–1990, 1991–2000, 2001–2004 ja 2005–2006. Kesän yhdistettyjen aineistojen pohjalta laadittiin regressiosuorat. Tuloksia verrattiin Rydingin (1980) esittämiin klorofylli-fosforisuhteen raja-arvoihin järville, joiden rehevyytaso määräytyy joko ulkoisen tai sisäisen kuormituksen mukaan.

Lopuksi klorofyllin kesäisten keskipitoisuuksien riippuvuutta fosfori- ja typpipitoisuuksista samoina neljänä eri ajanjaksoina selvitetiin lineaarisen regressioanalyysin avulla. Hankkeen jälkeisiä vuosia 2005–2006 ei testattu erikseen jakson lyhydestä johtuen. Analyysissä käytettiin selittävinä muuttujina molempien ravinteiden kesän keskipitoisuuksia sekä erikseen että yhdessä. Mikäli selittävät muuttujat olivat vahvasti keskenään korreloituneita, poistettiin selitysteeltään heikompi muuttuja analyyseistä (typpi jaksolla 1980–1990).

13.1.2 Sisäinen kuormitus

Sisäisen kuormituksen suuruutta voidaan arvioida myös fosforipitoisuuden kesäaikaisen kehityksen avulla. Söndergaard ym. (1999) vertasivat Tanskassa eri menetelmiä sisäisen kuormituksen arvioinnissa. Kesäaikaisen fosforipitoisuuden nousun havaittiin kasvavan sisäisen kuormituksen kasvaessa ja vastaavan hyvin myös ainetaselaskelmien arvioita. Myös Suomessa kesäaikaisen fosforipitoisuuden nousun on havaittu ilmentävän sisäistä kuormitusta (esim. Sammalkorpi ym. 1995, Palomäki ym. 2001).

Pohjoisen ilmastovyöhykkeen vesistöissä huomattava osa valuma-alueelta tulevasta fosforikuormasta tulee kevättulvien mukana. Kesällä etenkin suurissa ja syvissä järvissä ovat sedimentaatioprosessit

vallitsevia, minkä vuoksi fosforivarasto saattaa voimakkaastakin sisäisestä kuormituksesta huolimatta pienentyä. Tällöin sisäisen kuormituksen merkitys on siinä, että se vähentää sedimentaatiosta johtuvaa fosforivaraston pientymistä. Koska kesäisin Lappajärven tuleva fosfori on pääosin peräisin sisäisestä kuormituksesta (Palomäki 2001), käytettiin kesäaikaista järven fosforitasetta sisäisen kuormituksen tason mittarina pitkän aikavälin muutossuuntia selvitetäessä. Lappajärven kesäaikainen fosforitase laskettiin eteläsyvänteiden havainnoista seuraavasti:

$$\text{Fosforitase (kg)} = V \times (P(\text{elokuu}) - P(\text{kesäkuu})),$$

missä V = Lappajärven tilavuus (1070 milj. m³).
 P = kokonaisfosforipitoisuus (mg/ m³)

Havaintokerrat vakioitiin siten, että alkukesän havaintokerta oli väliltä 1.6–15.6 ja loppukesän 15.–31.8. Mittausväli oli 63–84 vrk (keskimäärin 66 vrk, S.D. ± 6,4 vrk). Vuosina 1992–2002 jakson pituus oli aina tasan 63 vrk.

Kesäaikainen ulkoinen kuormitus voi vaihdella suuressakin eri vuosina lähinnä kesän sademäärien vaihtelusta johtuen. Tämän vuoksi indeksin riippuvuutta ulkoisen kuormituksen vaihtelusta testattiin lineaarisen regressioanalyysin avulla. Tulouomien vedenlaadun seuranta on liian harvaa kuormituksen tarkkailuun. Tämän vuoksi ulkoisen kuormituksen voimakkuutta kuvaavana epäsuorana mittarina käytettiin järven laskevan Kurejoen vuosittaista kesäaikaista keskivirtaamaa. Kuormituksen oletettiin vaihtelevan siis samassa suhteessa kuin joen keskivirtaaman.

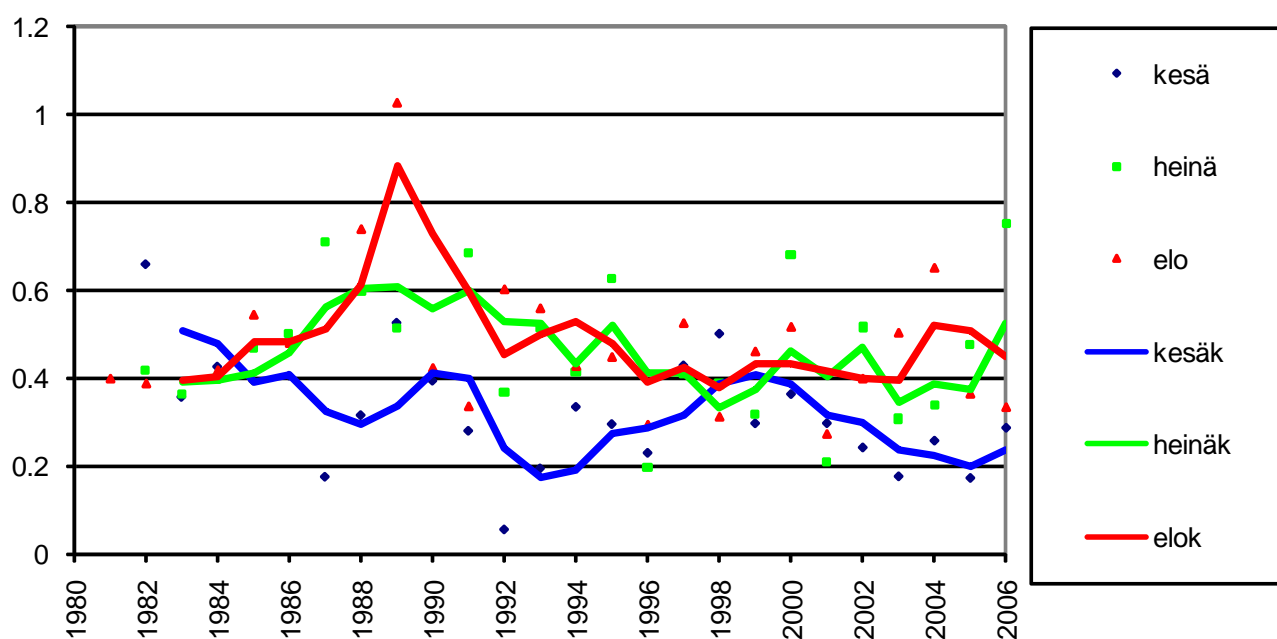
13.2 Tulokset

13.2.1 Rehevyytaso

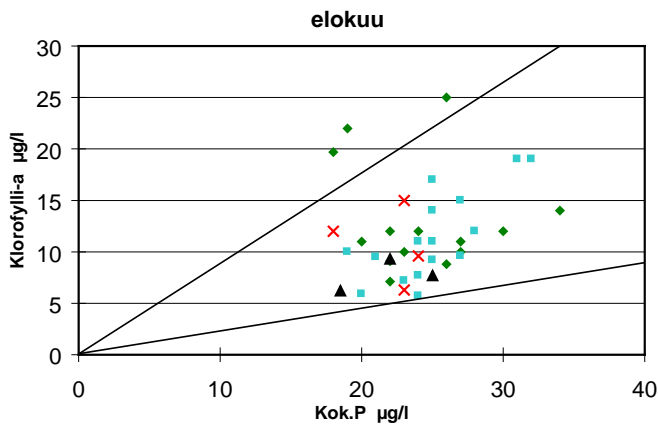
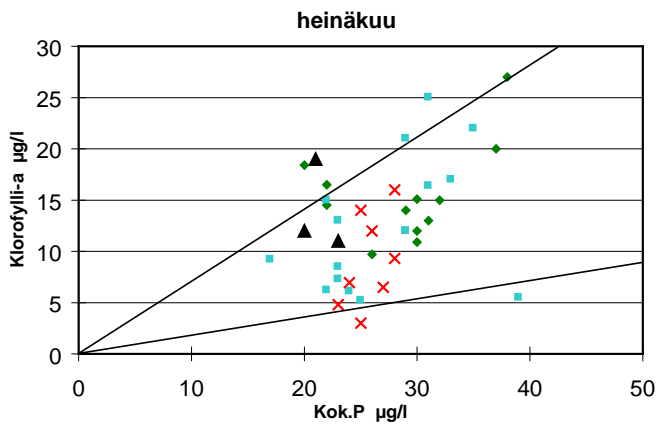
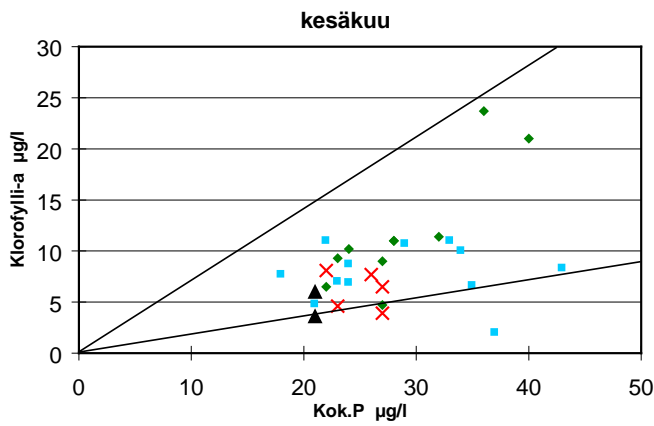
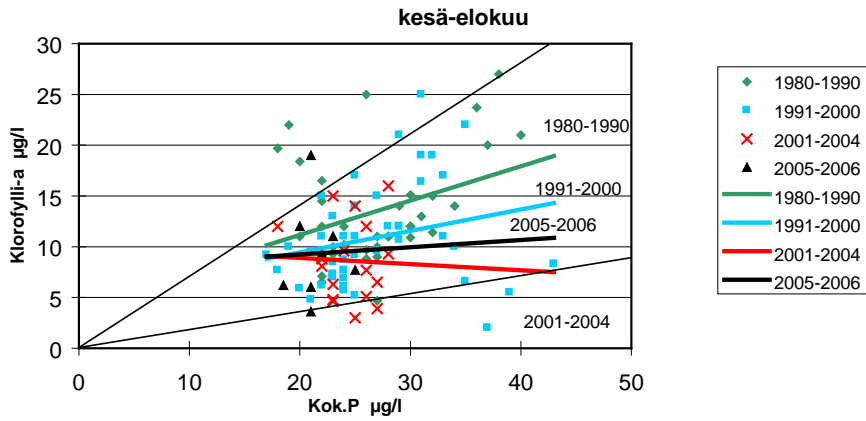
a-klorofyllin ja kokonaisfosforin suhde on ollut Lappajärven melko korkea (kuva 13-1). Suhde oli korkeimmillaan 1980-luvun lopussa, josta se on hiljalleen laskenut. a-klorofyllin ja fosforin suhteessa ja sen kehittymisessä oli selviä eroja eri kesäkuukausien välillä. Kesäkuun suhdeluvuissa oli laskeva suun-

taus 1980-luvun ajan, jonka jälkeen ne 1990-luvulla jälleen hieman nousivat. Vuosituhannen vaihteen jälkeen suhde kääntyi jälleen laskuun. Tehokalastusjakson aikana ja sen jälkeen suhdeluku on edelleen laskenut ja sen vuosien välinen vaihtelu on pienentynyt. Ainakin toistaiseksi suhdeluku on vakiintunut melko matalalle tasolle. Heinäkuun klorofylli-fosfori suhde on ollut kesäkuuta korkeampi ja saavutti maksimiarvonsa 1990-luvun alussa. Tämän jälkeen suhdeluku laski aina 1990-luvun lopulle saakka, jonka jälkeen suhdeluku on pysytellyt keskimäärin samalla tasolla, vaikka vuosien välinen vaihtelu onkin huomattavaa.. Elokuun klorofylli-fosforisuhteen kehitys oli muutoin samankaltaista kuin heinäkuun, mutta vuonna 2003 suhdeluku ei laskenut vaan kääntyi nousuun. Tehokalastuksella ei ollut vaikutusta heinä- ja elokuun suhdelukujen kehitykseen.

Klorofyllipitoisuuden vaihtelu samalla fosforipitoisuudella oli Lappajärvessä varsin suurta (kuva 13-2). Suhdeluvut sijoittuivat kuitenkin pääosin Rydingin (1980) esittämien raja-arvojen väliin, eli rehevyytasoon vaikuttavat sekä sisäinen että ulkoinen kuormitus. Huomattavaan sisäiseen kuormitukseen viittaavia arvoja oli eniten 1980-luvulla. Klorofylli-fosforisuhde pieneni vuosien 1980–2004 välillä, (kuva 13-2). Alimmilleen klorofyllipitoisuuden riippuvuus fosforipitoisuuksista laski jaksolla 2001–2004. Tällöin sisäisen kuormituksen merkitys oli jo melko vähäistä. Vuosina 2005–2006 alkoi kuitenkin näkyä merkkejä suhteen palautumista lähemmäs kohti 1990-luvun tilannetta.



Kuva 13-1. a-klorofylli-fosforisuhteen kehitys Lappajärvellä eri kesäkuukausina vuosina 1980-2006. Viivat kolmen vuoden liukuvia keskiarvoja.



Kuva 13-2. a-klorofyllin ja fosforin välinen riippuvuus koko kesän yhdistetyssä aineistossa sekä eri kesäkuukausina vuosina 1980–2006. Viivat kuvaavat Rydingin (1980) esittämiä raja-arvoja: järville, joiden rehevyytason määrää joko ulkoinen (alempi viiva) tai sisäinen (ylempi viiva) kuormitus. Kukin symboli vastaa yksittäistä havaintoa.

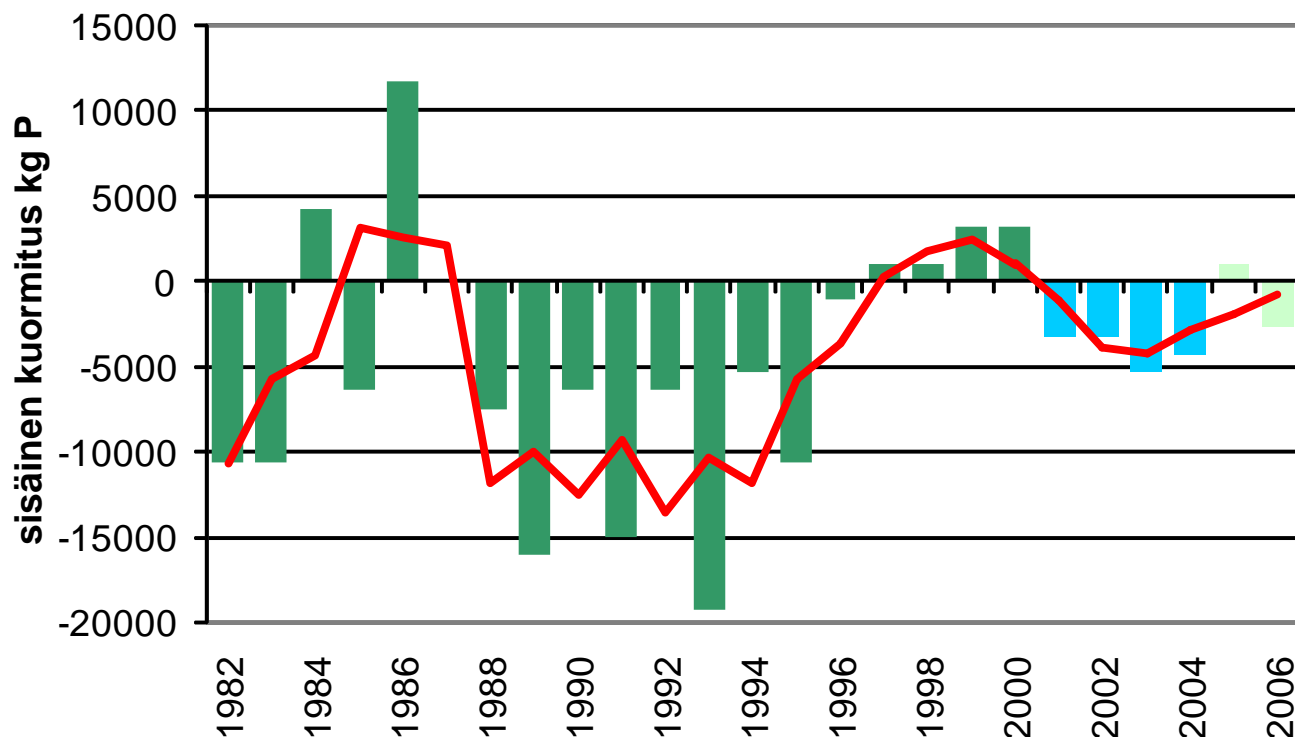
Kesän kokonaisfosforipitoisuus selitti hyvin klorofyllipitoisuuksia koko aineistossa ja varsinkin 1980-luvulla (taulukko 13-1). Tutkimusjakson loppua kohden selitysaste heikkeni, ja vuosina 2001–2006 fosfori ei selittänyt klorofyllipitoisuuksia enää lainkaan. Typpi yksinään selitti klorofyllipitoisuuksien vaihtelua melko heikosti. Sen sijaan typpi ja fosfori yhdessä selittivät melko hyvin etenkin vuosien 1991–2000 ja vuosien 2001–2004 ja 2001–2006 klorofylliarvoja. Typen lisääminen regressiomalliin paransi siis selvästi mallien selityskykyä. Typen ja klorofyllipitoisuuden riippuvuus oli näissä malleissa kuitenkin negatiivinen, eli klorofyllipitoisuudet nousivat typpipitoisuuksien laskiessa. Kesäaikaisella ulkoisen kuormituksen vaihtelulla vuosien välillä ei havaittu olevan merkittävää vaikutusta fosforitaseisiin, eli tase kertoi pääasiassa sisäisen kuormituksen tasosta.

Taulukko 13-1. Klorofyllipitoisuuden kesäkeskiarvojen ja -maksimipitoisuuksien riippuvuus kesän fosfori- ja typpipitoisuuksista eri ajanjaksoina (regressioyhtälön selitysasteet (R²) ja mallien merkitsevyystasot (p), n = 4-27). Mikäli selittävät muuttujat olivat keskenään vahvasti korreloituneita, on selitysasteeltaan heikompi poistettu analyyseistä (typpi 1980-luvulla).

a-klorofylli	Selittävä muuttuja	Jakso	R ²	p
Keskipit.	P	1980–2006	0,402	0,001**
Keskipit.	N	1980–2006	0,011	0,618
Keskipit.	P + N	1980–2006	0,434	0,001**
Keskipit.	P	1980–1990	0,366	0,064*
Keskipit.	P	1991–2000	0,396	0,051
Keskipit.	N	1991–2000	0,324	0,086
Keskipit.	P + N	1991–2000	0,763	0,006*
Keskipit.	P	2001–2004	0,050	0,776
Keskipit.	N	2001–2004	0,332	0,424
Keskipit.	P + N	2001–2004	0,876	0,353
Keskipit.	P	2001–2006	0,006	0,880
Keskipit.	N	2001–2006	0,483	0,125
Keskipit.	P + N	2001–2006	0,521	0,332

13.2.2 Sisäinen kuormitus

Lappajärven sisäistä kuormitusta kuvaavassa fosforitaseessa esiintyi suurta vuosien välistä vaihtelua etenkin tutkimusjakson alkupuolella (kuva 13-3). 1980-luvun puolella välissä fosforitase oli kahtena kesänä positiivinen. Sen sijaan suurimman osan 1990-lukua tase oli negatiivinen, eli fosforin määrä väheni kesän kuluessa. Saman vuosikymmenen lopulla sisäinen kuormitus kääntyi jälleen nousuun. Tehokalastusprojektin aikana kuormitus laski alemmalle tasolle. Projektin jälkeisellä lyhyellä jaksolla muutokset ovat olleet pieniä, mutta lieviä sisäisen kuormituksen lisääntymisen merkkejä oli havaittavissa



Kuva 13-3. Lappajärven kesäaikainen fosforitase (kg) (elokuu-kesäkuu, $x = 66$ vrk) vuosina 1982–2006 (viiva = 3-v liukuva keskiarvo). Positiivinen arvo tarkoittaa vesimassan fosforisisällön kasvua ja negatiivinen sen vähentymistä.

13.3 Tulosten tarkastelu

13.3.1 Rehevyytaso

Lappajärven klorofylli-fosforisuhde oli korkeimmillaan 1980- ja 1990-lukujen vaihteessa. Tämän jälkeen klorofyllipitoisuudet ovat laskeneet sekä absoluuttisesti että suhteessa fosforiin, mikä kertoo ravintoketjun muutoksista. Myös aiempi, vuonna 1996 aloitettu, lähinnä kuoreen pyyntiin keskittynyt ensimmäinen tehokalastusprojekti, laski klorofylli-fosfori -suhdetta. Vaikutus oli kuitenkin lyhytaikainen, ja tilanne kuitenkin palautui nopeasti ennalleen. Vaikka kahden vuoden (2005–2006) perusteella on aikaista arvioida jälkimmäisen tehokalastushankkeen pysyviä vaikutuksia rehevyytastoon, näyttäisivät ne ainakin säilyneen pitempään.

Tehokalastus laski nimenomaan alkukesän klorofylli-fosfori -suhdetta. Kesäkuun klorofylli-fosfori -suhteen vuosien välinen vaihtelu pieneni hankkeen aikana ja suhde vakiintui hankkeen jälkeen melko alhaiselle tasolle. Sen sijaan keski- ja loppukesän kohdalla tehokalastuksella ei havaittu selvää vaikutusta. Arvot ovat myös vuosien välillä vaihdelleet melko paljon. Myönteistä on, että alkukesän suhdeluku on painunut selvästi alle 0,4:n, jota pidetään ohjeellisena arvona tehokalastuksen tarpeellisuudelle (Suomen ympäristökeskus 1999).

Keski- ja loppukesän arvot eivät ole tästä kaukana, kun ne etenkin 1980- ja 1990-luvuilla olivat selvästi korkeampia.

Klorofyllipitoisuuden riippuvuus fosforipitoisuuksista oli melko voimakasta 1980-luvulla, jolloin klorofylli-fosfori -suhde oli lähimpänä Rydingin (1980) ylempää raja-arvoa. Jatkossa klorofyllipitoisuuksien riippuvuus fosforista heikkeni ja katosi tehokalastusjakson aikana kokonaan. Hankkeen aikana oltiin jo melko lähellä Rydingin (1980) alemmaa raja-arvoa. Tämän voi päätellä kertovan sisäisen kuormituksen merkityksen vähenemisestä ja ravintoketjun tervehdyntymisestä. Vuosina 2005–2006 kalastuspaineen vähennyttyä riippuvuussuhde alkoi jälleen voimistua ja palautua hitaasti kohti 1990-luvulla vallinnutta tilannetta. Vahvistuneet muikkukannat ja sen mahdollistama troolipyynti on luultavasti hidastanut kehitystä ja pitänyt klorofylli-fosfori -suhteen edelleen melko alhaisena. Vahvojen muikkukantojen ja tehokkaan muikunpyynnin myönteinen vaikutus järven tilaan on tuttu Säkylän Pyhäjärveltä (mm. Ventelä ym. 2007, Sarvala & Jumppanen 1988),

Samalla kun klorofyllipitoisuuden riippuvuus fosforista väheni, kasvoi typen merkitys. 2000-luvulla ovat typpi ja fosfori yhdessä määränneet tuotannon tason, kun aiemmin tuotanto riippui pelkästään fosfori-

pitoisuuksista. Huomattavaa kuitenkin on, että typpi- ja klorofyllipitoisuuksien riippuvuus 2000-luvulla oli nimenomaan negatiivinen. Tämä johtui ajoittaisesta liukoisen typen vähäisyydestä. Tällöin runsastuvat ilmakehän typpeä sitovat sinilevät, mistä aiheutuu klorofyllipitoisuuden nousu. Vuosien 2001–2006 klorofyllipitoisuudet kasvoivatkin sekä ammonium-että nitraatti-nitriittitypen vähentyessä ($r = -0,442$, $p = 0,03^*$ ja $r = -0,528$, $p = 0,008^{**}$) ja toisaalta epäorganisen typpi–fosfori -suhteen (DIN:DIP) pienentymisestä ($r = 0,392$, $p = 0,058$). Riippuvuus tuestä havaittiin vasta 2000-luvulla, mikä ravinedynamiikan muutoksista.

13.3.2 Sisäinen kuormitus

Vuosien 2001–2004 tehokalastus laski Lappajärven sisäistä kuormitusta usealla tuhannella fosforikilolla kesäkautta kohden verrattuna 1990-luvun lopun tilanteeseen. Muutos selittyy pääosin biomanipulaation käynnistämällä muutoksilla ravinteiden kierrossa. Tehokalastusprojektin jälkeen tilanne pysytteli suunnilleen samanlaisena, tosin pieniä merkkejä kuormituksen kasvusta oli havaittavissa.

Lappajärven sisäisessä kuormituksessa esiintyi kaksi huippukautta, 1980-luvun puoliväli ja 1990-luvun loppu. 1996 alkanut tehokalastusprojekti ei ilmeisesti ollut riittävän tehokas vähentääkseen sisäistä kuormitusta, joka nousi 1990-luvun loppua kohden.

Sisäisen kuormituksen laskelmia voidaan pitää varsin luotettavina. Lappajärven vuosien 1988 ja 1997 ainetaselaskelmat (Palomäki 2001) antoivat samansuuntaisia tuloksia kuin nyt tehdyt fosforitasearviot. Myöskään kesäaikaisen ulkoisen kuormituksen ei juuri havaittu vaikuttavan fosforitaseeseen. Kesällä tapahtuvat fosforipitoisuuden muutokset selittyvät siis pääosin järven sisäisillä prosesseilla. Alkukesän fosforipitoisuuksilla oli suurin merkitys fosforitaseelle. Tämä näkyi erityisesti 1980- ja 1990-luvun taitteessa, jolloin alkukesän pitoisuudet olivat korkeimmillaan. Tämän ajanjakson tuloksia ei voida kuitenkaan tulkita niin, että sisäinen kuormitus oli vähäistä, vaan siten, että ulkoinen kuormitus oli tällöin suurimmillaan. Suurin osa tällöin järveen tulleesta fosforikuormasta sedimentoituu. Malve ym. (1992) arvioivat, että jopa 80 % Lappajärveen tulevasta fosforista sedimentoitui. Tällä kuormituksella oli kuitenkin sedimentin tilaa heikentävä vaikutus,

joka myöhemmin näkyi sisäisen kuormituksen kasvuna, kun sedimenttiin varastoitunutta fosforia siirtyi takaisin järven vesimassaan. Tämä on sisäistä kuormitusta tyypillisimmillään.

14 Yhteenveto ja johtopäätökset

14.1 Johdanto

Lappajärvi on Etelä-Pohjanmaan suurin ja syvin järvi (145 km², 38 m). Lappajärvi on viime vuosikymmenien aikana rehevöitynyt johtuen järvenlaskeista, säännöstelystä sekä kasvaneesta ravinnekuormituksesta. Lappajärveä luonnehtivat veden ruskea väri (väri 60-80 mg Pt/l, näkösyvyys n. 2 m), kohonnut fosforipitoisuus (20-30 µg/l), syvänteiden happiongelmat, ajoittaiset sinileväkukinnat ja kalastonmuutokset. Lappajärvi onkin kokoluokkansa rehevimpiä järviä Suomessa. Ekologiselta tilaltaan järvi luokitellaan tyydyttäväksi. Ulkoinen kuormitus määrää Lappajärven rehevyytason, mutta sisäisen kuormituksen merkitys on kasvanut. Kalaston merkitys sisäisessä kuormituksessa on olennainen.

Lappajärvi on ammattikalastuksen kannalta Etelä-Pohjanmaan selvästi merkittävin järvi. Rehevöityminen, 1990-luvun muikkukato sekä yhteiskunnan rakennemuutos ovat kuitenkin vähentäneet kalastajien ja kalansaaliin määrää. Ammattikalastuksen elvyttämiseksi ja kalastuksen edellytysten parantamiseksi järven tilaa kunnostamalla Alajärven, Lappajärven ja Vimpelin (v. 2006 lähtien Järvisuodun) kalastusalue käynnisti vuonna 2001 ”Kalastus-elinkeinoksi Lappajärvellä” – hankkeen. Hankkeen saalistavoite vuosille 2001-2003 oli yhteensä 2100 tonnia, joista 1000 tonnia hankkeen tukemana ja loput muun ammatti- ja vapaa-ajankalastuksen myötä. Saalistavoitteen saavuttamiseksi hanketta jatkettiin vuoteen 2004 asti. Hanketta rahoittivat Pohjanmaan TE-keskus (Euroopan Unionin Kalatalouden ohjusrahoitus) sekä kalastusalue. Länsi-Suomen ympäristökeskus seurasi hankkeen vaikutuksia Lappajärven ekosysteemiin, kalastoon ja vedenlaatuun vuosina 2001-2006. Seuranta jakaantui hankkeen aikaiseen (2001-2004) ja sen jälkeiseen (2005-2006) aikaan. Myös vanhempaa aineistoa hyödynnettiin mahdollisuuksien mukaan.

14.2 Hankkeen vaikutukset

Kalastus ja saaliit

Lappajärven kokonaissaalis vuosina 2001-2004 oli 1655 tonnia (vuosisaalis n. 29 kg/ha), josta hank-

keen osuus oli 977 tonnia. Kokonaissaalistavoitetta ei näin saavutettu määrällisesti eikä ajallisesti. Tehopyynnin merkittävimmät saalisajit olivat kuore, pienikokoinen ahven ja särki. Ammattikalastus lisääntyi hankkeen aikana selvästi, mutta väheni hankkeen jälkeen pysyen kuitenkin selvästi hanketta edeltänyttä aikaa suurempana. Merkittävin syy tähän oli kadosta toipunut muikkukanta, joka pysyi pyyntivahvuusena koko hankkeen ja myös sen jälkeisen ajan voimistuneesta pyynnistä huolimatta. Muikun ohella ammattikalastuksen tärkeimmät saalisajit olivat hauki, kuha ja siika. Näistä kuhasaaliit kasvoivat selvästi, mutta siikasaaliit jonkin verran laskivat hankkeen aikana. Vapaa-ajankalastus pysyi määrällisesti suurin piirtein samalla tasolla tärkeimpien saalisajien ollessa ahven ja hauki. Vapaa-ajankalastuksen saalis kattoi noin 20 % järven kokonaissaaliista.

Kalaston muutokset

Lappajärven kalasto harveni selvästi hankkeen aikana. Ensimmäisenä tehokalastusvuonna koeverkkojalastusten yksikkösaalis vielä kasvoi, mutta vuodesta 2002 vuoteen 2005 yksikkösaalis laski massan osalta 32% ja yksilömääräisesti 48%. Samalla kalojen keskikoko kasvoi. Erityisesti ulapan kalasto, kuore ja pienikokoinen ahven vähenivät, sen sijaan rantavyöhykkeellä muutokset olivat vähäisiä. Hankkeen jälkeen vuonna 2006 koeverkkojalastusten kokonaisyksikkösaalis kääntyi biomassan osalta nousuun, mutta yksilömäärä pysyi alhaisella tasolla. Ulapan kalatiheydet sen sijaan nousivat huomattavasti, mikä johtui uudesta runsaasta kuorevuosiluokasta. Luotaustiheyksien perusteella järven kalastoa säätelevät kuitenkin pääosin muut tekijät kuin kalastus.

Huomattavammin väheni kuore, jonka kanta laski kymmenesosaan vuosien 2001 ja 2003 välillä. Samalla kanta nuorentui voimakkaasti. Vuonna 2003 syntyi kuitenkin voimakas vuosiluokka, joka pyydettiin vuoteen 2004 mennessä noin kolmasosaan vuoden 2001 tasosta. Vuonna 2006 syntyi jälleen uusi voimakas vuosiluokka. Vaikuttaakin siltä, että kuoreen kutukannan koko ei rajoita kuoriutuvan vuosiluokan kokoa, vaan mikäli kuorekanta halutaan pitää kurissa, pyynnin tulisi olla jatkuvaa. Kuorekantaa

säätötelee pyynnin ja lisääntymisajan sääolosuhteiden lisäksi muikku kilpailun ja kuha predaation kautta.

Muikkukannat vaihtelivat vuosina 2001-2006 huomattavasti, mutta pysyivät aina pyyntivahvuisina. Muikkua on ulapalla kohtalaisen paljon ja kanta kestää hankkeen tulosten perusteella hyvin myös troolausta, mitä alueella pitkään epäiltiin. Muikun runsauden vaihteluja säätelevätkin pääosin luontaiset tekijät. Muikku vaikutti hyötyneen pienikokoisen ahvenen ja etenkin kuoreen vähenemisestä. Siika puolestaan väheni verkkoyksikkösaaliiden perusteella jonkin verran hankkeen aikana. Muikku tehokkaampana ravintokilpailijana vei tilaa siialta ja myös runsastunut kuhakanta saattoi verottaa siikakantaa. Siikaistutukset pysyivät hankkeen aikana ennallaan. Kalastajien siikayksikkösaaliiden pienentymiseen on ilmeisesti vaikuttanut kuitenkin myös kalastuskohteen vaihto siiasta kuhaan.

Petokalojen osuus kalastosta kasvoi hankkeen aikana jonkin verran. Petokalaston osuus on Lappajärvellä melko suuri, mistä on hyötyä planktonsyöjälajien (kuore, pienikokoiset särjet ja ahvenet) kantojen säätelyssä. Ahven runsastui tehokaluksen alkuvuosina huolimatta voimakkaasta pyynnistä. Tämä johtui lämpimistä kesistä, minkä vuoksi ahvenen tehokas lisääntyminen ja kasvu kompensoi pyynnin vaikutukset. Vuoden 2003 jälkeen pienikokoiset ahvenet kuitenkin harvenivat tehostuneen pyynnin vaikutuksesta erityisesti ulapalla. Samalla ahventen keskikoko kasvoi. Myös kuha runsastui hankkeen aikana, mikä näkyi myös vapaa-ajan kalastajien saaliissa. Runsastumiseen vaikuttivat sekä suotuisat sääolot että jo aiemmin lisätyt ja onnistuneet istutukset. Kujan pyynti keskittyy kuitenkin edelleen liian pienikokoisiin yksilöihin, minkä vuoksi huomattava osa kujan lisääntymis-, kasvu- ja saalispotentiaalia jää hyödyntämättä.

Kiiskikanta harveni hankkeen aikana. Tehopyynnin vaikutus kiiskikantoihin oli välillinen: kuha siirtyi käyttämään kiiskeä pääravintokohteenaan kuorekannan romahdettua.

Särkikantaan ei tehopyynnillä ollut selvää vaikutusta, vaikka tiheydet laskivatkin hetkellisesti. Vaikka särki oli tehopyynnin kolmanneksi runsain saalis kala, kompensoi lisääntyminen ja kasvu pyynnin vaikutukset. Särjen lisääntymiseen, runsauteen ja

esiintymiseen vaikuttaneekin enemmän predaatio ja ravintokilpailu etenkin ahvenen kanssa. Toisaalta tulokset olivat osittain ristiriitaisia, sillä vapaa-ajankalastuksen verkkoyksikkösaaliissa etenkin vanhat ja suurikokoiset särjet vähenivät. Tämä oli myönteistä, koska suuret särjet pölyttävät tehokkaasti pohjaa ja niiden lisääntymiskapasiteetti on suuri. Särjen esiintyminen painottui litoraaliin. Ulapalla särkeä puolestaan on vähän, eikä järveä voida tässä suhteessa pitää särkikalavaltaisena. Predaatio, kilpailu ahvenen kanssa ja ulapan vahvat planktonsyöjälajien kannat estävät särjen siirtymistä ulapalle. Näin tehopyynnin vaikutus särkikantaan oli välillinen, koska tehopyynti vahvisti suurikokoisten ahventen ja toisaalta muikkujen kantoja. Lahna- ja salakkakantoihin ei tehokaluksen vaikutus ollut merkittävä.

Kalojen kasvu

Kalojen kasvu Lappajärvellä oli nopeaa, mitä selittivät pääosin lämpimät kesät sekä suotuisa ravintotilanne kalaston tiheyteen nähden. Vaikka ahvenen nopea kasvu selittyi pääosin sääolosuhteilla, loi tehokaluksen edellytykset kasvun nopeutumiselle harventamalla kanta. Särjenpoikasten kasvunopeus vaihteli hankkeen aikana riippuen kannan koosta, säätekijöistä ja predaatiosta. Näihin tehokaluksen on voinut vaikuttaa epäsuorasti. Vanhempien särkien kasvunopeus taas ei muuttunut hankkeen aikana. Muikun kasvu Lappajärvellä oli nopeaa. Muikku hyötyi kuorekannan pienentymisestä, sen sijaan kasvua sääteli muutamana vuotena lajin sisäinen kilpailu, sekä jälleen vuonna 2006 syntynyt voimakas kuorevuosiluokka. Myös kujan kasvu oli nopeaa suotuisissa lämpötilaoloissa, mutta kasvuun vaikuttivat myös saalisalojen runsauden muutokset. Niinpä kaksivuotiaiden kujan kasvu heikentyi isokokoisen kuoreen vähentyessä. Nuorempien kujan kasvu taas nopeutui kuoreen ja mahdollisesti myös särkien poikastuotannon lisääntyessä. Kuoreen kasvu nopeutui tehopyynnin harvennettua kanta. Tämän lisäksi kuoreen kasvua säätelivät lämpötilat ja toisaalta muikun aiheuttama kilpailu.

Petokalojen ravinto

Kujan pääravintona Lappajärvellä oli hankkeen alkuvaiheessa kuore. Tehokaluksen vähennettyä kuoretta vaihtui kiiski tärkeämmäksi saalis kohteeksi. Suurin osa kujan saalisaloista oli kujan koosta

riippumatta 5-10 cm pitkiä, ja ainoastaan yli 50 cm kuhien ravinnossa yli 10 cm saaliskalojen osuus lisääntyi. Kuha pystyy säätelemään sekä kuoreen että kiiskan kantoja Lappajärvässä, sen sijaan rantavyöhykkeellä runsaana elävän särjen kannalle kuhalta ei ainakaan kesäaikaan ole merkitystä. Kuha voi kuitenkin osaltaan, yhdessä ahvenen kanssa, ehkäistä särjen siirtymistä ulapalle. Kuha on harmiton Lappajärven muikun kannalta, sillä Lappajärvelä muikku kasvaa nopeasti niin suureksi, että se on vain vähän aikaa kuhalle sopivan kokoista saalista. Kuha on muikun kannalta lähinnä hyödyllinen säädellössään kuorekantaa.

Matalalla ulapalla ahven siirtyi kesäaikaan kalavintoon noin 15-20 cm mittaisena. Yleisimpinä saalislajeina olivat tällöin pienikokoinen ahven ja kiiski. Ahvenella on kuhan ohessa merkitystä ulapan planktonsyöjäkalojen kantojen säätelijänä. Ahven voi myös litoraalissa rajoittaa särjen määriä lähinnä poikasiin kohdistuvan predaation kautta ja Lappajärven suhteellisen kirikkaassa vedessä myös ravintokilpailun kautta.

Eläinplankton

Eläinplanktonlajisto ilmensi järven rehevyyttä. Eläinplanktonin biomassaa selittivät pääosin lämpötilat, sen sijaan riippuvuus klorofyllipitoisuudesta oli melko heikkoa, eikä eläinplankton kyennyt säätelemään klorofyllin määrää. Vesikirppujen biomassaa oli suurin keskikesällä, eikä kalapredaatio estänyt vesikirppujen esiintymistä pintavedessä. Eläinplanktonin biomassaa ei kasvanut hankkeen aikana, mutta tehokalastuksen vähentäessä planktonsyöjäkalojen, etenkin kuoreen, määrää plankton kuitenkin runsastui ylemmissä vesikerroksissa. Kalastuspaineen hellittäessä hankkeen jälkeen alkoi jälleen näkyä palautumista aiemmin vallinneeseen tilaan. Vaikutusten jäämistä melko vähäisiksi selitti mahdollisesti myös se, että jo ennen hanketta kalastus ja toisaalta petokalakannat ovat säädelleet planktonsyöjäkalojen määrää ainakin jossain määrin. Samoin hankkeen aikana muikku oli runsas, mikä piti yllä eläinplanktonin predaatiopainetta ja kompensoi kuoreen vähenemistä.

Sinilevät

Sinileväkukintojen määrissä ja voimakkuudessa esiintyi sinileville tyypillistä huomattavaa vuosien välistä vaihtelua ja selvien muutossuuntien havaitseminen oli vaikeaa. Runsaita sinileväkukintoja ei kuitenkaan esiintynyt hankkeen aikana. Verrattaisa hanketta edeltänyttä, sen aikaista ja sen jälkeistä aikaa vertailujärviin, vaikutti, että tehokalastus saattoi osaltaan ainakin jonkin verran vähentää leväkukintoja hankkeen aikana. Hankkeen jälkeisen kehityksen arviointiin aika oli liian lyhyt.

Veden laatu

Fosforipitoisuudet laskivat hankkeen aikana ja lasku jatkui myös hankkeen jälkeen. Vuodesta 2001 vuoteen 2006 fosforipitoisuus laski tasolta 25 µg/l tasolle 20 µg/l. Tehokalastushankkeen aikana klorofyllipitoisuuksien 1990-luvulla alkanut nousu katkesi ja pitoisuudet vakiintuivat tasolle 7-10 µg/l. Tehokalastuksen lisäksi myönteiseen kehitykseen vaikuttivat vähäsateisten vuosien vähentämä ravinteiden huuhtoutuminen sekä toisaalta vesiensuojelun edistyminen. Muutokset Lappajärvellä olivat kuitenkin selvempiä kuin vertailujärvissä. Sen sijaan typpipitoisuuksiin, veden väriin tai näkösyvyyteen ei tehokalastuksilla ollut vaikutusta.

Rehevyytaso ja sisäinen kuormitus

Tehokalastuksen aikana klorofylli-fosforisuhde laski selvästi. Kun vielä ennen hanketta suhde ilmensi varsin voimakasta sisäistä kuormitusta, laski se tasolle, missä rehevyytason määrää pääosin ulkoinen kuormitus. Lasku kertoi sisäisen kuormituksen vähenemisestä ja myönteisistä muutoksista ravintoketjussa. Selvimmin muuttui alkukesän tilanne. Myös fosforitaseen muutokset kertoivat sisäisen kuormituksen vähentyneen tehokalastuksen aikana. Tehokalastuksen aikana pysähtyi 1990-luvun loppupuolella alkanut sisäisen kuormituksen kasvu ja kuormitus kääntyi laskuun. Hankkeen jälkeen näkyi sekä klorofylli-fosforisuhteen että fosforitaseen kohdalla lieviä merkkejä tilanteen kehityksestä huonompaan suuntaan, joihin varmasti vaikutti kuorekannan ja särkikannan palautuminen.

14.3 Johtopäätökset tehokalastuksen merkityksestä Lappajärven kunnostuksessa

Tehokalastuksella pystyttiin vaikuttamaan myönteisesti Lappajärven kalastoon, ekosysteemiin ja veden laatuun sekä vähentämään sisäistä kuormitusta. Osittain vaikutukset olivat lieviä tai epävarmoja, mutta samansuuntaisia ja toisiaan tukevia. Haitallisia vaikutuksia ei havaittu, vaan esimerkiksi muikkukannat kestivät hyvin tehokastakin pyyntiä. Kalastonmuutokset olivat myönteisiä ja kalataloutta tukevia. Tehokalastuksen saalistavoitteita ei kuitenkaan saavutettu ajallisesti eikä määrällisesti, mikä varmasti heikensi hankkeen biomanipulaatiovaikutuksia. Toisaalta hankkeen venyminen antoi kuvaa siitä, miten kohtuullisen tehokas, mutta jatkuva kalastus voi vaikuttaa.

Lappajärven tilaa voidaan parantaa tehokkaalla kalastuksella yhdessä ulkoisen kuormituksen vähentämisen kanssa. Koska ulkoinen kuormitus ylittää edelleen järven sietokyvyn, on kalastuksen kuitenkin tällöin oltava jatkuvaa. Suuren ulkoisen kuormituksen vuoksi järveä ei myöskään voida kunnostaa pelkästään kalastamalla. Kalastuksella voidaan kuitenkin tukea ulkoisen kuormituksen vähentämistä, joka on muun muassa taloudellisista ja teknisistä syistä johtuen melko hidas prosessi. Näin esimerkiksi Lappajärven muikkukannan tehokas hyödyntäminen on sekä järven tilan että kalatalouden kannalta hyödyllistä. Lyhytikäisen, mutta runsastuottoisen lajin pyytämättä jättäminen ei ole kannattavaa. Kalastuksen tulee kuitenkin kohdistua myös vähempiarvoisiin kalakantoihin, jotta niiden kannat eivät runsastuisi. Esimerkiksi Lappajärven kuorekanta toipuu nopeasti tehokkaastakin kalastuksesta ilman jatkuvaa pyyntiä. Riittävän tehokas pyynti edellyttääkin toimivaa, arvokalojen lisäksi myös taloudellisesti vähempiarvoisiin lajeihin kohdistuvaa ammattikalastusta. Myös hyvän petokalakannan säilymiselle järvessä on luotava edellytykset pyyntiä ohjaamalla. Kuhat pyydetään edelleen liian pieninä, jolloin niiden lisääntymis-, kasvu- ja saalispotentiaalista jää merkittävä osa hyödyntämättä. Tällöin kuhan merkitys kuoreen ja muiden vähempiarvoisten kalojen kantojen säätelyssä ei toteudu. Kuhan pyyntiä pitäisikin säädellä esimerkiksi solmuvälirajoituksin tai alamittaa nostamalla.

Lappajärvellä jo ennen hanketta harjoitettu kalastus on varmasti estänyt järven tilan heikentymistä niin huonoksi, kuin mihin se olisi ilman kalastusta kehittynyt. Lappajärven etuna tehokalastuskohteena on se, että järvi on selvästi paremmassa tilassa kuin monet perinteiset tehokalastusjärvet. Hehtaarisaa-liin ei tällöin tarvitse olla niin suuri kuin voimakkaasti rehevöityneissä järvissä, mikä lisää pyynnin onnistumisen mahdollisuuksia huomattavasti. Lappajärven tehokalastuksen hehtaarisaa-li oli samaa luokkaa kuin muiden suurten suomalaisten hoitokalastusjärvien. Säskylän Pyhäjärvellä saalis oli 20-50 kg/ha vuosina 2002-2004 (Ventelä ym. 2007), Pohjois-Päijänteellä n. 25 kg/ha vuosina 2001-2004 (Salo 2008) ja Lahden Vesijärvellä n. 20 kg/ha vuonna 2005 (Keto 2005). Näistä Pyhäjärvellä kalastuksella pystyttiin selvästi parantamaan järven tilaa, Vesijärvellä kalastus oli tehokalastusvaiheen jälkeistä hoitoa, sen sijaan Pohjois-Päijänteellä vaikutukset jäivät vähäisiksi. Tämän hankkeen perusteella voidaan arvioida, että Lappajärvellä noin 20-30 kg/ha vuosittainen hehtaarisaa-li olisi luonteva tavoite järven kalaston ja ekologisen tilan parantamiselle, mikäli ulkoista kuormitusta onnistutaan samalla vähentämään.

HANKKEEN TÄRKEIMMÄT TULOKSET

Kalastajien saaliit

- Kuhan, muikun ja osassa saalista myös isokokoisen ahven yksikkösaaliit kasvoivat hankkeen alussa. Loppuvuosina kehitys oli osittain ristiriitaista ja riippui mm. vuosiluokkien vahvuuksista.

Kalasto

- Taloudellisesti vähempiarvoinen kalasto harveni. Tehokalastuksen loputtua alkoi kuitenkin näkyä merkkejä kantojen palautumisesta takaisin kohti lähtötilannetta.
- Ulapan kalasto, etenkin kuorekanta harveni selvästi, sen sijaan rantavyöhykkeellä vaikutukset jäivät vähäisiksi.
- Muikku lisääntyi ja pysyi runsaana, eikä troolikalastus ei haitannut muikun esiintymistä. Muikun ekologiaan kuuluvat suuretkin vuosittaiset kannanvaihtelut. Kuoreen tehopyynti auttoi muikun runsastumista.
- Kuha lisääntyi huomattavasti, mutta se selittyy pääosin lämpimien kesien suotuisilla olosuhteilla ja osin istutuksilla.
- Kuhan kasvu hidastui kuoreen vähentyessä ja pääravintokohteen vaihtuessa kiiskeksi.
- Kalojen kasvu oli nopeaa pääosin lämpimien kesien johdosta. Ahvenen kasvu nopeutui kannan harvetessa. Muikun ja kuoreen kasvu nopeutui kuorekannan harvetessa.
- Kuhalla ja myös isokokoisella ahvenella on merkitystä ulapan kalakantojen säätelijöinä.

Eläinplankton

- Eläinplankton lisääntyi hieman ylemmissä vesikerroksissa. Tilanne alkoi mahdollisesti palautua ennalleen hankkeen jälkeen

Sinilevät

- Sinileväkukintojen esiintyminen ja voimakkuus väheni mahdollisesti hieman hankkeen aikana. Kukintojen esiintymisen suuri vaihtelu vaikeuttaa johtopäätösten tekoa.

Veden laatu

- Fosforipitoisuus laski hankkeen aikana. Laskuun vaikuttivat kalastuksen lisäksi vähäsateiset vuodet ja vesiensuojelutoimenpiteet. Vaikutus jatkui hankkeen jälkeen
- Klorofyllipitoisuuksien kasvu pysähtyi ja pitoisuustaso vakiintui.
- Kalastus ei vaikuttanut typpipitoisuuksiin, veden väriin tai näkösyvyyteen

Rehevyystaso ja sisäinen kuormitus

- Klorofylli/fosfori-suhde laski alhaiselle tasolle kerroksen myönteisistä muutoksista ravintoketjussa. Vaikutus heikkeni hankkeen jälkeen
- Sisäinen kuormitus väheni, mutta vaikutus heikkeni hankkeen jälkeen

Kirjallisuus

- Aaltonen E-K, Aho, J., Kalliolinna M. & Vuorela M. 2002. Ähtävänjoen vesistön veden laatu ja kuormitus 1990-luvun lopulla. Pohjanmaan vesiensuojeluyhdistys ry, Ähtävänjokirahasto. Käsikirjoitus.
- Auvinen, H. 1994. Intra- and interspecific factors in the dynamics of vendace (*Coregonus albula* L.) populations. Finnish Fish. Res. 15: 49-58.
- Auvinen, H., Kolari, I., Pesonen, A. & Jurvelius, J. 2004. Mortality of 0+ vendace (*Coregonus albula*) caused by predation and trawling. Ann. Zool. Fennici 41: 339-350.
- Beier, U. 2001. Habitat distribution and size structure in freshwater fish communities: effects of vendace on interactions between perch and roach. J. Fish Biol. 59: 1437-1454.
- Belyanina, T.N. 1969. Synopsis of biological data on smelt *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) 1758. FAO Fisheries Synopsis No. 78: 1-80.
- Benndorf, J. 1987. Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration? Aquatic Sciences - Research Across Boundaries 49 (2): 237-248.
- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. Hydrobiol. 200/201: 187-204.
- Benndorf, J. 1995. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. Int. Rev. Ges. Hydrobiologia 80: 519-534.
- Benndorf, J. & Miersch, U. 1991. Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 24, 2482-2488.
- Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 1. effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. Hydrobiologia 342/343: 311-318.
- Bergman, E., Hamrin, S.F. & Romare, P. 1999. The effects of cyprinid reduction on the fish community. Hydrobiol. 404: 65-75.
- Borcherding, J., Maw, S.K. & Tauber, S. 2000. Growth of 0+ perch (*Perca fluviatilis*) predating on 0+ bream (*Abramis brama*). Ecol. Freshw. Fish 9: 236-241.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwitz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H. Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zoop. 24: 419-456.
- Brabrand, Å. 1995. Intra-cohort cannibalism among larval stages of perch (*Perca fluviatilis*). Ecol. Freshw. Fish 4: 70-76.
- Brabrand, Å. 2001. Piscivory in larval perch (*Perca fluviatilis*): mechanisms structuring larval roach (*Rutilus rutilus*) cohorts. Ecol. Freshw. Fish 10: 97-104.
- Buijse, A.D. & Houthuijzen, R.P. 1992. Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pike-perch (*Stizostedion lucioperca*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 894-902.
- Craig, J. F 1987. The biology of perch and related fish. Croom Helm London & Sydney, Timber Press Portland, Oregon. 333 p.
- Crowder, L.B. 1980. Alewife, rainbow smelt and native fishes in Lake Michigan: competition or predation? Env. Biol. Fish. Vol. 5, No. 3: 225-233.
- Dörner, H., Schultz, H., Mehner, T. & Benndorf, J. 2001. Interaction between prey availability and feeding behaviour of age-1 and age-2 perch (*Perca fluviatilis* L.) in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). Limnologica 31: 11-16.
- Dörner, H. & Wagner, A. 2003. Size-dependent predator-prey relationship between perch and their fish prey. J. Fish Biol. 62:1021-1032.

- Dörner, H., Wagner, A. & Benndorf, J. 1999. Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). *Hydrobiol.* 408/409: 39-46.
- Eloranta, A. 1975. Kalojen iänmääritys. Suomen kalastusyhdistys, nro 60.
- Evans, D.O. & Loftus, D.H. 1987. Colonization of inland lakes in the Great Lakes region by rainbow smelt, *Osmerus mordax*: their freshwater niche and effects on indigenous fishes. *Can. J. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2): 249-266.
- Frankiewicz, P., Daprowski, K. & Zalewski, M. 1996. Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age-0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejow Reservoir, Central Poland. *Ann. Zool. Fennici* 33: 321-327.
- Frie, R.V. & Spangler, G.R. 1985. Dynamics of rainbow smelt during and after exploitation in South Bay, Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114, s. 713-724.
- Frisk, T. 1978. Järvien fosforimallit. Vesihallituksen tiedotus nro 146. 114 s.
- George, D.G., Bell, V.A., Parker, J. & Moore, R.J. 2006. Using a 1-D mixing model to assess the potential impact of year-to-year changes in weather on the habitat of vendace (*Coregonus albula*) in Bassenthwaite Lake, Cumbria. *Freshw. Biol.* 51: 1407-1416.
- Granberg, K. & Bibiceanu, S. 1994. Ravinteiden kierto Pohjois-Päijänteessä, erityisesti Poronselällä. Jätevedenpuhdistamon ammoniumtyppikuorman vaikutus Poronselän happitilanteeseen. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Raportti 27 s.
- Haakana, H., Huuskonen, H. & Karjalainen, J. 2007. Predation of perch on vendace larvae: diet composition in an oligotrophic lake and digestion time of the larvae. *J. Fish. Biol.* 70: 1171-1184.
- Haakana, H., Huuskonen, H. & Viljanen, M. 2004. Ahti- Ahvenen tehokalastus isoilla järvillä: Saaliin jatkojalostus ja muikkukannan elvyttäminen. Joensuu. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen raportteja 9/2004. 47 s.
- 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., Bibiceanu, S., Granberg, K., Hynynen, J., Kaunismaa, P., Lappalainen, K-M., Meriläinen, J.J., Palomäki, A. & Salo, H. 1994. Pieksäjärven kunnostusmahdollisuudet. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Raportti 53 s.
- Hamley, J. M. 1975. Review of gillnet selectivity. *J. fish. res. board. Can.* 32:1944-1969.
- Hamrin, S.F. & Persson, L. 1986. Asymmetrical competition between age classes as a factor causing population oscillations in an obligate planktivorous fish species. *Oikos* 47: 223-232.
- Hanson, J.M. and W.C. Legget, 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39(2): 257-263.
- Harter, H.L. 1960. Tables of range and studentized range. *Ann. Math. Statist.* Vol 31, Number 4: 1122-1147.
- Heikinheimo, O. 2001. Effect of predation on the low density dynamics of vendace: significance of the functional response. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1909-1923.
- Helenius M., Jokikokko E. & Kärkkäinen J. 1989. Etelä-Konneveden Savonselän kalatiheyden arviointi kaikuluotaamalla 1989. Julkaisussa: kalabiologian peruskurssi 1989. Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. [Moniste.]
- Helminen, H., Hirvonen, A. & Sarvala, J. 1995. Pohjoismaiset ravintokunnostuskohteet. *Vesitalous* 3/1995, s. 21-23.
- Helminen, H. & Sarvala, J. 1994. Effects of predation on the low-density dynamics of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, southwest Finland. *Journal of fish biology* 45: 387-400.
- Helminen, H., Sarvala, J. & Karjalainen, J. 1997. Patterns in vendace recruitment in Lake Pyhäjärvi, south-west Finland. *J. Fish Biol.* 51 (Suppl. A): 303-316.

Horppila, J. 1998. Effects of mass removal and variable recruitment on nutrient excretion by a planktivorous roach stock. *J. Fish Biol.* 52: 951-961.

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* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high algal productivity and biomass in Lake Vesijärvi, Southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153-165.

Horppila, J. & Kairesalo, T. 1995. Tehokalastuksen suorat ja epäsuorat vaikutukset Vesijärven ekosysteemissä. *Vesitalous* 3/1995, s. 8-11.

Horppila, J., Malinen, T., Nyberg, K., Peltonen, H. & Ruuhijärvi, J. 1997. Kalakantojen pysyvyys viisivuotisen tehokalastuksen jälkeen. Maa- ja metsätalousministeriön yhteistutkimushanke 309972717. Loppuraportti. Helsingin yliopisto, limnologian ja ympäristönsuojelun laitos.

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.

Horppila, J., Nyberg, K., Peltonen, H. & Turunen, T. 1996. Effects of five years of intensive trawling on a previously unexploited smelt stock. *J. Fish Biol.* 49, s. 329-340.

Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. 2000. Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal of Fish Biology* 56/2000: 51-72.

Hrabik, T.R., Magnuson, J.J. & McLain, A.S. 1998. Predicting the effects of rainbow smelt on native fishes in small lakes: evidence from long-term research on two lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1364-1371.

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=15765lan=fi>

<http://www.rktil.fi/tilasto/ammattikalastus/indexsisavesi.html>

Hudd, R. 1985. Assessment of the smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) stock in the Northern Quark, Gulf of Bothnia. *Finnish Fish. Res.* 5: 55-68.

Huolila M. 1990. Muikun (*Coregonus albula*) kuolevuus ja saalisvarat Ylä-Keiteleellä vuosina 1987-1989. Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. Pro gradu tutkielma.

Huusko, A. & Sutela, T. 1998. Diel feeding periodicity in larvae of the vendace (*Coregonus albula* L.) and influence of food availability and environmental factors on food intake. *Ecol. Freshw. Fish* 7: 69-77.

Huusko, A., Vuorimies, O. & Sutela, T. 1996. Temperature- and light-mediated predation by perch on vendace larvae. *J. Fish. Biol.* 49: 441-457.

Hyvärinen, H. & Mustonen, S. 1988. Kuoreen kuttunousu Pielisjokeen vuosina 1974-1985. *Suomen kalastuslehti* 95 (6): 309-312.

Hyvärinen, P. & Huusko, A. 2006. Diet of brown trout in relation to variation in abundance and size of the pelagic fish prey. *J. Fish Biol.* 68: 87-98.

Hyytiäinen, U.-M. 2008. Hiidenveden hoito ja kunnostus 2005-2007. Uudenmaan ympäristökeskuksen raportteja 12/2008.

Ikonen, O. 2004. Kalastus elinkeinoksi Lappajärvesä – hanke (KOR). Loppuraportti. Alajärven, Lappajärven ja Vimpelin kalastusalue 21.01.2004.

Ikonen, O. ja Heikkilä, P. 2000. Tehopyynti tuotti tulosta Lappajärvellä ja Alajärvellä. *Suomen kalastuslehti* 107 (4):20-21.

Ivanova, M.N. 1980. On the Life Span of the Smelt, *Osmerus eperlanus*, of Lake Belye. *J. Ichthyol.* 20 (3): 91-98.

- Ivanova, M.N. 1982. The influence of Environmental Conditions on the Population Dynamics of Smelt, *Osmerus eperlanus* (Osmeridae). *J. Ichthyol.* 22 (6): 45-51.
- Ivanova, M.N. 1988. On the Duration of the Life Span of Smelt, *Osmerus eperlanus*. *J. Ichthyol.* 23: 115-118.
- Ivanova, M.N. & Polovkova, S.N. 1974. On changes in the nature of feeding and size-age composition of the Lake Beloye smelt population. *Inf. byul. No. 12, Moscow, Nauka Press: 51-54.*
- Ivanova, M.N. & Volodin, V.M. 1981. Variability in Rate of Sexual Maturation in Freshwater Populations of the Smelt, *Osmerus eperlanus*. *J. Ichthyol.* 21 (3): 28-37.
- Jaatinen, R., Vuorimies, O. & Auvinen, H. 1999: Ahven muikunpoikasten saalistajana Puruveden Harvanselällä. Riistan- ja Kalantutkimuslaitoksen kalatutkimuksia n:o 162, 44 s.
- Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. 2002. Chapter 14 "Lakes". In: M. Perrow & T. Davy (eds.): *Handbook of Restoration Ecology*, Vol. 2. Cambridge University Press. 297-324.
- Jurvelius J. & Sammalkorpi, I. 1986. Vesijärven Enonselän kalastosta. *Suomen kalastuslehti* 93:12-14.
- Järnefelt, H., Naulapää, A. & Tikkanen, T. 1963. Planktonopas. *Suomen Kalastusyhdistyksen opaskirjasia* 34: 1-133.
- Kahl, U. & Radke, R.J. 2006. Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecol. Freshw. Fish* 15: 48-56.
- Kairesalo, T., Laine, S., Malinen, T., Suoraniemi, M. & Keto, J. 1998. Life of Lake Vesijärvi. From successful biomanipulation to sustainable management. Lahti Markprint Oy. 92 p. ISBN 951-45-8249-7.1
- Kangur, A. 1998. Feeding of pikeperch. *Stizotiedion Lucioperca (L.) in lake Peipsi (Estonia)*. Institute of zoology and Botany. Võrtsjärv Limnological Station.
- Karjalainen, J., Auvinen, H., Helminen, H., Marjomäki, T.J., Niva, T., Sarvala, J. & Viljanen, M. 2000. Unpredictability of fish recruitment: interannual variation in young-of-the-year abundance. *J. Fish Biol.* 56: 837-857.
- Karjalainen, J., Lehtonen, H. & Turunen, T. 1996. Variation in the relative year-class strength of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in two Finnish lakes at different latitudes. *Ann. Zool. Fennici* 33: 437-442.
- Karjalainen, J., Turunen, T., Helminen, H., Sarvala, J. & Huuskonen, H. 1997. Food selection and consumption of 0+ smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) and vendace (*Coregonus albula* (L.)) in pelagial zone of Finnish lakes. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 49: 37-49.
- Karjalainen, J. & Viljanen, M. 1992. Size of vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*C. lavaretus*) larvae sampled with different types of gear. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39: 371-380.
- Karma, H. 1959. Lappajärven luonnontutkimusta, 2. osa, Lappajärven muikku ja kuore. Vaasa, 31 s.
- Karås, P. 1990. Seasonal changes in growth and standard metabolic rate of juvenile perch, *Perca fluviatilis* L. *J. Fish Biol.* 37: 913-920.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorous and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Publication of the Water Research Institute, National Board of Waters 34: 35-46.
- Keskinen, T., Marjomäki, T., Puustinen, J. & Teppo, A. 1997. Kuha kasvaa Päijänteellä nopeimmin rehevissä oloissa ja syö kuoretta. *Suomen kalastuslehti* 104 (8/1997): 34-37.
- Keskinen, T. & Marjomäki, T. 1997. Kuhatutkimukset Pohjois-Päijänteiden kalastusalueella. Pohjois-Päijänteiden kalastusalueen julkaisu.
- Keskinen T. & Tapaninen M. 1990. Ähtärinjärven ulappakalatiheys vuosina 1986, 1987 ja 1988. Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. [Moniste.]

- Ketchen, K.S. 1950. Stratified subsampling for determining age distributions. *Trans. Am. Fish. Soc.* 79: 205-212.
- 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. 2005. Vesijärvi II-projekti. Vuosiraportti 2005.
- Kirjasniemi, M. & Valtonen, T. 1997. Winter mortality of young-of-the-year pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Ecol. Freshw. Fish* 6: 155-160.
- Kivisalo, V. 1980. Lappajärven kalastosta sekä muutoksia aiheuttavista tekijöistä. Oulun yliopiston eläintieteellinen laitos, Oulu. Pro-gradu-tutkielma. 44 s.
- Kjellman, J., Lappalainen, J. & Urho, L. 2001. Influence of temperature on size and abundance dynamics of age-0 perch and pikeperch. *Fish. Res.* 53: 47-56.
- Kolari, I. & Vuorimies, O. 1999. Ravintotutkimukset. Teoksessa: Kalataloustarkkailu, periaatteet ja menetelmät. RKTL. 98-103 s.
- Kokkonen, M. & Teppo, A. 2003. Lappajärven vapaa-ajan kalastus vuonna 2001. Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä - hanke – tieteellinen seuranta 2. väliraportti (2002) Anssi Teppo (toim.). Länsi-Suomen ympäristökeskus. [Moniste.].
- 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 Fenn.* 18, p. 185-191.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row publishers, New York, 490 s.
- Kriksunov, E.A. & Shatunovskiy, M.I. 1979. Some Questions of Population Structure Variability in the Smelt, *Osmerus eperlanus*. *J. Ichthyol.* 19: 48-55.
- Krueger, D.M. & Hrabik, T.R. 2005. Food web alterations that promote native species: the recovery of cisco (*Coregonus artedii*) populations through management of native piscivores. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2177-2188.
- Kurkilahti, M. & Ruuhijärvi, J. 1996. Ryhtiä koeverkkoalastuksiin oikealla suunnittelulla. *Vesitalous* 2/1996: 22-25.
- Lappalainen, J., Dörner, H. & Wysujack K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)). A review. *Ecol. Freshw. Fish* 12: 95-106.
- Lappalainen, J., Erm, V. & Lehtonen, H. 1995. Pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), catch in relation to juvenile density and water temperature in Pärnu Bay, Estonia. *Fisheries Management and Ecology* 2: 113-120.
- Lappalainen, J. & Lehtonen, H. 1995. Year-class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay. *Ann. Zool. Fennici* 32: 411-419.
- Lappalainen, J. & Lehtonen, H. 1997. Temperature habitats for freshwater fishes in a warming climate. *Boreal Env. Res.* 2: 69-84.
- Lappalainen, J., Lehtonen, H. & Erm, V. 1997. Possible effects of climate warming on the timing of spawning, juvenile abundance and catches of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Boreal Env. Res.* 2: 85-91.
- Lappalainen, J., Malinen, T., Rahikainen, M., Vinni, M., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. & Salminen, M. 2005. Temperature dependent growth and yield of pikeperch, *Sander lucioperca*, in Finnish lakes. *Fisheries Management and Ecology* 12: 27-35.
- Lappalainen, J., Olin, M. & Vinni, M. 2006. Pikeperch cannibalism: effects of abundance, size and condition. *Ann. Zool. Fennici* 43: 35-44.
- Lappalainen, K.M. & Varis, O. 1987. Haja- ja sisäkuormitus - häiriköt järvelle, tutkimukselle ja hallinnolle. *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja* 22: 75-84.
- Lehtinen, E., Salojärvi, K., Simola, H., Hokki, R. & Pasanen, P. 1997. Tehokalastuksen vaikutukset kalojen ravintovaroihin, ravinnonkäyttöön ja vedenlaatuun Taivalkosken Kurtinjärvellä vuosina 1991-1994. Kala- ja riistaraportteja nro 81, RKTL, 33 s. + liitteet.

- Lehtonen, H. 2003. Iso kalakirja. WSOY, Helsinki.
- 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*. *Fisheries Management and Ecology* 13: 261-269.
- Loftus, D.H. & Hulsman, P.F. 1986. Predation on larval lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and lake herring (*C. artedii*) by adult rainbow smelt (*Osmerus mordax*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 812-818.
- Malve, O., Huttula, T., Lehtinen, K. & Krogerus, K. 1992. Ähtävänjoen vesistön rehevyytasoon vaikuttavat tekijät. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 419: 1-84.
- Mann, R. H. K. 1973. Observations on the age, growth, reproduction and food of the roach *Rutilus rutilus* (L.) in two rivers in southern England. *J. Fish Biol.* 5:707-736.
- Marjomäki, T. J. 2004. Analysis of the spawning stock-recruitment relationship of vendace (*Coregonus albula* (L.)) with evaluation of alternative models, additional variables, biases and errors. *Ecol. Freshw. Fish* 13, 46-60.
- Marjomäki, T.J., Auvinen, H., Helminen, H., Huusko, A., Sarvala, J., Valkeajärvi, P., Viljanen, M. & Karjalainen, J. 2004. Spatial synchrony in the inter-annual population variation of vendace (*Coregonus albula* L.) in Finnish lakes. *Ann. Zool. Fennici* 41: 225-240.
- Marjomäki, T. J., & Huolila, M. 1994. Puulaveden muikun (*Coregonus albula* (L.)) saalis, kannanvaihtelu, kokonaiskuolevuus ja kasvu vuosina 1984-1992. *Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja*, 68, 37-66.
- Marjomäki, T. J., & Kirjasniemi, J. 1995. Density dependent growth of vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Lake Puulavesi: a modelling analysis. *Adv. Limnol.* 46, 89-96.
- Marttila, V., Granholm, H., Laanikari, J., Yrjölä, T., Aalto, A., Heikinheimo, P., Honkatukia, J., Järvinen, H., Liski, J., Merivirta, R. & Paunio, M. 2005. Ilmastomuutoksen kansallinen sopeutumisstrategia. MMM:n julkaisuja 1/2005. 272 s.
- Mazumder, A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 390-400.
- Mehner, T., Schultz, H., Bauer, D., Herbst, R., Voigt, H. & Benndorf, J. 1996. Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey availability and temperature. *Ann. Zool. Fennici* 33: 353-361.
- Meijer, M.-L., van Nes, E. H., Lammens, E. H. R. R., Gulati, R. D., Grimm, M. P., Backx, J., Hollebeek, P., Blaauw, E. M. & Breukelaar, A. W. 1993. Fish stock reduction as a restoration measure in the large Lake Wolderwijd, The Netherlands. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25:615-616.
- Meriläinen, J. J., Hynynen, J., Teppo, A., Palomäki, A., Granberg, K. & Reinikainen, P. 2000. Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: a palaeolimnological diatom and chironomid analysis. *J. Paleolimnology* 24:p. 251-270.
- Mooij, W.M. & van Nes, E.H. 1998: Statistical analysis of the somatic growth rate of 0+ fish in relation to temperature under natural conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 451-458.
- Monastyrsky, G.N. 1926. K. Metodike opredeleniya rosta ryb po izmereniyam cheshui (Methods of determining fish growth from scale measurements). In *Sbornik statei po metodike opredeleniya vozrasta i rosta ryb*. Krasnoyarsk. (Ref. Bagenal & Tesch 1978)
- Monastyrsky, G.N. 1930. O Metodakh opredeleniya rosta ryb po cheshue ryb (Methods of determining the growth of fish in length by their scales. *Trudy nauch. ryb. Khozy.* 5: 5-44. (Ref. Bagenal & Tesch 1978)
- Naesje, T.F., Jonsson, B., Klyve, L. & Sandlund, O.T. 1987. Food and growth of age-0 smelts, *Osmerus eperlanus*, in a Norwegian fjord lake. *J. Fish. Biol.* 30: 119-126.

Naulapää, A. 1966. Eräiden Suomessa esiintyvien planktereiden tilavuuksien keskiarvoja. Vesiensuojelutoimisto, tiedonantoja 21.

Nellbring, S. 1989. The Ecology of Smelts (Genus *Osmerus*): A Literature Review. *Nordic J. Freshw. Res.* 65: 116-145.

Nissén, P., Koivurinta, M., Huovinen, T., Latvala, J., Saari, K. & Salomaa, M. 2000. Lappa- ja Evijärven säännöstelyyn liittyvä kalataloudellinen tarkkailu vuosina 1997-1998. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 135. 62 s.

Nissinen, T. & Vihervuori, A. 1977. Muikun mädin eloonjääminen Lappajärvessä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. [Moniste.] 24 s.

Northcote, T.G. & Hammar, J. 2006. Feeding ecology of *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus* in the limnetic waters of Lake Mälaren, Sweden. *Boreal Env. Res.* 11: 229-246.

Nyberg, P., Bergstrand, E., Degerman, E. & Enderlein, O. 2001. Recruitment of Pelagic Fish in an Unstable Climate: Studies in Sweden's Four Largest Lakes. *Ambio* 30 (8): 559-564.

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.* 60/2002: 593-612.

Palomäki, A. 2001. Sisäinen kuormitus Lappajärven fosforitaseessa. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 213. 20 s. + liitteet

Palomäki, A., Hynynen, J., Salo, H. & Veijola, H. 2001. Pieksäjärven ravintoketjukurkennostus vuosina 1993-2000. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus. Tutkimusraportti 88/2001.

Peltonen, H. & Ruuhijärvi, J. 1996. Kuhasta ei ole ravintoketjun kunnostajaksi. *Suomen kalastuslehti* 103 (7-8/1996):18-21.

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: 44-56.

Persson, A. & Hamrin, S.F. 1994. Effects of cyprinids on the release of phosphorus from lake sediment. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 104(5): 22-25.

Podushko, Yu.N. 1970. The Connection between the Biological Characteristics and the Population Dynamics of the Smelt [*Osmerus eperlanus dentex* (Steindachner)] Spawning in the Amur. *J. Ichthyol.* 10 (5): 602-609.

Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of Virtual Population Analysis using cohort analysis. *Res. Bull. Int. Comm. Northwest. Atl. Fish.* 9, s. 65-74.

Pope, J.G. & Shepherd, J.G. 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 42, s. 129-151.

Raitaniemi, J., Heikinheimo, O. & Miinalainen, M. 1995. Siika- ja järvitaimenistutusten tuloksellisuus ja ehdotus velvoitehoidon kehittämiseksi Lappajärvessä ja Evijärvessä. velvoiteistutusten vaikutusten tarkkailututkimuksen loppuraportti. Kala- ja riistaraportteja n:o 39. 74 s.

Raitaniemi, J., Malinen, T., Nyberg, K. & Rask, M. 1999. The growth of whitefish in relation to water quality and fish species composition. *J. Fish Biol.* 54: 741-756.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191.

Ruuhijärvi, J & Olin, M (toim.) 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – vuosiraportti 2001. Kala- ja riistaraportteja n:o 262. Helsinki.

- Ruuhijärvi, J., Salminen, M. & Nurmio, T. 1996. Releases of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) fingerlings in lakes with no established pikeperch stock. *Ann. Zool. Fennici* 33: 553-567.
- Ryding, S.-O. 1980. Monitoring of Inland Waters, OECD Eutrophication Programme, The Nordic Project. Nordforsk publication 1980/2, 207 pp.
- Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppi, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. & Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *The science of total environment* 310 (1-3): 47-59.
- Salo, H. 1991. Asikkalanselän kalasto- ja kalastotutkimukset. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. [Moniste.].
- Salo, H. 1991. Kangasalan Vesijärven kalastotutkimus. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. [Moniste.].
- Salo, H. 1997. Lievestuoreenjärven ulappa-alueen kalasto vuonna 1997. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti149/1997.
- Salo, H. 2003. Lappajärven kalasto - kaikuluotautus-tutkimus 2002. Tutkimusraportti 96/2003. Jyväskylän yliopisto, Ympäristötutkimuskeskus. 7 s. + liitteet.
- Salo, H. 2004. Lappajärven kalasto - kaikuluotautus-tutkimus 2003. Tutkimusraportti 91/2004. Jyväskylän yliopisto, Ympäristötutkimuskeskus. 7 s. + liitteet.
- Salo, H. 2007. Lappajärven ulappa-alueen kalatiheys vuonna 2006. Tutkimusraportteja 92/2007. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. 9 s. + liitteet.
- Salo, H. (toim.) 2008. Pohjois-Päijänteen ja Jyväsjärven kehittäminen – kalataloudellinen kunnostus. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus [Moniste].
- Salo, H. & Veijola, H. 1998. Pohjois-Päijänteen kalataloustarkkailu vuonna 1997. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 108/1998.
- Salo, H. & Sundell, P. 1999. Lehijärven ulappa-alueen kalasto vuonna 1998. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 3/1999.
- Salojärvi, K. 1992a. Suosituksia sisävesien siikais-tutuksista. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B, no. 14, 32 s.
- Salojärvi, K. 1992b. The role of contemporary processes in determining the yield from whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) stocking in inland waters in northern Finland. *Finnish Fisheries Research* 13: 1-30.
- Salojärvi, K. & Ekholm, P. 1990. Predicting the efficiency of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) stocking from pre-stocking catch statistics. Teoksessa: van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Hughes, R.H. (toim.), Management of freshwater fisheries, Proceedings of a Symposium Organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden, 31 may-3 june 1988, 112-126.
- Salojärvi, K., Partanen, H., Auvinen, H., Jurvelius, J., Jäntti-Huhtanen, N. & Rajakallio, R. 1985. Oulujärven kalataloudellinen kehittämissuunnitelma. Osa I. Nykytila. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 40.
- Sammalkorpi, I. & Horppila, J. 2005. Ravintoketjukurinostus. Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.), Järvien kunnostus, Ympäristöopas 114, Edita, Suomen ympäristökeskus, 169-189.
- Sammalkorpi, I., Keto, J., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Mäkelä, M., Vääriskoski, J. & Lammi, E. 1995. Vesijärviprojekti 1987-1994. Ravintoketjukurinostus, tutkimukset ja toimenpiteet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 218.
- Sarvala, J. & Helminen, H. 1996. Year-class fluctuations of perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Pyhäjärvi, Southwest Finland. *Ann. Zool. Fennici* 33: 389-396.

- Sarvala, J., Helminen, H. & Auvinen, H. 1998. Portrait of a flourishing freshwater fishery: Pyhäjärvi, a lake in SW-Finland. *Boreal Env. Res.* 3: 329-345.
- Sarvala, J., Helminen, H. & Hirvonen, A. 1994. The effects of intensive fishing on fish populations in Lake Pyhäjärvi, south-west Finland. Teoksessa: Cowx, I.G. (toim.), Rehabilitation of freshwater fisheries, Fishing News Books, s. 77-89.
- Sarvala, J., Helminen, H. & Hirvonen, A. 1995. Ravintoketjukurinon ekologiset perusteet. – *Vesitalous* 3/1995: 1-4.
- Sarvala, J., Helminen, H. & Karjalainen, J. 2000. Restoration of Finnish lakes using fish removal: changes in the chlorophyll-phosphorus relationship indicate multiple controlling mechanisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1473-1479.
- Sarvala, J. & Jumppanen, K. 1988. Nutrients and planktivorous fish as regulators of productivity in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Aqua Fennica* 18: 137-155.
- Sarvala, J., Rajasilta, M., Hangelin, C., Hirvonen, A., Kiiskilä, M. & Saarikari, V. 1988. Spring abundance, growth and food of 0+ vendace (*Coregonus albula* L.) and whitefish (*C. Lavaretus* L. s.l.) in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Finn. Fish. Res.* 9: 221-233.
- Savola, E-M ja Rautio L M 2003. Vesiensuojelua yhteistyöllä! – Lappajärvi life –projektin loppuraportti. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 300. 69 s. + liitteet.
- Sivil, M. 2000. Kalakantojen kehitys Lappajärvellä yksikkösaaliiden perusteella vuosina 1989 – 98. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen, Vaasa. [Moniste.] 60/2001. 11 s.
- Somppi, K. 1995. Hoitokalastusopas. Maa- ja metsätalousministeriö, kala- ja riistaosasto. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 12, 63 s.
- Spangler, G. R. & Collins, J. J. 1992. Lake Huron fish community structure based on gill-net catches corrected for selectivity and encounter probability. *N. Am. J. Fish. Mgt.* 12: 585-597.
- Sterligova, O.P. 1979. The Biology of the Smelt, *Osmerus eperlanus*, of Syamozero. *J. Ichthyol.* vol. 19., no. 5: 20-26.
- Sterligova, O.P., Keto, J. & Kaukoranta, M. 1992. Biologiya koryushki *Osmerus eperlanus* ozera Vesiyarvi (Finlyandiya). *Voprosy Ikhtologii* 32: 166-168.
- Strelnikova, A.P. & Ivanova, M.N. 1983. Feeding of Smelt, *Osmerus eperlanus* (Osmeridae), in Early Ontogenesis in the Rybinsk Reservoir. *J. Ichthyol.* 22 (3): 48-54.
- Sundell P. 1990. Pihtiputaan kalatutkimukset vuonna 1998. Jyväskylän yliopisto. Ympäristötutkimuskeskus. [Moniste.]
- Suomen ympäristökeskus 1999. Levähaitta vai kala-aitta? Kotijärvi kuntoon hoitokalastuksella. [Esite.] 16 s.
- Sutela, T. & Hyvärinen, P. 1998. Oulujoen vesistön kuhakantojen tila ja hoidon kehittämismahdollisuudet. Kala- ja riistaraportteja nro 113. RKTL.
- Sutela, T. & Hyvärinen, P. 2002. Diet and growth of stocked and wild 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Fisheries Management and Ecology* 9: 57-63.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 55: 144-171.
- Swingle, H. 1950. Relationship and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. *Alabama agr. exp. stat. bull.* 274: 1-74.
- Söndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. 1999. The internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 408/409: 145-152.
- Teppo, A. 2003. Rehevöitynyt järvi. Julk.: Rautio, L M (toim.): Lappajärvi – Yhteistyöllä vesistöt kuntoon! S. 30-38. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Ykkös-offset Oy Vaasa. ISBN: 952-11-1317-0.
- Teppo, A., Tuhkanen, J. & Aaltonen, E.-K. 2003. Vapaa-ajan kalastus Alajärven, Evijärven ja Lappajärven alueella vuonna 2002: Länsi-Suomen ympäristökeskus. [Moniste.] 101/2003.

- Teppo, A. & Aaltonen, E.-K. 2003. Lappajärven rehevöitymishistoria. Lappajärvi – Yhteistyöllä vesistöt kuntoon! S. 30-38. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Ykkös-offset Oy Vaasa. ISBN: 952-11-1317-0.
- Teppo, A., Tolonen, M., Korsu, K., Sivil, M., Koivurinta, M., Marjomäki, T., Koivisto, A.-M., Latvala, J. & Rautio L.-M. 2006. Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003. Suomen ympäristö 18/2006.
- Timola, O. 1978. Seasonal development in gonad weight, maturity and fecundity of the smelt, *Osmerus eperlanus eperlanus* (L.), in the northeastern Bothnian Bay. *Aquilo Ser. Zool.* 18: 49-53.
- Toivonen, J. 1970. Mallasveden kuhan kasvu ja kannan ikäryhmäkoostumus. *Suomen kalastuslehti* 4/1970.
- Tolonen, A., Lappalainen, J. & Pulliainen, E. 2003. Seasonal growth and year class strength variations of perch near the northern limits of its distribution range. *J. Fish Biol.* 63: 176-186.
- Tolonen, K. T., Karjalainen, J., Staff, S. & Leppä, M. 2000. Individual and population-level food consumption by cyprinids and percids in a mesotrophic lake. *Ecology of freshwater fish* 9/2000: 153-162.
- Tuhkanen, J. 2001. Jyväsjärven kalaston rakenne yleiskatsausverkkokalastuksen perusteella. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylä. Pro gradu –tutkielma. 48 s. + liitteet.
- Tuhkanen, J. 2003. Lappa- ja Evijärven säännöstelyyn liittyvä kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2001. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. [Moniste.] 102/2003. 32 s.
- Tuhkanen, J. 2003. Kuortaneenjärvi-hanke – Hoitokalastuksen seuranta vuosina 2001-2002. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. [Moniste.] 96/2003.
- Tuhkanen, J. 2004. Lappa- ja Evijärven säännöstelyyn liittyvä kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2002. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. [Moniste.] 106/2004. 17 s.
- Tuhkanen, J. 2005. Lappa- ja Evijärven säännöstelyyn liittyvä kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2003. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. [Moniste] 120/2005. 19 s. +liitteet.
- Tuhkanen, J. 2005. Kuortaneenjärven kalastoselvitykset - kalastustiedustelun ja hoitokalastuksen seurannan tuloksia vuosilta 2003–04. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 130/2005. Vaasa. 27 s. + liitteet.
- Tuhkanen, J. & Huovinen T. 2002. Lappa- ja Evijärven säännöstelyyn liittyvä kalataloudellinen tarkkailu vuosina 1999 ja 2000. Julk. Tuhkanen, J., Huovinen, T. & Teppo, A. 2002. Lappajärven kalasto ja kalastus 2000-luvun vaihteessa. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 210. s. 3-48.
- Tuhkanen, J. & Teppo, A. 2002. Lappajärven vapaa-ajankalastus vuonna 2000 ja kalasto 2000-luvun alussa. Julk. Tuhkanen, J., Huovinen, T. & Teppo, A. 2002. Lappajärven kalasto ja kalastus 2000-luvun vaihteessa. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 210. s. 49-68.
- Tuhkanen, J & Teppo, A. 2003. Kalasto ja saaliit. Lappajärvi – Yhteistyöllä vesistöt kuntoon! S. 30-38. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. Ykkös-offset Oy Vaasa. ISBN: 952-11-1317-0.
- Tureson, H., Persson, A. & Brönmark, C. 2002. Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. *Ecol. Freshw. Fish* 11: 223-233.
- Turunen, T. 1984. Kalojen ravinnosta ja kasvusta Suomujärvässä ja Onkamojärvässä (PK). Joensuun yliopisto. Karjalan tutkimuslaitoksen monisteita N:o 3 150 s.
- Turunen, T. & Karjalainen, A. 1992. Virtakutuisen kuorekannan (*Osmerus eperlanus* L.) lisääntymisbiologia. Teoksessa: Viljanen, M. & Ollikainen, S. (toim.), Saimaa-seminaari 1992, Tutkimus Saimaalla, Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 103, 315-325.

Turunen, T., Kurkilahti, M. & Suuronen, P. 1998. Gill-net catchability and selectivity of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.): seasonal effect of mesh size and twine diameter. Arch. hydrobiol. spec. issues advance. limnol. 50:429-437.

Tyler, A.V. & Calluggi, V.F. 1980. Dynamics of fished stocks. Teoksessa: Lackey, R.T. & Nielsen, L.A. (toim.), Fisheries Management. Oxford: Blackwell Scientific Publications. s. 111-147.

Valkeajärvi, P. & Marjomäki, T. J. 2004. Perch (*Perca fluviatilis*) as a factor in recruitment variations of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Konnevesi, Finland- Ann. Zool. Fennici 41: 329-338.

Valkeajärvi, P., Marjomäki, T. J., Helminen, H. & Koivuranta, M. 1997. Istutettu taimen muikkukannan säätelijänä. Riistan- ja kalantutkimus, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja nro 100.

Van Densen, W.L.T., Ligtoet, W. & Roozen, R.W.M. 1996. Intra-cohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. Ann. Zool. Fennici 33: 495-506.

Vehanen, T., Hyvärinen, P. & Huusko, A. 1998. Food consumption and prey orientation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in a large regulated lake. Journal of Applied Ichthyology 14:15-22.

Ventelä, A.-M., Tarvainen, M., Helminen, H. & Sarvala, J. 2007. Long-term management of Pyhäjärvi (southwest Finland): eutrophication, restoration - recovery? Lake and Reservoir Management 23: 428-438.

Vilhunen, J. 1987. Kuoreen lisääntymisbiologiasta sekä kuore- ja muikkukanta-arviot vuosina 1978-85 Etelä-Konnevedellä. Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos, Hydrobiologian ja limnologian osasto, Jyväskylä. Pro gradu-tutkielma. 126 s.

Viitasaari, S. 1989. Ähtävänjoen vesistön kuormitusselvityksiä – metsäojitus. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri. [Moniste.] 7 s.

Viljanen, M. 1988. Relations between egg and larval abundance, spawning stock and recruitment in vendace. Finnish Fisheries Research 9: 271-289.

Viljanen, M., Turunen, T. & Väisänen, P. 2004. Fluctuations in in year-class strength and growth of the vendace (*Coregonus albula* (L.)) in the small, mesohumic, oligotrophic Suomunjärvi, a lake in eastern Finland. Ann. Zool. Fennici 41: 241-248.

Vinni, M., Lappalainen, J., Malinen, T. & Peltonen, H. 2004. Seasonal bottlenecks in diet shifts and growth of smelt in a large eutrophic lake. J. Fish Biol. 64: 567-579.

Virtanen, K., Heikkinen, P., Hyvärinen, P. & Vehanen, T. 1996. Oulujärnessä kuha syö kuoretta ja taimen muikkua. Kalastuslehti 6: 20-21.

Vollenweider, R. A. & Dillon, P.J. 1974. The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research. NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality 42 pp.

Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris. 156 p.

Vuorimies, O. 1999. Ahvenen ravinto Puruvedessä. Riistan- ja Kalantutkimuslaitoksen kalantutkimuksia n:o 162, 44 s.

Wilkońska, H. 1988. The effect of heated-water discharge in the Konin lakes (Poland) on their ichthyofauna. Ekol. pol. 36: 145-163. ref. Lappalainen, J., Lehtonen, H. & Erm, V. 1997.

Willemsen, J. 1978. Influence of temperature on feeding, growth and mortality of pikeperch and perch. International Association of Theoretical and Applied Limnology 20: 2127-2133. Tolosen ym. (2003) viittaus.

Wysujack, K., Kasprzak, P., Laude, U. & Mehner, T. 2002. Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. Hydrobiol. 479: 169-180.

Liite 9-1. Lappajärven kaikuluotauslinjat.



Liite 10-1. Lappajärven eläinplankton vuosina 1999-2004 Keskimääräinen biomassa taksoneittain

Laskelmissa käytetty aineisto:

Vuosi	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Näytteenotokerrat	3	5	5	4	5	5
Syvyydet	0-2, 2-4 m	0-2, 2-4 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Taksoni	Biomassa mg/m ³					
Protozoa						
Epistylis rotans	3,786	3,771	0,333	0,305	0,028	0,786
Staurophrya elegans	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,000
Vorticella spp.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000
Yhteensä	3,786	3,771	0,333	0,305	0,045	0,786
Rotatoria						
Ascomorpha ecaudis	0,04	0,58	0,02	0,10	0,01	0,03
A. spp.	0,11	0,01	0,00	0,04	0,03	0,01
Asplanchna herricki	75,00	19,78	0,00	0,00	0,00	0,00
A. priodonta	16,50	46,47	19,94	5,87	15,92	37,48
Brachionus urceus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Collotheca spp.	0,01	0,06	0,00	0,00	0,01	0,07
Conochilus unicornis	7,21	12,89	8,92	2,40	56,95	40,02
C. spp.	0,14	1,02	0,36	0,00	0,37	4,37
Euchlanis spp.	0,64	2,34	0,21	0,23	0,00	0,00
Filinia longiseta f. limnetica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02
F. spp.	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Gastropus hyptopus	0,00	0,02	0,00	0,10	0,00	0,00
G. stylifer	0,06	0,66	0,00	0,03	0,02	0,00
Kellikottia bostoniensis	0,00	0,07	0,01	0,00	0,00	0,00
K. longispina	2,18	2,08	2,28	2,36	2,84	2,35
Keratella cochlearis	6,18	4,77	1,62	2,51	1,03	1,56
K. c. f. hispida	0,05	0,13	0,02	0,08	0,00	0,00
K. c. f. tecta	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
K. hiemalis	0,00	0,04	0,00	0,00	0,06	0,00
K. quadrata	0,06	0,17	0,08	0,00	0,02	0,01
Lepadella spp.	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Ploesoma hudsoni	0,00	0,13	0,00	0,00	0,97	0,00
Polyarthra dolichoptera	0,00	0,01	0,08	0,00	0,16	0,37
P. euryptera	3,14	9,64	7,30	2,67	0,00	4,56
P. major	4,90	16,28	3,00	0,48	2,25	5,81
P. remata	1,00	0,71	0,29	0,09	0,03	0,21
P. vulgaris	14,97	5,45	2,82	1,45	0,26	1,37
Rotatoria spp.	0,00	0,17	0,01	0,00	0,00	0,00
Synchaeta spp.	0,44	1,51	1,51	0,41	1,02	1,04
Trichocerca capucina	0,00	1,08	0,00	0,06	0,05	0,00
T. cylindrica	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
T. porcellus	1,63	2,78	7,72	1,91	0,02	1,13
T. pusilla	0,00	0,16	0,00	0,05	0,01	0,00
T. rousseleti	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Yhteensä	134,31	129,03	56,17	20,86	82,10	100,42

Vuosi	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Näytteenotokerrat	3	5	5	4	5	5
Syvyudet	0-2, 2-4 m	0-2, 2-4 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Taksoni	Biomassa mg/m ³					
Cladocera						
Alonella nana	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Bosmina longirostris	0,00	0,31	0,00	0,00	0,00	0,40
Chydorus shaericus	218,11	58,00	37,61	80,76	1,70	17,51
Daphnia cristata	438,71	669,06	115,92	220,76	516,87	179,67
D. galeata	131,43	25,53	12,52	84,27	5,28	0,00
D. hyalina	38,43	59,91	49,46	84,27	154,19	78,72
D. longispina	0,00	0,00	3,60	0,00	0,00	0,00
Diaphanosoma brachyurum	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eubosmina coregoni	54,32	30,40	7,20	54,53	62,49	28,51
E. longispina obtusirostris	4,86	6,77	13,77	1,68	5,82	19,40
E. mixta lilljeborgi	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	0,00
E. spp.	3,21	4,66	0,62	3,81	0,95	21,00
Holopedium gibberum	11,57	6,20	0,00	0,00	24,11	11,71
Leptodora kindtii	71,43	21,66	63,13	0,00	54,00	70,75
Limnosida frontosa	7,29	11,21	6,68	12,42	8,75	0,29
Sida crystallina	0,00	0,00	26,09	0,00	0,00	0,00
Cladocera embryot	6,14	10,65	1,05	8,08	14,94	4,22
Yhteensä	986,21	904,34	337,70	550,57	851,46	432,17
Copepoda						
Eudiaptomus gracilis	103,29	127,25	64,62	27,91	161,86	104,43
E. graciloides	17,14	16,20	0,00	6,10	12,76	0,00
E. spp.	47,68	59,32	26,59	94,82	91,39	51,89
Eurytemora lacustris	5,71	0,00	6,98	0,00	41,82	14,80
Hetercope appendiculata	0,00	0,00	11,27	1,03	12,82	1,36
Cyclops spp.	6,64	40,15	8,82	0,00	18,69	41,15
Mesocyclops leuckartii	96,43	64,58	68,32	46,97	31,87	26,02
Thermocyclops oithonoides	69,86	24,23	28,89	55,80	17,52	20,49
Cyclopoida	96,11	18,06	7,03	16,00	25,26	24,40
Yhteensä	442,86	349,77	222,51	248,62	413,99	284,55

Liite 10-2. Lappajärven eläinplankton vuosina 1999–2004 Taksonien frekvenssit

Laskelmissa käytetty aineisto:

Vuosi		1999	2000	2001	2002	2003	2004
Näytteenotokerrat		3	5	5	4	5	5
Syvyydet		0-2, 2-4 m	0-2, 2-4 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Taksoni	E/O						
Protozoa							
Epistylis rotans		0,67	0,70	0,40	0,50	0,20	0,60
Staurophrya elegans		0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
Vorticella spp.		0,00	0,10	0,00	0,00	0,20	0,00
Rotatoria							
Ascomorpha ecaudis		0,17	0,60	0,40	0,25	0,20	0,40
A. spp.		0,17	0,10	0,00	0,25	0,20	0,20
Asplanchna herricki	O	0,50	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
A. priodonta		0,67	0,60	0,80	0,50	0,20	0,80
Brachionus urceus	E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
Collotheca spp.		0,17	0,50	0,20	0,00	0,40	0,60
Conochilus unicornis		0,50	0,80	1,00	0,75	1,00	0,40
C. spp.		0,17	0,70	0,80	0,00	0,20	0,60
Euchlanis spp.		0,50	0,60	0,20	0,25	0,00	0,00
Filinia longisetata f. limnetica		0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,20
F. spp.		0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,20
Gastropus hyptopus		0,00	0,10	0,00	0,25	0,00	0,00
G. stylifer	O	0,33	0,60	0,00	0,75	0,40	0,00
Kellikottia bostoniensis		0,00	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00
K. longispina		1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00
Keratella cochlearis		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
K. c. f. hispida	E	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,00
K. c. f. tecta	E	0,17	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
K. hiemalis	E	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00
K. quadrata	E	0,17	0,30	0,20	0,00	0,20	0,20
Lepadella spp.		0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
Ploesoma hudsoni	O	0,00	0,10	0,00	0,00	0,20	0,00
Polyarthra dolichoptera		0,00	0,10	0,20	0,00	0,40	0,40
P. euryptera	E	0,50	0,40	0,20	1,00	0,00	0,60
P. major		0,50	0,80	0,60	0,75	0,60	0,90
P. remata		0,67	0,70	0,60	0,75	0,40	0,80
P. vulgaris		1,00	0,80	1,00	1,00	0,60	1,00
Rotatoria spp.		0,00	0,30	0,20	0,00	0,00	0,00
Synchaeta spp.		0,50	1,00	0,80	0,75	0,80	1,00
Trichocerca capucina	E	0,00	0,50	0,00	0,25	0,20	0,00
T. cylindrica		0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
T. porcellus	E	1,00	0,80	1,00	0,50	0,20	0,60
T. pusilla	E	0,00	0,40	0,00	0,50	0,20	0,00
T. rousseleti		0,17	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
Cladocera							
Alonella nana		0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00

Vuosi		1999	2000	2001	2002	2003	2004
Näytteenotokerrat		3	5	5	4	5	5
Syvyudet		0-2, 2-4 m	0-2, 2-4 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m	0-5 m
Taksoni	E/O						
<i>Bosmina longirostris</i>	E	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Chydorus sphaericus</i>	E	1,00	0,80	0,60	1,00	0,40	1,00
<i>Daphnia cristata</i>		1,00	0,80	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>D. galeata</i>		0,83	0,20	0,20	0,50	0,20	0,00
<i>D. hyalina</i>		0,50	0,30	0,60	0,25	0,80	1,00
<i>D. longispina</i>		0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eubosmina coregoni</i>		1,00	0,60	0,40	1,00	0,80	0,40
<i>E. longispina obtusirostris</i>		0,33	0,20	0,60	0,25	0,60	0,40
<i>E. mixta lilljeborgi</i>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
<i>E. spp.</i>		0,50	0,50	0,20	0,50	0,40	0,80
<i>Holopedium gibberum</i>	O	0,17	0,20	0,00	0,00	0,20	0,20
<i>Leptodora kindtii</i>		0,33	0,20	0,60	0,00	0,20	0,20
<i>Limnoscida frontosa</i>		0,33	0,40	0,20	1,00	0,80	0,20
<i>Sida crystallina</i>		0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
<i>Cladocera embryot</i>		0,83	0,90	0,60	1,00	1,00	0,60
Copepoda							
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		0,83	0,80	0,60	0,50	1,00	0,80
<i>E. graciloides</i>		0,33	0,20	0,00	0,25	0,40	0,00
<i>E. spp.</i>		1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Eurytemora lacustris</i>	O	0,17	0,00	0,60	0,00	0,60	0,40
<i>Heterocope appendiculata</i>	O	0,00	0,00	0,20	0,25	0,40	0,20
<i>Cyclops spp.</i>		0,33	0,60	0,40	0,00	0,20	0,60
<i>Mesocyclops leuckartii</i>		0,83	0,80	1,00	1,00	1,00	0,80
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		1,00	0,70	0,80	1,00	1,00	1,00
<i>Cyclopoida spp.</i>		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,80

Liite 12-1. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen vedenlaatuanalyysit mittausepävarmuuksineen ja määrittärajoi- neen v. 2006.

Määrittäys	Yksikkö	Lab. men. nro	Menetelmän periaate; viite	Akr. Ackr. *)	Mittaus-epäv. % **)	Määrittä- raja
Alkaliniteetti, Gran	mmol/l	V40	SFS-EN ISO 9963-1, 1996: kansallinen liite; VYH 1987	*)	10	0,02
Alumiini, kokonais-	µg/l	175	SFS 5736, 1982; spektrofotometrinen		10-20	10
Asiditeetti	mmol/l	50	SFS 3005, 1981	*)	7	0,02
COD-Mn	mg/l	220	SFS 3036, 1981	*)	9-20	0,5
COD-Mn, liukoinen	mg/l	220	SFS 3036, 1981	*)	14-25	0,5
Fosfori, fosfaatti-	µg/l	150	SFS 3025, 1986 (kumottu standardi)	*)	5-16	2
Fosfori, fosfaatti-, liukoinen	µg/l	150	SFS 3025, 1986 (kumottu standardi)	*)	20-25	2
Fosfori, kokonais-	µg/l	160	SFS 3026, 1986 (kumottu standardi)	*)	5-11	2
Fosfori, kokonais-, liukoinen	µg/l	160	SFS 3026, 1986 (kumottu standardi)	*)	20-25	2
Haihdutusjäännös	mg/l	100	SFS 3008, 1990			
Happipitoisuus ja kyllästys%	mg/l, %	210	SFS-EN 25813, 1993; SFS 3040 (kumottu)	*)	10	0,3 ja 3
Hiilidioksidi	mg/l	60	Standards Methods, 18th Ed. 1992; Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968			
Kiintoaine, GF/C-suodatin	mg/l	90	SFS-EN 872, 1996	*)	15-20	2
Kiintoaine, polykarb.suodatin	mg/l	90	SFS-EN 872, 1996	*)	15-20	2
Kloridi / vesi	mg/l	200	SFS-EN ISO 10304-1, 1995	*)	7	0,5
Klorofylli-a	µg/l	280	SFS 5772, 1993	*)	15-20	1
Kokonaiskovuus	mmol/l	190	SFS 3003, 1987	*)	8	0,05
Mangaani	µg/l	180	SFS 3033, 1976; spektrofotometrinen	*)	5-20	10
Mangaani, liukoinen	µg/l	180	SFS 3033, 1976; spektrofotometrinen	*)	10-25	10
pH		20	SFS 3021, 1979	*)	(+ 0,15-yks.)	
Rauta	µg/l	170	SFS 3028, spektrofotometrinen, 1976	*)	6-10	5
Rauta, liukoinen	µg/l	170	SFS 3028, spektrofotometrinen, 1976	*)	11-15	5
Saliniteetti	%	185	Sis., perustuu Mohrin menetelmään	*)	4	0,5
Sameus	FNU	80	SFS-EN ISO 7027, 1994	*)	10-15	0,3
Sulfaatti	mg/l	200	SFS-EN ISO 10304-1, 1995	*)	7	0,5
Sähkönjohtavuus	mS/m	10	SFS-EN 27888, 1994	*)	5	0,5
Typpi, kokonais-	µg/l	140	mod. SFS -EN ISO 11905-1, 1998	*)	10	50
Typpi, ammonium-	µg/l	110	SFS 3032, 1976	*)	8-20	(2-)5
Typpi, nitraatti+nitriitti-	µg/l	130	SFS-EN ISO 13395,1997	*)	6-20	(2-)5
Typpi, nitraatti-	µg/l	115	SFS-EN ISO 13395,1997	*)	6-20	(2-)5
Typpi, nitriitti-	µg/l	120	SFS 3029, 1976		8-20	2
Väri	mg Pt/l	70	SFS-EN ISO 7887, osa 4; 1995	*)	20-50	5
Väri, suodatettu	mg Pt/l	70	SFS-EN ISO 7887, osa 4; 1995	*)	20-50	5

Määrittäminen	Yksikkö	Lab. men. nro	Menetelmän periaate; viite	Akk. Ackr. *)	Mittaus-epäv. % **)	Määrittämisraja
Metallimääritykset AAS-tekniikalla:						
Alumiini	µg/l	410/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	25-30	9
Arseeni	µg/l	405/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	25-40	1
Elohopea	µg/l	490	AMA 254-analysointimenetelmä	*)	25-40	1
Kadmium	µg/l	415/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	15-30	0,05-0,15
Kalium	mg/l	305	liekki SFS 3017, 1982	*)	8-22	0,05
Kalsium	mg/l	310	liekki SFS 3018, 1982	*)	8-18	0,1
Kromi	µg/l	425/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	20-30	1
Kupari	µg/l	420/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	15-25	1-2
Lyijy	µg/l	430/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	10-30	1
Magnesium	mg/l	315	liekki SFS 3018, 1982	*)	8-18	0,05
Natrium	mg/l	300	liekki SFS 3017, 1982	*)	8-12	0,1
Nikkeli	µg/l	435/400	GFAAS, SFS 5074,1990/SFS-EN ISO 15586,2004	*)	15-30	1
Rauta	mg/l	330	liekki SFS 3047, 1980	*)	12-15	0,05
Sinkki	mg/l	320	liekki SFS 3047, 1980	*)	12-16	0,02

*) Menetelmä on akkreditoitu. Akkreditointipäätös Finas T184, 15.9.2006.

**) Mittausepävarmuus koskee tavanomaista vesistövetä. Lähellä määrittämisrajaa mittausepävarmuus on esitetty suurempi luku ja suurissa pitoisuuksissa pienempi luku

Akkreditoitujen näytteenottomenetelmät: Vesikemiallisten analyysien näytteenotto (LSU 700); Bakteerimääritysten näytteenotto (LSU 700); Planktonanalyysien näytteenotto, kasviplankton (LSU 740), eläinplankton (LSU 750); Kvalitatiivinen ja kvantitatiivinen pohjaeläin-näytteenotto (LSU 760); Näytteenotto pohjasedimenteistä (LSU 780). Menetelmät perustuvat pääosin julkaisuun Mäkelä, A & al. 1992: Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja Sarja B 10. Tarkemmin, ks. akkreditointipäätös <http://www.Finas.fi/Scopes/T184>

PRESENTATIONSBLAD

Publikationens serie och nummer Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbottens publikationer 3/2010				
Ansvarsområde Miljö och naturresurser				
Författare Anssi Teppo, Jaakko Tuhkanen, Mika Sivil, Teemu Huovinen och Arja Palomäki		Publiceringsdatum Oktober 2010		
		Utgivare Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten		
		Projektets finansiär/uppdragsgivare		
Publikationens titel Tehokalastuksen vaikutukset Lappajärvessä Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä-hankkeen vuosien 2001–2006 seurannan loppuraportti (Slutrapport för uppföljningen åren 2001–2006 i projektet effekterna av riktat fiske i Lappajärvi - fiske som näring i Lappajärvi)				
Sammandrag Den ekologiska statusen i Södra Österbottens största sjö Lappajärvi har blivit sämre och den klassificeras i dag som måttlig. Eutrofiering, siklöjans bortfall på 1990-talet och strukturomvandlingen i samhället har minskat antalet fiskare och fiskfångsterna. För att förbättra förutsättningarna för yrkesfiske genomfördes projektet "Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä" under åren 2001–2004. Projektets inverkan på fiskbeståndet och sjöns ekosystem följdes upp åren 2001–2006. Den totala fångsten var 1655 ton (ca 29 kg/ha/år) åren 2001–2004. Trots att fångstmålet (2100 tn) inte uppnåddes helt, hade projektet många positiva, om än delvis obetydliga eller osäkra, effekter på sjöns status och fiskbestånd. I slutet av projektet ökade fiskarnas enhetsfångster framförallt i fråga om gös och storväxta abborrar. Under de sista åren var utvecklingen av enhetsfångsterna delvis motstridig. Fiskbestånd av lägre värde mitt ut i sjön, i synnerhet norsbeståndet, minskade uppenbart. Siklöjan blev återigen rikligare och höll sig kvar på riklig nivå. Gösens och den storväxta abborrens förökning förklaras huvudsakligen av de varma somrarna och de lyckade utplanteringarna av gös. Rovfisk, i synnerhet gös, kan å ena sidan reglera de planktivore bestånden mitt i sjön och å andra sidan hindra mört från att sprida sig dit. När det riktade fisket avslutades började man se tecken på att fiskbestånden återställde sig till utgångsläget. I strandzonen var effekterna av projektet mycket mindre än längre ut i sjön. Djurplankton ökade en aning i de övre vattenskiikten, men situationen började återställa sig efter att projektet upphörde. De blågröna alblomningarna såg ut att ha minskat under projektets förlopp, men blomningarna varierade kraftigt, vilket försvårade bedömningen. Det riktade fisket och effektivare vattenskydd minskade fosforhalterna, men även de regnfattiga åren hade reducerande effekt. Halterna sjönk ytterligare efter projektet. Den stigande trenden i fråga om klorofyllhalterna, som var rådande före projektet, avstannade och halterna stabiliserade sig. Det riktade fisket minskade klorofyll/fosforförhållandet och minskade den interna belastningen, men effekten blev sämre när projektet var slut. Fisket hade ingen inverkan på kvävehalterna, vattnets färg eller siktdjup. Riktat fiske kan förbättra status i Lappajärvi, men det måste vara fortgående. Ett fångstmål på ca 20-30 kg/ha per år kan räcka, men samtidigt måste minskningen av den externa belastningen fortsätta. Fisket bör rikta sig utöver till värdefisk även till fiskarter av lägre värde samtidigt som en förstärkning av rovfiskbestånden stöds.				
Nyckelord riktat fiske, biomanipulering, istandsättning av näringskedjor, fiskbestånd, djurplankton, intern belastning, vattenkvalitet				
ISBN (tryckt)	ISBN (PDF)	ISSN-L	ISSN (tryckt)	ISSN (webbpublikation)
	978-952-257-144-1	1798-9221		1796-923X
Sidantal 125		Språk Finsk		Pris (inneh. moms 8%)
Beställningar/distribution Publikationen finns endast på webben: www.ely-centralen.fi/Sodraosterbotten/publikationer				
Förläggare Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten				
Tryckeri, ort och tidpunkt				

DOCUMENTATION PAGE

Publication series and numbers Centre for Economic Development, Transport and the Environment for South Ostrobothnia, Publications xxx/2010				
Area(s) of responsibility Environment and Natural Resources				
Author(s) Anssi Teppo, Jaakko Tuhkanen, Mika Sivil, Teemu Huovinen and Arja Palomäki		Date October 2010		
		Publisher Centre for Economic Development, Transport and the Environment for South Ostrobothnia		
		Financier/commissioner		
Title of publication Tehokalastuksen vaikutukset Lappajärvessä Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä-hankkeen vuosien 2001–2006 seurannan loppuraportti (Final report from monitoring 2001-2006 in the project for mass removal of fish i Lake Lappajärvi – fishery as source of livelihood in Lappajärvi)				
Abstract The ecological status of Lake Lappajärvi (South Ostrobothnia, Western Finland) has decreased and is now classified as moderate. Eutrophication, declined vendace (<i>Coregonus albula</i>) stock in 1990's and socio-economical changes have decreased the amount of fishermen and catch. In aim to improve the ecological status of the lake and to increase commercial fishing, a project "Kalastus elinkeinoksi Lappajärvellä" was carried out in 2001–2004. The impacts of the project were monitored during 2001–2006. Total catch was 1655 tons (appr. 29 kg/ha/yr). Even if target (2100 tons) was not reached, the project had plenty of positive, even if sometimes weak or dubious, effects on fish populations and the ecological status of the lake. CPUE of pikeperch (<i>Zander lucioperca</i>) and big-sized perch (<i>Perca fluviatilis</i>) increased first in fishermen's catch. Later in the project, the changes of CPUE were more contradictory. Pelagic coarse fish populations, especially smelt (<i>Osmerus eperlanus</i>) declined clearly. The vendace population, instead, increased and stayed abundant. The increase of pikeperch and big-sized perch populations, were explained mainly by warm summers and in the case of pikeperch, by successful introductions. Predators, especially pikeperch, are able to control the stocks of plankton-feeders in the pelagial of the L. Lappajärvi and on the other hand, can prevent the migration of roach to the pelagial. After the project, there were indications about the return of the populations to their starting-point. In the littoral zone of the lake, the impacts of the project were much slender. Zooplankton densities increased slightly in surface waters, but after the project, densities started to decline again. The blooms of blue-green algae seemed to decrease during the project, but great fluctuations of the blooms made assessing difficult. Biomanipulation and decreasing of nutrient load from catchment diminished P concentration in the lake, helped by dry years with less runoff. The declining of P concentration continued also after the project. The ascending trend of chlorophyll-a, prevailing before the project, stopped and the concentration stabilized. Chl-a/P relationship as well as the internal nutrient load was decreased by the project. N concentration, color of the water or transparency of the lake were not impacted. The ecological status of the L. Lappajärvi can be improved by biomanipulation, but the fishing must be continuous. Target catch could be around 20-30 kg/ha/yr, but at the same time, the decreasing of external nutrient load is necessary. Fishing effort should concentrate both on commercially valuable and less-valuable fish species. At the same time, the populations of predator species should be reinforced.				
Keywords mass removal of fish, biomanipulation, restoration of food chain, fish fauna, zooplankton, internal nutrient load, water quality				
ISBN (print)	ISBN (PDF)	ISSN-L	ISSN (print)	ISSN (online)
	978-952-257-144-1	1798-9221		1796-923X
Number of pages		Language		Price (incl. tax 8 %)
125		Finnish		
For sale at/distributor Publication is only available in internet: www.ely-keskus.fi/etela-pohjanmaa/julkaisut				
Financier of publication Centre for Economic Development, Transport and the Environment for South Ostrobothnia				
Printing place and date				

Etelä-Pohjanmaan elinkeino-,
liikenne- ja ympäristökeskus
Koulukatu 19, PL 262
65101 Vaasa
puh. 020 636 0030
www.ely-keskus.fi/etela-pohjanmaa

ISSN-L 1798-9221
ISSN 1796-923X (verkkójulkaisu)
ISBN 978-952-257-144-1 (verkkójulkaisu)