

Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja n:o 24

Turku 2005



Littoistenjärven ekologisen tilan kehitys ja hoitovaihtoehdot

Jouko Sarvala

Julkaisija: Turun yliopiston biologian laitos
20014 Turun yliopisto

Sarjan toimittaja: Jouko Sarvala

Turku

ISSN

0357-5373

Sisällys

Littoistenjärven ekologisen tilan kehitys ja hoitovaihtoehdot	4
0 Ydin: Ongelmat ja ratkaisuvaihtoehdot	4
1 Laaja tiivistelmä	5
Littoistenjärven tilan kehitys viime vuosina	5
Littoistenjärven ekologinen tila suhteessa EU:n vesipuitedirektiiviin	7
Littoistenjärven hoitovaihtoehdot	9
2 Johdanto	13
3 Littoistenjärven perustiedot	14
4 Littoistenjärven tilan pitkäaikaismuutokset	17
4.1 Veden fysikaalinen ja kemiallinen laatu	17
4.1.1 Johdanto	17
4.1.2 Aineisto ja menetelmät	17
4.1.3 Veden laadun muutokset	18
4.2 Biologiset muuttajat	25
4.2.1 Johdanto	25
4.2.2 Aineisto ja menetelmät	25
4.2.3 Kasviplankton	26
4.2.4 Uposkasvit	31
4.2.5 Eläinplankton	33
4.2.6 Pohjaeläimet	38
4.2.7 Kalasto	39
5 Littoistenjärven ekologinen tila suhteessa EU:n vesipuitedirektiiviin	41
6. Littoistenjärven hoitovaihtoehdot	44
6.1 Johdanto	44
6.2 Kunnostusvaihtoehdot	44
6.2.1 Ulkoisen kuormituksen vähentäminen	45
6.2.2 Pinnankorkeuden säännöstely	45
6.2.3 Talvinen ilmasto	45
6.2.4 Sisäisen kuormituksen vähentäminen sedimentin ruoppauksella	46
6.2.5 Sisäisen kuormituksen esto kemiallisella saostuksella	47
6.2.6 Kasvillisuuden poisto	48
6.2.7 Kalaston muuttaminen	49
6.3 Lopuksi	50
7. Kirjallisuus	50
Kiitokset	54

Valokuvat: Jouko Sarvala (takakannen kasviplanktonkuvat Kristiina Vuorio)

Littoistenjärven ekologisen tilan kehitys ja hoitovaihtoehdot

Jouko Sarvala

0 Ydin: Ongelmat ja ratkaisuvaihtoehdot

Littoistenjärven pääongelma 1980- ja 1990-luvulla oli uposkasvien, etenkin vesiruton ja karvalehden, liiallinen kasvu. Siitä seurannut veden pH:n nousu aiheutti fosforin liukenemista pohjasta ja syanobakteerikukintoja. Tiheät kasvustot haittasivat virkistyskäyttöä myös suoraan. Lisäksi uposkasvien kannanromahdusten yhteydessä ilmeni kasviplanktonin massaesiintymiä. Uposkasvien määrä on 2000-luvulla pysynyt kohtuullisena, mutta ongelmaksi ovat tulleet keski- ja loppukesän hellekausina ilmaantuvat syanobakteerimassat. Kolmas ongelma on talvisin mahdollinen happivaje jään alla, jonka seurauksena sedimentin kunto heikkenee, veden ravinnetaso nousee ja kasviplankton lisääntyy seuraavana kesänä.

Näiden ongelmien poistamiseen tai lievittämiseen on maailmalla käytössä lukuisia menetelmiä, mm. ulkoisen kuormituksen vähentäminen, pinnankorkeuden säännöstely, talvinen ilmastus, pohjan ruoppaukset, ravinteiden kemiallinen saostus, kasvillisuuden poisto tai kalaston muuttaminen. Tässä raportissa tarkastellaan monivuotisen tutkimustiedon perusteella eri menetelmien soveltuvuutta Littoistenjärven kunnostukseen.

Ulkoisen kuormituksen pienentäminen on rehevöitymisen torjunnassa keskeisimpiä keinoja, mutta Littoistenjärvessä siihen on vain vähän tarvetta eikä mahdollisuuksiakaan juuri ole. Järven vedenkorkeuden rajat määrittelee voimassa oleva säännöstelylupa. Uposkasvillisuuden rajoittamiseksi vedenkorkeus tulisi mieluiten pitää lähellä säännöstelyn ylärajaa. Tällöin kuitenkin tulvariski kasvaa. Littoistenjärveä on ilmastettu talvisin vuodesta 1987 lähtien, ja ilmastus on ilmeisesti jatkossakin välttämätöntä, jotta järven sisäinen ravinnekuormitus saadaan pysymään kurissa. Tavoitteena on kuitenkin vain täydellisen happikadon estäminen, koska uposkasvien torjunnan kannalta on eduksi, että järven syvimmissä osassa on happivajetta ainakin useimpina talvina. Nykyisin käytössä oleva ilmastusjärjestelmä näyttää riittävältä ja on tarvittaessa helposti täydennettävissä. Ruoppaus ei Littoistenjärven tapauksessa ole realistinen vaihtoehto järven tilan kohentamiseen. Saavutettava hyöty olisi kyseenalainen, vaikka kustannukset olisivat hyvin korkeat. Liian fosforin kemiallinen saostus alumiinikloridilla vaikuttaa lupaavalta keinolta ja olisi ilmeisesti Littoistenjärvessäkin toteuttamiskelpoinen vaihtoehto. Uposkasveja kannattaa poistaa vain paikallisesti esimerkiksi uimarantojen edustalta. Koska pienet särkikalat ovat viime vuosina runsastuneet Littoistenjärvessä, veden laatua voitaisiin parantaa kaloja poistamalla. Tehokas poistokalastus on kuitenkin Littoistenjärven tapaisessa matalassa järvessä teknisesti vaikeaa.

Littoistenjärven ongelmien torjuntaan ei siten ole täysin varmoja keinoja. Realistinen, ehkä jopa ”hoidon” ykkösvaihtoehto, on antaa järven elää rauhassa omaa elämäänsä, lukuun ottamatta säännöstelyä ja ilmastusta. Pitämällä allas mahdollisimman täynnä vettä ja jatkamalla nykyisen kaltaista ilmastusta kyetään todennäköisesti hillitsemään sekä vesiruton että karvalehden liiallista kasvua ja estämään talviset happikadot. Pysyvimmät tulokset ympäristönhoidossa saavutetaan noudattamalla mahdollisimman luonnollisia mekanismeja. Ulkoista kuormitusta kannattaa silti yhä pyrkiä suitsimaan, koska se on varmasti pitkällä tähtäyksellä hyödyksi. Hellekausien syanobakteerikukintojen ehkäiseminen voisi onnistua saostamalla fosforia alumiinikloridilla.

1 Laaja tiivistelmä

Littoistenjärven tilan kehitys viime vuosina

Kaarinan ja Liedon rajalla sijaitseva 150 ha:n suuruinen Littoistenjärvi on vähäjärvisessä Lounais-Suomessa merkittävä virkistyskohde, ja 1970-luvun alusta vuoden 1998 loppuun saakka se oli myös tärkeä raakavesilähde. Littoistenjärven tilassa on tapahtunut viime vuosina huomattavia heilahduksia ja siksi järven kehityksestä on kannettu huolta sekä lähiympäristössä että Kaarinan kaupungissa ja Liedon kunnassa. Järvelle on toivottu laadittavaksi pitkän tähtäyksen hoitosuunnitelmaa. Tämä raportti pyrkii vastaamaan tähän tarpeeseen. Raportissa selostetaan aluksi Littoistenjärven ekologisen tilan kehitystä olemassa olevan tutkimusaineiston pohjalta, toiseksi tarkastellaan Littoistenjärven tilaa EU:n vesipuitedirektiivin kannalta, ja lopuksi arvioidaan mahdollisia vaihtoehtoja hyvän tilan turvaamiseksi tulevaisuudessa.

Littoistenjärvestä on monipuolista tietoa jo 1900-luvun alusta (Wahlberg 1913), ja vuonna 1983 tehtiin Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistyksen aloitteesta laaja ekosysteemikatsaus (Rautanen ym. 1985). Hajanaisia tietoja vesikemiasta ja kasvillisuudesta on 1960-luvulta alkaen, ja vedenoton yhteydessä kertyi säännöllistä aineistoa veden laadusta 1970-luvun alusta lähtien. Vesiruton massaesiintymistä Littoistenjärven virkistyskäytölle ja veden raakavesikäytölle koituneiden ongelmien vuoksi Turun yliopiston biologian laitoksen tutkijat ovat seuranneet järven kasvillisuutta ja limnologista tilaa kesästä 1986 lähtien. Talvista veden laatua tarkkailtiin muutaman kerran 1980-luvulla, mutta säännöllinen talviseuranta tuli ohjelmaan talvesta 1999 lähtien. Nämä tutkimukset on tehty vuosina 1986-1989 ja 1991-1998 Littoistenjärven säännöstely-yhtiön ja 1993-2004 Kaarinan kaupungin ja Liedon kunnan myöntämien määrärahojen turvin. Vedenoton päätyttyäkin seuranta on jatkettu, koska Littoistenjärvi on hyvin tärkeä virkistyskäyttökohde. Vuodesta 1992 lähtien tutkimussuunnitelma on hyväksytty vuosittain Kaarinan kaupunginjohtajan asettamassa Littoistenjärvi-työryhmässä, jossa on kuntien, säännöstely-yhtiön, paikallisten asukkaiden, Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ja Turun yliopiston edustajat. Seurannan tulokset vuoteen 1993 saakka on julkaistu kirjana (Sarvala & Perttula 1994). Vuoden 1994 seurantatiedoista on olemassa vain julkaisemattomat tutkimusraportit, mutta vuodesta 1995 alkaen tuloksista on julkaistu yhteenvedot Turun yliopiston biologian laitoksen julkaisusarjassa (toistaiseksi vuoteen 2001 saakka: Sarvala 1996, 1997, 1998, 2000, Sarvala ym. 2002).

Käytettävissä olevien tietojen mukaan Littoistenjärven tila ei ollut 1980-luvulle tultaessa mainittavasti muuttunut 1900-luvun alkuvuosista (Sarvala 1985). Järvi oli planktonlajiston perusteella rehevä jo 1900-luvun alussa, syanobakteerien (=sinilevien) massaesiintymät ja pienimuotoiset kalakuolemat olivat tavallisia (Wahlberg 1913). Nopeat muutokset alkoivat kuitenkin 1980-luvun puolivälissä, mistä lähtien järven veden laatu ja koko ekosysteemin tila on heilahdellut vesiruton kannanvaihtelun tahdissa kirkasvetisen, uposkasvivaltaisen ja samean, planktonlevien vallitseman vaiheen välillä.

Uposlehtinen tulokaskasvi vesirutto (*Elodea canadensis*) mainitaan Littoistenjärvestä jo 1960-luvulta (Laine 1985), mutta 1980-luvun puolivälin tienoilla se runsastui nopeasti ja lähes täytti koko järven kesällä 1986. Ankaran talven 1987 aikana suuri osa vesiruttokasvustoista tuhoutui. Happi pääsi kevättalvella loppumaan järven syvimmistä osista ja pohjasta veteen liuenneet sekä keväällä hajoavista kasveista vapautuvat ravinteet nostivat veden fosforitason korkeaksi kesän 1987 alussa ja vesi oli sameaa. Koska hapettomuus haittasi vedenottoa, järven ilmastus aloitettiin jo viimeisiltä kevätyäiltä 1987 asennetulla laitteistolla, ja saman vuoden syksyllä asennettiin toinenkin ilmastusjärjestelmä. Liit ravinteet laskeutuivat pohjaan talven aikana, ja seuraavana vuonna veden laatu oli hyvä. Vesirutto oli vuonna 1988 hyvin vähissä, mutta uusi runsastuminen alkoi jo 1989, ja kesällä 1991 järvi oli taas täynnä vesiruttoa. Talvi 1991-1992 oli leuto ja jääpeite verraten lyhytaikainen. Nyt vesiruttokasvustot alkoivat kuolla vasta keväällä 1992, ja seurauksena olivat taas korkeat ravinnetasot ja planktonlevien massaesiintymät, joissa alkukesästä vallitsivat syanobakteerit. Syksyä kohti planktonlevästä väheni, ja vuosina 1993-1997 kasviplanktonin biomassa oli vain lievästi rehevöityneiden järvien tasolla lukuun ottamatta keskikesän syanobakteerihuippua vuonna 1997. Näinä kesinä fosforitaso oli alempi kuin koskaan aikaisemmin seurannan aikana.

Touko-kesäkuussa 1992 rannoille ajautunutta vesiruttoa rahdattiin kaatopaikalle 510 tonnia. Vesiruttoa oli järvestä seuraavina vuosina vain vähän, mutta toinen haittakasvi, karvalehti (*Ceratophyllum demersum*) alkoi runsastua keskialueella vuodesta 1994 alkaen ja jokseenkin täytti kahta metriä syvemmän alueen vuonna 1996. Tämän jälkeen vesirutto, joka aluksi oli runsastunut vain matalilla alueilla, syrjäytti karvalehden myös järven keskiosista. Fosforitaso ja kasviplanktonin määrä nousivat. Vesiruton kehittymässä ollutta kolmatta massaesiintymää yritettiin torjua poistamalla uposkasveja järvestä mekaanisesti syksyllä 1996 ja 1997 yhteensä 306 ja 360 tonnia, ja kesällä 1998 poistettiin vielä 700 tonnia. Poistoista huolimatta järvestä oli Littoisten vesilaitoksen toiminnan päättyessä joulukuussa 1998 vesiruttoa enemmän kuin koskaan aikaisemmin.

Järven ilmastusta oli jatkettu vuodesta 1987 alkaen jokseenkin yhtäjaksoisesti niin kauan kuin vesilaitos oli käytössä, ja talvisia happiongelmiä ei ollut. Vuonna 1998 heti keväästä kohonneet fosforipitoisuudet kuitenkin viittaavat siihen että happivajausta oli talvella 1997-1998. Syksyllä 1998 molemmat laitteet sitten rikkoutuivat, ja vaikka toinen laitteista saatiin vielä kuntoon, toiminnassa oli aluksi häiriöitä. Ilmastuskatkosten vuoksi järveen pääsi kevättalvella 1999 kehittymään lähes täydellinen happikato. Seuraukset olivat kuitenkin pääosin myönteisiä. Suurin osa ulappa-alueen uposkasveista kuoli talven aikana, mutta valtaosa kalastosta selvisi hapen puutteesta. Hapettomuudesta johtunut fosforitason huippu keväällä 1999 jäi ohimeneväksi, ja syksyllä 1999 ravinteisuus oli jo vedenlaadultaan parhaiden 1990-luvun vuosien veroinen. Kesällä 1999 ei myöskään ollut mainittavia syanobakteeriesiintymiä, ja viherlevien vallitseman kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli varsin kohtuullinen. Kolmena seuraavana kesänä veden laatu oli perustasoltaan kohtuullinen tai hyvä, mutta poikkeuksellisen lämpimien sääjaksojen aikana kehittyi osin erittäin voimakkaita syanobakteeriesiintymiä vuosina 2001-2002. Talven 2002-2003 jääpeitteinen kausi oli harvinaisen pitkä, ja kun täysinpalvellut ilmastuslaitteisto oli korvattu virtauskehittimellä, happi oli vähällä loppua jälleen koko järvestä. Täydellinen happikato onnistuttiin torjumaan ilmastusta täydentämällä, mutta pohjan pinta saattoi jo mennä pelkistäväksi. Mahdollisesti tämän seurauksena veden ravinteisuus oli kesällä 2003 jonkin verran koholla, ja kun heinäkuu oli helteinen, syanobakteerien massaesiintymiltä ei välttytty. Myös kesällä 2004 syanobakteerien biomassa oli lyhyen aikaa korkea. Vesiruton ja karvalehden kokonaismäärät järvestä ovat pysyneet alhaisina 2000-luvun vuosina.

Uposkasvien jaksottainen runsaudenvaihtelu on heijastunut lähes kaikkiin Littoistenjärven ekosysteemin ominaisuuksiin. Uposkasvien yhteyttämistoiminta nostaa veden pH-arvoja voimakkaasti. Myös syanobakteerien massaesiintymät kohottavat pH:ta, mutta niistä aiheutuvat pH-huiput ovat lyhytaikaisia, kun taas uposkasvien runsastuessa pH tyypillisesti kohoaa melko tasaisesti loppukesää kohti, ja taso kohoaa syklin nousuvaiheessa vuodesta toiseen. Elokuun pH seuraa hyvin uposkasvien kannanvaihtelua. Veden aamuiset pH-lukemat kirjattiin vesilaitoksella vuodesta 1971 lähtien, ja aikasarjassa nähdään toisinaan syanobakteerikukintojen aiheuttamia huippuja, mutta uposkasvillisuuden runsastumista ilmentävää pitkäaikaisempaa nousua havaitaan ensi kerran 1985. Vuosien 1991 ja 1998 uposkasvihuippujen kehitys näkyy hyvin edeltävien vuosien pH-käyrien nousussa. Vesiruton romahdusvuosien 1987, 1992 ja 1999 planktonlevämaksimit näkyvät terävinä pH-huippuina, samoin vuosien 2001-2004 syanobakteerien massaesiintymät.

Littoistenjärven veden kesäinen kokonaisfosforipitoisuus oli 1970- ja 1980-luvuilla ennen vuotta 1987 verrattain korkea, 40-60 mg m⁻³, eli rehevien järvien tasolla. Talviarvot olivat hiukan alhaisempia; matalille järville on tyypillistä, että veden fosforitaso nousee kesällä selvästi korkeammaksi kuin talvisin, jolloin ylimääräiset ravinteet pääsevät vajoamaan pohjaan. Fosforitaso nousi selvästi jokaisen vesirutoromahduksen yhteydessä, mutta palautui nopeasti entiselleen. Pitkällä aikavälillä Littoistenjärven fosforipitoisuudessa ei näytä olevan mitään selkeää muutossuuntaa, mikä on sopusoinnussa sen kanssa, että järven kuormitus ei ainakaan merkittävästi ylitä sallittua tasoa. Sen sijaan pitoisuudet ovat eri syistä heilahdelleet voimakkaasti vuosien välillä ja myös yksittäisten kesien aikana. Osa nousuista selittyy kuolleista uposkasveista irtoavilla ravinteilla, osa uposkasvien tai syanobakteerien massaesiintymien yhteyttämisestä koituneella pH:n nousulla tai korkeilla lämpötiloilla, jotka edistävät fosforin liukenemistä sedimentistä.

Kokonaistypen pitoisuuksien vaihtelussa vuosien 1987 ja 1992 vesirutoromahdukset näkyvät samalla

tavalla kuin kokonaisfosforissa. Vuotta 1992 seuraava kehitys sen sijaan poikkeaa fosforista selvästi. Typpitaso on noussut melko tasaisesti 1990-luvun puolivälistä alkaen. Talven 1999 happikato näkyy vain vähäisenä hyppäyksenä ylöspäin, ja korkeimmat huiput liittyvät vuosien 2001, 2003 ja 2004 syanobakteerien massaesiintymiin. Epäorgaanista typpeä on Littoistenjärvessä yleensä merkittävästi vapaana vain talvella jääpeitteen alla, kesällä vain poikkeuksellisesti tiheän kasvillisuuden joukossa. Vuosien 2001 ja 2003 syanobakteeriesiintymien hajoamisvaiheessa on kuitenkin havaittu myös kohonneita epäorgaanisen typen pitoisuuksia. Typpeä sitovat syanobakteerit lisäävät merkittävästi järven typpivarantoja. Kokonaistypen pitoisuuksien noususuunta Littoistenjärvessä voi siten liittyä syanobakteerien yleistymiseen järvessä, mahdollisesti lämpimien kesien takia.

Veden typpi/fosfori-suhde muuttuu uposkasvisyklin mukaan. Suhdeluku on alhainen vesiruton romahdusvuosina ja nousee vähitellen sitä mukaa kun uposkasvit runsastuvat ja fosforitaso laskee. Vuoden 1999 jälkeen typpi/fosfori-suhteen nousu johtuu ensisijaisesti typpitason noususta.

Littoistenjärven vesi on luonnostaan kirkasta, koska pieneltä valuma-alueelta tulee vain vähän humusaineita. Näkösyvyyden vaihtelu kertoo siten lähinnä kasviplanktonin määrän muutoksista, mutta myös solujen kokojakauma vaikuttaa näkösyvyyteen. Kasviplanktonin klorofylli ja kokonaisbiomassa käyttäytyvät Littoistenjärven aikasarjassa yhtäpitävästi. Kasviplanktonin määrä oli karujen tai lievästi rehevien järvien tasolla 1978-1983, 1988-1990 ja 1993-1997. Selkeät, rehevän tai jopa ylirehevän tason huiput olivat vesiruton romahdusvuosina 1987 ja 1992. Myös kolmantena romahdusvuonna 1999 kasviplanktonia oli tavallista enemmän, mutta suhteessa fosforitasoon paljon odotettua vähemmän. Sen sijaan vuosina 2000-2003 kasviplanktonihuiput ovat olleet hyvin korkeita, joskin verraten lyhytaikaisia, ja perustaso on ollut lievästi rehevien tai rehevien järvien tasolla.

Veden fosforitasoon verrattuna kasviplanktonia on Littoistenjärvessä yleensä ollut huomattavan vähän. Poikkeuksia ovat olleet vesiruton romahdusvuodet, etenkin 1992, sekä 2000-luvun vuosien syanobakteerien massaesiintymäjaksot. Selittävänä tekijänä lienee ravintoverkon rakenne, etenkin eläinplanktonin äyriäisten määrä ja kokojakaumat, jotka ovat myös muuttuneet uposkasvisyklin mukaan. Erityisen pienikokoisia – ja siis tehottomia kasviplanktonin syöjiä - planktonäyriäiset ovat olleet vuosina 1992 ja 1999. Kasviplanktonin ja eläinplanktonin suhteet muodostuvat kuitenkin mutkikkaiksi kun järvessä on paljon uposkasveja. Suurikokoiset *Daphnia*-vesikirput, jotka ovat tehokkaita veden kirkastajia, olivat runsaita vuonna 1983 mutta ovat olleet hyvin vähissä vuodesta 1992 alkaen, ja vasta aivan viime vuosina on nähty pientä elpymistä. Pohjaeläinten biomassa oli Littoistenjärvessä ennätysmäisen korkea 1980-luvulla ja 1990-luvun alussa, mutta vuonna 2003 biomassa oli alhainen. Todennäköisesti pohjan happitilanteen heikkeneminen on yksi syy pohjaeläimistön taantumiseen. Yksilötiheyksissä muutos ei ole yhtä suuri, koska eläinten keskikoko on pienentynyt koko havaintosarjan ajan.

Littoistenjärven kalakannan rakenne oli 1980-luvulla ja 1990-luvun alkuvuosina ilmeisen suotuisa veden laadun kannalta. Petokalojen (haukien ja isojen ahventen) osuus kalabiomassasta oli suuri ja kalat olivat keskimäärin kookkaita. Petokalojen osuus on edelleen säilynyt korkeana, mutta kalasto on nykyisin selvästi aikaisempaa enemmän pikkukalavaltaista. Lämpiminä kesinä 1997, 1999, 2001, 2002 ja 2003 syntyneet keskimääräistä suuremmat särkivuosisiluokat ovat nostaneet etenkin pienikokoisten särkien osuutta kalastosta. Myös ahvenkannan rakenne on vuoden 1999 jälkeen painottunut pieniin kokoluokkiin. Samoin pientä lahnaa on järvessä ollut runsaasti happikatotalvea 1999 seuranneen tehokkaan lisääntymisen jäljiltä. Haukikannan rakenne on terve, kaikenkokoisia kaloja tavataan, joten lisääntyminen näyttää onnistuvan säännöllisesti.

Littoistenjärven ekologinen tila suhteessa EU:n vesipuitedirektiiviin

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi astui voimaan 22.12.2000. Sitä vastaava kansallinen laki vesienhoidon järjestämisestä lakiin liittyvine asetuksineen sekä muut Suomen lainsäädäntöön tarvittavat muutokset tulivat voimaan 1.1.2005. Tavoitteena on vesiensuojelun kehittäminen niin että vesistöjen tila ei ainakaan heikkene ja että saavutetaan kaikkien pinta- ja pohjavesimuodostumien hyvä ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä.

Yleisten periaatteiden ja menetelmien kehittämisessä päävastuu on Suomen ympäristö-keskuksella, ja tähän työhön liittyy paljon eurooppalaista yhteistyötä. Käytännön sovellus-vaiheen päävastuu on alueellisilla ympäristökeskuksilla, mutta kaikilla valtion ja kuntien viranomaisilla on osallistumisvelvollisuus.

Vesistöt oli tarkoitus luokitella vuoden 2004 loppuun mennessä. Kullekin vesistötyypille osoitetaan häiriintymätön vertailuvesistö tai johdetaan muulla tavoin vertailutila. Vesistöjen ekologinen tila määritellään vertailuvesistöihin nähden käyttäen direktiivin liitteessä V lueteltuja pakollisia biologisia muuttujia tai niihin vaikuttavia hydromorfologisia tai fysikaalis-kemiallisia tekijöitä. Ekologisen tilan arviointiin menetelmiä kehitetään parhaillaan. Tällainen arviointi edellyttää enemmän tietoa kuin useimmista vesistöistä on entuudestaan, mutta Littoistenjärven pitkäaikainen seuranta on tuottanut juuri direktiivin soveltamisessa tarvittavaa tietoa.

Direktiivin mukaan vesistön ekologinen tila voi olla erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono. Käytännön kannalta merkittävin rajanveto käydään hyvän ja tyydyttävän tilan välillä, koska tavoitteena on hyvä tila.

Viranomaisten on huolehdittava kattavan ekologisen seurannan järjestämisestä. Ihmistoiminnasta aiheutuvien vaikutusten ja uhkien kuvaus on vesienhoitosuunnitelmien perustana. Näiden suunnitelmien valmistelu alkaa viimeistään vuonna 2006, ja valtioneuvosto vahvistaa ensimmäiset alueelliset suunnitelmat 22.12.2009 mennessä. Ympäristötavoitteiden saavuttamiseksi kullekin vesienhoitoalueelle laaditaan toimenpideohjelma, joka voi koskea yhtä tai useampaa vesistöaluetta. Ohjelma sisältäisi perustoimenpiteet, täydentävät toimenpiteet sekä lisäksi erityiset toimenpiteet poikkeuksellisten tilanteiden (esim. äärimmäinen kuivuus tai huipputulva) varalle. Perustoimenpiteillä tarkoitetaan huolehtimista vesi- ja ympäristönsuojelulainsäädännön vaatimusten noudattamisesta, täydentävillä toimenpiteillä aktiivisia vesistöjen kunnostustoimia. Vesienhoitoa edistävien toimien kaikki ympäristövaikutukset arvioidaan. Vesienhoitosuunnitelmat ja niihin sisältyvät toimenpideohjelmat tarkistetaan kuuden vuoden välein. Littoistenjärvi kuuluu voimaan astuneen asetuksen mukaan Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren alueeseen, mutta erillisenä vesistöalueena olisi ilmeisesti itsenäinen suunnitteluyksikkö.

Suomen järvien direktiivin mukaisen tyypittelyn oli määrä valmistua vuoden 2004 aikana. Syksyn 2003 luonnoksessa Littoistenjärvi olisi kuulunut sellaiseen ryhmään, jonka luonnontilaisista järvistä saatavat vertailuarvot sopivat varsin huonosti Littoistenjärven ekologisen tilan arviointiin. Lopullisessa luokituksessa matalat järvet toivottavasti erotetaan omaksi järviluokakseen, koska silloin vertailuarvot ovat huomattavasti mielekkäämpiä.

Ympäristöviranomaisten laatima ekologisen tilan arviointijärjestelmä hakee siis vasta muotoaan. Arviointimenetelmiä on kuitenkin kehitetty aktiivisesti jo muutaman vuoden ajan ja alustavia tila-arvioita voidaan jo tehdä epävirallisilla menetelmillä.

Eurooppalaisten vesistötutkijoiden laajana yhteistyönä on valmistunut yleiseurooppalainen matalien järvien ekologisen tilan arviointijärjestelmä, ns. ECOFRAME (Moss ym. 2003). Tässä järjestelmässä on 48 järvityyppiä, joista Littoistenjärvi kuuluisi tyyppiin 8: lämpimimmän kuukauden lämpötila yli 10°C, jääpeitteen kesto yli 2 kk, pinta-ala alle 100 km², valuma-alue kallioinen (ei turvetta), ja veden johtokyky 101-800 µS cm⁻¹. Littoistenjärven viime vuosien ominaisuuksia verrattiin tämän järvityypin vertailuarvoihin (referenssiarvoihin, tyyppiarvoihin). Direktiivin liitteessä V on lueteltu ekologisen tilan arviointiin käytettävät pakolliset muuttujat, joiden lisäksi voidaan käyttää täydentäviä muuttujia. Kolmesta päämuuttujaryhmästä biologisten sekä fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien perusteella Littoistenjärven tila on vaihdellut viime vuosina huonon ja erinomaisen välillä. Sen sijaan hydromorfologisten muuttujien mukaan Littoistenjärven tila oli ollut vähintään hyvä. Lukuisia muuttujia käytettäessä ekologisen tilan arviot poikkeavat väistämättä jonkin verran toisistaan. Tilan yhteisarvioksi on siksi ehdotettu otettavaksi se korkein tilaluokka, johon 80 % muuttujista ylittää (Moss ym. 2003). Kolmen päämuuttujaryhmän tuottamasta tila-arviosta lopulliseksi kokonaisarvioksi tulee huonoin, Littoistenjärven tapauksessa siis useimpina vuosina hyvä, joinakin vuosina huono. Tämä tulos vastaa myös pitkäaikaisseurannan tuloksista suoraan johdettuja arvioita.

Littoistenjärven hoitovaihtoehdot

Littoistenjärven pääongelmia näyttävät olevan:

- syanobakteerien massaesiintymät hellekausina (viime vuosina myös myrkyllisiä)
- uposkasvien liiallinen kasvu → korkea pH → korkea ravinteisuus → syanobakteerimassat; myös suora virkistyskäyttöhaitta
- liiallinen happivajaus jään alla → korkea ravinnetaso ja sedimentin heikko kunto seuraavana kesänä → veden sameus ja syanobakteerien runsastuminen

Näiden ongelmien poistamiseen tai lievittämiseen järvissä on olemassa lukuisia menetelmiä. Seuraavassa tarkastellaan maailmalla käytössä olevien järvikunnostusmenetelmien soveltuvuutta Littoistenjärven hoitoon.

Ulkoisen kuormituksen vähentäminen

Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on rehevöitymisen torjunnassa keskeisin keino. Littoistenjärven veden ravinnepitoisuudet ovat yleensä rehevän, poikkeuksellisesti ylirehevän järven tasolla, ja myös kasviplanktonin määrä vastaa kohtuullista rehevyyttä. Voitaisiin siis ajatella, että rehevyytason laskemiseksi ulkoista kuormitusta pitäisi rajoittaa. Littoistenjärven ulkoisen kuormituksen pienentämiseen on kuitenkin vain vähän mahdollisuuksia (lähinnä pohjoisen peltoalueen metsittäminen). Seuranta-aineiston perusteella ulkoinen kuormitus ei myöskään ole suuri ongelma, sillä arvioitu kuormitus on suunnilleen järven sietorajalla. Keväisin ravinteisuus onkin yleensä siedettävällä tasolla. Haitallisen korkeat fosforipitoisuudet ovat poikkeuksetta olleet seurausta sisäisestä kuormituksesta. Toisaalta myös veden laatu on ollut ravinteisuuteen nähden yleensä hyvä. Kokemusten mukaan fosforitason lasku ei myöskään takaa syanobakteerikukintojen loppumista. Syanobakteerit tulevat toimeen hyvin erilaisillakin hiili-fosforisuhteilla, ja matalissa järvissä sedimentin lähes rajattomista ravinnevarastoista voi sopivissa olosuhteissa pumppautua veteen suuria määriä kasviplanktonille käyttökelpoista fosforia.

Toisenlaisen uhan veden laadulle muodostavat Littoisten uuden keskustan sadevesiviemärit (lähinnä öljy- tms. vahinkojen vaara). Tätä ongelmaa ei ole toistaiseksi ratkaistu.

Vedenkorkeuden säätely

Uposkasvit menestyvät vain matalassa vedessä, jonne valoa tunkeutuu riittävästi. Niiden määrän rajoittamiseksi vedenkorkeus tulisi siis mieluiten pitää kesällä lähellä säännöstelyn ylärajaa. Vedenoton päätyttyä veden pinta kohosikin selvästi. Tässä tilanteessa kuitenkin tulvariski kasvaa, sillä järven laskuojan juoksutuskapasiteetti on hyvin rajallinen. Toisaalta pitkät kuivuusjaksot laskevat vedenpinnan joka tapauksessa lähelle säännöstelyn alarajaa, kuten kävi vuosina 2002-2003.

Muualla maailmassa on toisinaan kokeiltu järven väliaikaista kuivatusta uposkasvien hävittämiseksi, ja Suomessakin on kaksi esimerkkiä kuivatuksen käytöstä järven pohjan tiivistämiseen ja altaan syventämiseen. Uposkasvien torjunnassa tulokset eivät kuitenkaan ole olleet toivottuja, ja toimenpiteestä koituvat haitat ovat suuria, joten tämä vaihtoehto ei ole Littoistenjärven kohdalla realistinen.

Talvinen ilmasto

Uposkasvien määrään voidaan vaikuttaa myös talvista happitilannetta säätelemällä. Vesirutto talvehtii kasvukykyisenä ja aloittaa kasvunsa heti kun valoa on riittävästi ja veden lämpötila ylittää viisi astetta. Viime vuosien leudot talvet, lämpimät kesät ja pitkät kasvukaudet ovat siten suosineet vesiruton kasvua. Toisaalta vedenoton vuoksi välttämätön talvinen ilmasto on 1980- ja 1990-

luvuilla varmasti edistänyt sekä vesiruton että karvalehden talvehtimista. Aikaisemmin järven keskialue säilyi kasvittomana, koska syvimät pohja-alueet kärsivät lähes joka talvi hapen puutteesta. Samasta syystä pohjaliejusta pääsi myös liukenemaan veteen ravinteita. Tämän seurauksena kasviplankton oli ilmeisesti keskimäärin runsasta ja vesi kohtalaisen sameaa, mikä osaltaan vaikeutti upokasvien toimeentuloa järven keskiosissa, kun valoa oli pohjan lähellä kasveille liian vähän.

Talvinen ilmastus on ilmeisesti jatkossakin välttämätöntä, jotta järven sisäinen ravinnekuormitus saadaan pysymään kurissa. Tavoitteena on kuitenkin vain täydellisen happikadon estäminen, koska upokasvien torjunnan kannalta on eduksi, että järven syvimässä osassa on jonkinasteista happivajausta ainakin useimpina talvina. Kahdelta talvelta saatujen kokemusten perusteella nykyinen teho (virtauskehitin ja vesipumppu) näyttää riittävältä, ja on taloudellisesti edullinen ratkaisu. Talvi 2002-2003 oli olosuhteiltaan varmaankin pahin mahdollinen järven ilmastusta ajatellen, ja siitäkin selvittiin nykyisellä yksinkertaisella laitteistolla. Jos jatkossa kuitenkin osoittautuu, että tehokkaampaa ilmastusta tarvitaan, sellainen on helposti järjestettävissä. Toisaalta näyttää siltä, että äärimmäisenä keinona upokasvien vähentämiseksi järvi voidaan aika ajoin laskea talvella lähes hapettomaksi ilman että siitä koituu pitkäaikaista haittaa muulle eliöstölle tai veden laadulle.

Sisäisen kuormituksen vähentäminen ruoppauksella

Ruoppausta voidaan ajatella vesistön syventämiseksi, sisäisen kuormituksen vähentämiseksi, vesikasvien torjumiseksi tai myrkyllisten aineiden poistamiseksi. Suomessa on tehty lukuisia pienialaisia ruoppauksia muista syistä, mutta ei veden laadun parantamiseksi. Maailmalla on tehty rehevöitymisen torjumiseksi ravinteikkaan pintasedimentin poistoja, joista muutamia on pidetty onnistuneina. Niissäkin myönteiset vaikutukset saattoivat tulla ruoppauksen kalastovaikutusten sivutuotteena.

Ruoppaus on erittäin kallista. Ulkomaisten kokemusten perusteella kustannukset voisivat Littoistenjärvessä olla 3-10 milj. € Rajoittavana tekijänä olisi ruopatun sedimentin kuivausaltaita varten tarvittava suuri pinta-ala, mahdollisesti jopa 40-50 ha. Ruoppauksen tulos olisi myös hyvin epävarma. Littoistenjärvessä ruoppausta ajatellen erityinen ongelma on se, että pohjaliejun fosforipitoisuudet ovat noin 70 cm:n syvyyteen saakka korkeampia kuin pinnassa (Glückert ym. 1992). Myös syvemmissä kerroksissa fosforia on runsaasti, joskin yleensä vain noin puolet pintakerroksen pitoisuuksista. Myös liejun vesipitoisuus on korkea 130 cm:n syvyyteen saakka, mikä vaikeuttaisi pohja-aineksen läjitystä. Ruoppauksella saavutettava hyöty Littoistenjärven tapauksessa olisi siis todennäköisesti hyvin vähäinen, mutta kustannukset olisivat hyvin korkeat. Ruoppaus ei siten käytännössä ole realistinen vaihtoehto Littoistenjärven tilan kohentamiseen.

Sisäisen kuormituksen esto kemiallisella saostuksella

Fosforia voidaan suhteellisen helposti vähentää vedestä kemiallisella saostuksella. Lupaavimmalta kemikaalilta vaikuttaa alumiinikloridi, jolla tehdyistä saostuksista on kotimaisia kokemuksia noin kymmenestä järvestä. Menetelmän hinta on varsin kohtuullinen (ehkä noin 500 €/ha), vaikka käsittely joudutaan yleensä toistamaan muutaman vuoden välein. Kemiallista saostusta käytetään yleensä paljon rehevämmissä vesissä, lähinnä viimeisenä keinona kun mikään muu ei ole auttanut. Littoistenjärven tapauksessa jo kertasaostuksella saattaisi olla melko pitkäkestoiset vaikutukset, koska ulkoinen kuormitus on suhteellisen niukka. Sedimentin pinnalle olisi kenties mahdollista saada syntymään reaktiivinen kerros, joka sitoo pohjaliejusta veteen pyrkivää liuenutta fosforia vielä vuosia käsittelyn jälkeen. Kemiallinen saostus saattaisi olla keino estää hellejaksoihin viime vuosina säännön mukaan liittyneet syanobakteerikukinnat. Saostus tappaa suurimman osan planktonista, joka kuitenkin toipuu nopeasti. Jos annostus on ylimitoitettu, myös kalat kuolevat. Tämä voi joskus olla toivottavaa, mutta ei välttämättä Littoistenjärvessä. Jos kalakuolema halutaan välttää, annostuksen mitoituksen on oltava tarkka, ja vaarana on silloin toisaalta saostuksen tehottomuus.

Annostus määritellään mieluiten kenttäkokein ja tarvittavaan kemikaalimäärään vaikuttaa ennen kaikkea veden puskurikyky.

Kasvillisuuden mekaaninen poisto

Liiallisen uposkasvillisuuden poisto voi olla toivottavaa järven virkistyskäytön kannalta, mutta veden laadun kannalta se voi olla haitallista. Uposkasvit ja etenkin niiden pinnalla kasvavat päällyksyvät kilpailevat tehokkaasti veden ravinteista kasviplanktonin kanssa, ja näin kohtuullinen uposkasvitiheys pitää veden kirkkaana. Kirkas vesi puolestaan on uposkasvien menestymisen edellytys vähänkin syvemmillä alueilla. Uposkasvien runsastuminen luo siten itseään vahvistavan kehän (kirkas vesi → enemmän uposkasveja → kirkkaampi vesi). Kirkkaan veden olosuhteissa uposkasvit lopulta täyttävät matalan vesistön kokonaan. Massaesiintymiä seuraa kuitenkin väistämättä kannan romahdus, ja kasvillisuuden kehitys matalissa järvissä on melko säännöllisesti jaksottaista. Tämän jaksovaihtelun ääripäitä, uposkasvien vallitsemaa kirkkaan veden vaihetta ja kasviplanktonin vallitsemaa samean veden vaihetta, on toisinaan pidetty tällaisten järvien ekosysteemin vaihtoehtoisina tasapainotiloina (Scheffer ym. 1993), mutta ainakaan Littoistenjärven tapauksessa kumpikaan ääritila ei ole vakaa, vaan kyse on jatkuvasta vähittäisestä muutoksesta, jota uposkasvien luontainen elinkiertymiikka hallitsee.

Uposkasvien mekaanista poistoa kokeiltiin Littoistenjärvessä 1990-luvulla useana vuonna. Kustannuksiltaan menetelmä oli kohtuullinen, mutta tuloksista kokemukset olivat yksiselitteisen kielteiset. Vesiruton ja karvalehden tyyppisten kasvien kannanvaihteluun ei kyetä mainittavasti vaikuttamaan millään niitto- tai keräyslaitteistoilla. Kasvimassan poisto saattaa vain kiihdyttää jäljelle jäävän biomassan kasvunopeutta ja edistää kasvien leviämistä vesistössä (kasvu jatkuu pienistäkin versonpätkistä). Mekaaninen poisto tulee kysymykseen vain paikallisesti esimerkiksi uimarantojen avaamiseksi.

Kasvillisuuden biologinen torjunta

Kasvillisuuden rajoittamiseen on muualla maailmassa käytetty kasveja syöviä kaloja, etenkin ruohokarpia. Tämän lajin potentiaalista Littoistenjärvessä tehtiin muutama vuosi sitten kirjallisuuskatsaus, ja sen perusteella ruohokarppi ei näytä realistiselta vaihtoehdolta. Kyse on lämpimän ilmaston kalasta, jonka tehokas ruokailujakso Suomessa jäisi lyhyeksi. Lisäksi laidunnustehon säätäminen sopivaksi on osoittautunut vaikeaksi – ruohokarpi saattavat syödä kaikki kasvit, jolloin seurauksena ovat voimakkaat leväkukinnat eli epätoivottu lopputulos. Ruohokarpia ei myöskään tietävästi ole tuotu aikaisemmin Suomeen, ja on mahdollista että tarvittavia tuontilupia ei edes myönnettäisi – nykyisin vieraisiin tuontilajeihin suhtaudutaan huomattavasti varovaisemmin kuin vielä muutama vuosi sitten.

Trooppisten haittakasvien torjunnassa on käytetty menestyksellisesti useita juuri näihin lajeihin erikoistuneita kärsäkkäitä. Vesiruttoon erikoistuneita kasvinsyöjähyönteisiä ei kuitenkaan tunneta.

Kalaston muuttaminen

Littoistenjärven kalaston määrä tai rakenne ei ole aikaisemmin edellyttänyt poistokalastusta veden laadun parantamiseksi ravintoketjukurinnoilla. Petokalakannat ovat olleet vahvat ja lisäksi veden laatu on ollut suhteessa ravinteisuuteen yleensä hyvä, mikä merkitsee sitä, että poistokalastuksella ei voida parantaa veden laatua. Viime vuosina kuitenkin veden laatu suhteessa ravinteisuuteen on selvästi heikentynyt, ja samaan aikaan kalastossa pienet särkikalat ovat runsastuneet merkittävästi. Näin ollen myös kalaston muuttaminen saattaisi olla järkevää. Tehokas poistokalastus on kuitenkin Littoistenjärven tapaisessa matalassa järvessä teknisesti vaikeaa, ja järvi on kuitenkin sen verran suuri, että matalissa pikkujärvissä toimivat passiiviset paunetti- yms. pyydykset eivät ole riittävän tehokkaita. Kesänuottaus voisi kuitenkin olla mahdollista niillä alueilla missä uposkasvillisuutta ei juuri ole. Tehokalastuksen kustannuksiksi voidaan arvioida nykyisin noin

0.6 €/kg. Kalaa tulisi poistaa Littoistenjärvestä noin 27500 kg, eli kertapoiston kustannukseksi tulisi näillä perusteilla noin 16500 €. Kalastusteknisten ongelmien vuoksi todelliset kustannukset Littoistenjärvestä olisivat kuitenkin todennäköisesti korkeammat. Toimenpide olisi luultavasti toistettava muutaman vuoden välein.

Myöskään petokalaistutukset eivät ole mielekkäitä, koska järvestä on luonnostaan vahvat petokalakannat. Jos istutuksia ajateltaisiin, luontaisen lajiston vahvistaminen olisi ainoa järkevä vaihtoehto, sillä vain harvat lajit voivat menestyä Littoistenjärven ankarissa olosuhteissa (kesän korkeat lämpötilat ja voimakkaat pH-vaihtelut, talven happiongelmat). Tanskassa on käytetty menestyksellisesti ylitiheitä hauenpoikasten istutuksia rehevien vesistöjen hoidossa. Ajatuksena on se, että ensimmäisenä kesänään hauenpoikaset syövät pieniä kaloja ja ovat siten tehokkaimpia särjenpoikasten rajoittajia. Littoistenjärven haukikanta lisääntyy kuitenkin koekalastussaaliin runsaudesta ja kokojakaumista päätellen hyvin tehokkaasti, ja on epäiltävää, saataisiinko poikasistutuksista merkittävää hyötyä.

Lopuksi

Littoistenjärven uposkasvien torjuntaan ei ole mitään täysin varmoja keinoja olemassa, mutta pitämällä allas mahdollisimman täynnä vettä ja jatkamalla nykyisenkaltaista ilmastusta kyetään todennäköisesti hillitsemään sekä vesiruton että karvalehden liiallista kasvua järvestä – siltä ainakin näyttää vuosien 1999-2004 perusteella.

Hellekausien syanobakteerikukintojen torjuntaan ei myöskään ole tiedossa aukottomia menetelmiä. Samanlaisia leväongelmia on viime vuosina esiintynyt hyvin monissa lounaissaomalaisissa järvissä, joten niiden taustalla ovat mitä ilmeisimmin sääolot. Korkeisiin lämpötiloihin liittyvän voimakkaan sisäkuormituksen katkaisemisesta ei ole kiistattomia näyttöjä. Fosforin saostaminen alumiinikloridilla vaikuttaa lupaavalta keinolta, mutta senkään toimivuudesta ei ole pitkäaikaisia tuloksia. Jos näitä ajoittaisia syanobakteerien massaesiintymiä pidetään sietämättömän haitallisina, alumiinikloridisaostusta olisi ehkä mahdollista kokeilla. Ei kuitenkaan ole varmaa, saisiko käsittelylle Littoistenjärvestä ympäristölupaa.

Luonnonmukaisempi keino vaikuttaa veden laatuun olisi poistokalastus, mutta senkään toimivuudesta ei ole Littoistenjärvestä takeita.

Täysin realistinen, ehkä jopa ”hoidon” ykkösvaihtoehto, on antaa järven elää rauhassa omaa elämäänsä, lukuun ottamatta säännöstelyä ja ilmastusta. Kokemus on osoittanut, että pysyvimmat tulokset ympäristönhoidossa saavutetaan noudattamalla mahdollisimman luonnollisia mekanismeja. Ulkoista kuormitusta kannattaa silti yhä pyrkiä suitsimaan, koska se on varmasti pitkällä tähtäyksellä hyödyksi.

2 Johdanto

Kaarinan ja Liedon rajalla sijaitseva Littoistenjärvi on vähäjärvisessä Lounais-Suomessa merkittävä virkistyskohde, ja 1970-luvun alusta vuoden 1998 loppuun saakka se oli myös tärkeä raakavesilähde. Järvestä on monipuolista tietoa jo 1900-luvun alusta (Wahlberg 1913), ja vuonna 1983 tehtiin Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistyksen aloitteesta laaja ekosysteemikatsaus (Rautanen ym. 1985). Hajanaisia tietoja vesikemiasta ja kasvillisuudesta on 1960-luvulta alkaen, ja vedenoton yhteydessä kertyi säännöllistä aineistoa veden laadusta 1970-luvun alusta lähtien.

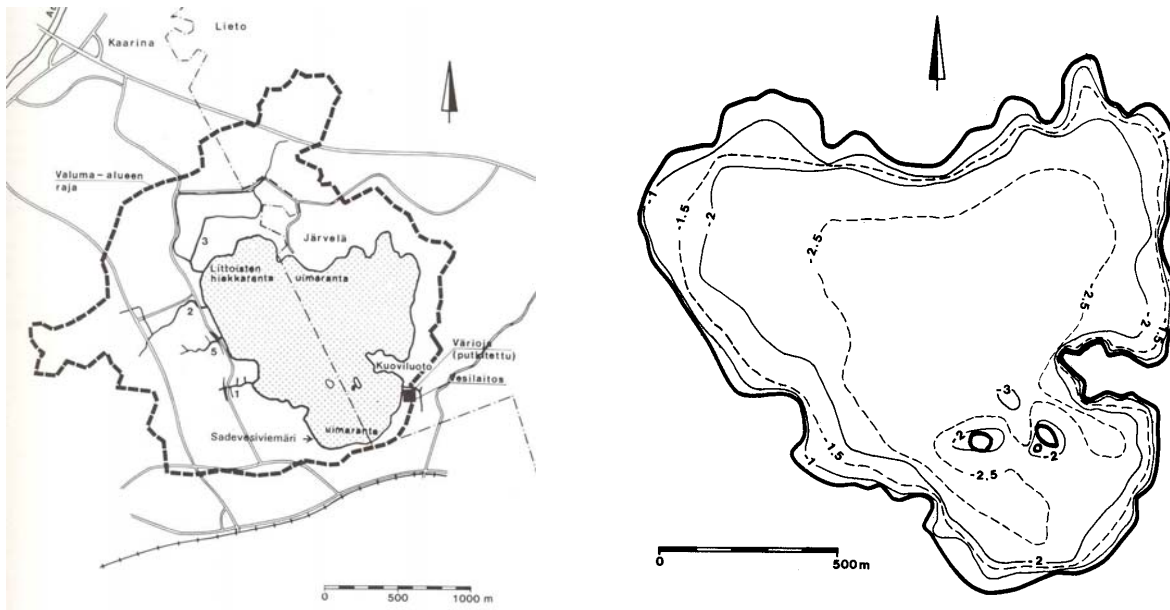
Vesiruton massaesiintymistä Littoistenjärven virkistyskäytölle ja veden raakavesikäytölle 1980-luvulla koituneiden ongelmien vuoksi Turun yliopiston biologian laitoksen tutkijat ovat seuranneet järven kasvillisuutta ja limnologista tilaa avovesikaudella kesästä 1986 lähtien. Talvista veden laatua tarkkailtiin muutaman kerran 1980-luvulla, mutta säännöllinen talviseuranta tuli ohjelmaan talvesta 1999 lähtien. Nämä tutkimukset on tehty vuosina 1986-1989 ja 1991-1998 Littoistenjärven säännöstely-yhtiön ja 1993-2004 Kaarinan kaupungin ja Liedon kunnan myöntämien määrärahojen turvin. Vedenoton päätyttyäkin seurantaa on jatkettu, koska Littoistenjärvi on hyvin tärkeä virkistyskäyttökohde. Vuodesta 1992 lähtien tutkimussuunnitelma on hyväksytty vuosittain Kaarinan kaupunginjohtajan asettamassa Littoistenjärvi-työryhmässä, jossa on kuntien, säännöstely-yhtiön, paikallisten asukkaiden, Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ja Turun yliopiston edustajat. Seurannan tulokset vuoteen 1993 saakka on julkaistu kirjana (Sarvala & Perttula 1994). Vuoden 1994 seurantatiedoista on olemassa vain julkaisemattomat tutkimusraportit, mutta vuodesta 1995 alkaen tuloksista on julkaistu yhteenvedot Turun yliopiston biologian laitoksen julkaisusarjassa, toistaiseksi vuoteen 2001 saakka (Sarvala 1996, 1997, 1998 ja 2000, Sarvala ym. 2002).

Viime vuosina Littoistenjärvi on ollut lähinnä talvien happiongelmiensä vuoksi jatkuvassa muutostilassa. Littoisten vesilaitoksen toiminnan päättyessä joulukuussa 1998 järvestä oli vesiruttoa enemmän kuin koskaan aikaisemmin. Ilmastuslaitteiden toimintakatkosten vuoksi järveen pääsi kevättalvella 1999 kehittymään lähes täydellinen happikato. Seuraukset olivat kuitenkin pääosin myönteisiä. Suurin osa ulappa-alueen uposkasveista kuoli talven aikana, mutta valtaosa kalastosta selvisi hapen puutteesta (Sarvala 2000). Hapettomuudesta johtunut fosforitason huippu keväällä 1999 jäi ohimeneväksi, ja syksyllä 1999 ravinteisuus oli jo vedenlaadultaan "hyvien" 1990-luvun vuosien veroinen. Seuraavina kesinä veden laatu oli perustasoltaan kohtuullinen tai hyvä, mutta poikkeuksellisen lämpimien sääjaksojen aikana kehittyi osin erittäin voimakkaita syanobakteerikukintoja. Lisäksi talvi 2002-2003 oli harvinaisen pitkä, ja happi oli vähällä loppua jälleen koko järvestä. Vaikka ilmastuksen ansiosta täydelliseltä happikadolta vältyttiin, veden ravinteisuus oli kesällä 2003 jonkin verran koholla, ja kun heinäkuu oli helteinen, syanobakteerikukinnoilta ei vältytty. Kesä 2004 oli enimmäkseen viileä, mutta siitä huolimatta veden ravinteisuus kohosi loppukesällä hyvin korkeaksi ja syanobakteereita oli jonkin aikaa runsaasti.

Littoistenjärven kehityksestä on kannettu huolta sekä lähiympäristössä että Kaarinan kaupungissa ja Liedon kunnassa. Järvelle on toivottu laadittavaksi pitkän tähtäyksen hoitosuunnitelmaa. Tämä raportti pyrkii vastaamaan tähän tarpeeseen. Raportissa selostetaan aluksi Littoistenjärven ekologisen tilan kehitystä olemassa olevan tutkimusaineiston pohjalta, seuraavaksi tarkastellaan Littoistenjärven tilaa EU:n vesipuitedirektiivin hengessä, ja lopuksi hahmotellaan mahdollisia vaihtoehtoja hyvän tilan turvaamiseksi tulevaisuudessa.

3 Littoistenjärven perustiedot

Littoistenjärven pinta-ala on 1,5 km² (Sarvala & Perttula 1994). Järvi on matala (kuva 1), suurin syvyys on hiukan yli 3 m ja keskisyvyys 2,2 m. Alle 1,5 metrin syvyisen vyöhykkeen osuus järven koko pinta-alasta on 20,5 %, ja yli 2,5 metrin syvyistä aluetta on 34,1 % (taulukko 1). Tilavuudesta melkein puolet on alle metrin syvyydessä, ja kahta metriä syvemällä tilavuudesta on vain 16,3 %. Littoistenjärveä säännöstellään vesioikeuden antaman päätöksen mukaisesti (NN + 35,20 – 36,05 m ymp). Keskivedenkorkeutta vastaava tilavuus on 3,25 milj. m³, ja säännöstelyn ylärajalla tilavuus on 3,75 milj. m³. Säännöstelyrajojen välinen tilavuus on 1,2 milj. m³. Valuma-alueen pinta-ala on 3,0 km², josta pääosa on metsää; peltoa on 12,8 % (kuva 1). Eri tavoin rakennetun alueen osuus on kasvanut viime vuosina huomattavasti.



Kuva 1. Littoistenjärven valuma-alue (vas.) painottuu järven länsi- ja pohjoispuolelle. Oikealla Littoistenjärven syvyyskartta (Sarvala & Perttula 1994).

Taulukko 1. Littoistenjärven syvyysvyöhykkeiden pinta-ala- ja tilavuusosuudet laskettuina Maa ja Vesi Oy:n tekemiin mittauksiin perustuvasta syvyyskartasta (keskivedenkorkeuden mukaan; kartta: Sarvala & Perttula 1994).

Syvyys (m)	Pinta-alaosuus (%)	Tilavuusosuus (%)
< 1,0	10,4	45,7
1,0-1,5	10,1	20,4
1,5-2,0	12,4	17,7
2,0-2,5	33,0	12,2
2,5-3,0	33,9	4,1
> 3,0	0,2	0,0

Littoistenjärven vesitasetta arvioitiin aikanaan konsulttityönä vedenottoa valmisteltaessa ja laskelmia täsmennettiin Littoistenjärvikirjaa varten (Sarvala & Perttula 1994) ja Turun yliopiston kurssien yhteydessä (taulukko 2). Vaikka arvioissa on jouduttu käyttämään osittain muualla Etelä-Suomessa tehtyjä mittauksia, eri lähtökohdista laadituissa vesitaselaskelmissa on päädytty hyvin samankaltaisiin tuloksiin. Sadannan ja haihdunnan erotuksena laskettu keskivaluma on vain noin 3 % pienempi kuin kirjallisuudessa annettu Aurajoen ja Paimionjoen valuma-alueiden mitattu keskivaluma (Mustonen 1986). Vedenottoon ja ohijuoksuksiin perustuva arvio järvestä pois virtaavan veden määrästä on vain 10,2 % pienempi kuin sademäärän ja haihduntamittausten perusteella arvioitu luku. Mittausten virhelähteet huomioon ottaen tätä voidaan pitää erittäin hyvänä yhteensopivuutena.

Taulukko 2. Littoistenjärven vesitaseen tekijöitä jakson 1983-1992 keskiarvoina.

Sadanta (Turun lentoasema)	760	mm a ⁻¹
Haihdunta (Class A –astiahaihdunta, Jokioinen)	495	mm a ⁻¹
Keskivalunta edellisten erotuksena	265	mm a ⁻¹
Sama keskivalumana	8,4	L s ⁻¹ km ⁻²
Järveen valuma-alueelta virtaava vesi keskivalumasta laskettuna	795 000	m ³ a ⁻¹
Järveen suoraan satava vesi sadannasta laskettuna	1 140 000	m ³ a ⁻¹
Järveen kaikkiaan tuleva vesimäärä	1 935 000	m ³ a ⁻¹
Järvestä haihtuva vesi haihdunnan perusteella	742 500	m ³ a ⁻¹
Järvestä pois virtaava vesimäärä edellisten erotuksena	1 192 500	m ³ a ⁻¹
Vesilaitoksen vedenotto	1 028 252	m ³ a ⁻¹
Ohijuoksumuus	42 520	m ³ a ⁻¹
Järvestä pois virtaavan veden määrä edellisten summana	1 070 772	m ³ a ⁻¹
Järveen tulevan veden määrä edellisen ja haihdunnan summana	1 813 272	m ³ a ⁻¹
Veden teoreettinen viipymä	1,79	a

Littoistenjärvestä vuosittain poistuva vesimäärä mahtuu kokonaan säännöstelyrajojen väliin. Koska järven tilan kannalta on suositeltavaa pitää allas mahdollisimman täynnä, vedenkorkeuden pysyttäminen luvallisissa rajoissa muodostuu silti ajoittain vaikeaksi, koska suuria ja pitkäaikaisia sademäärän heilahteluja ei kyetä ennustamaan. Taulukossa annettu veden viipymäaika on tässä laskettu oikein (järven tilavuus jaettuna järveen kaikkiaan tulevalla vesimäärällä eli poistuvan vesimäärän ja järvestä haihtuvan vesimäärän summalla) ja on selvästi aikaisemmin ilmoitettua lyhyempi. Lyhyen viipymäajan takia järven vedenkorkeus on herkkä sademäärän muutoksille.

Littoistenjärven fosforitasetta selvitetiin vuonna 1993 tehtyjen mittausten ja laskelmien perusteella (Sarvala & Perttula 1994), eikä näihin tietoihin ole paljon lisättävää (taulukko 3). Veden fosforipitoisuuden huippuarvot ovat kuitenkin viime vuosina olleet aikaisempaa korkeampia, eli sisäinen kuormitus on ollut merkittävämpää kuin aikaisemmin. Korkeat talviarvot ovat johtuneet happivajauksesta pohjassa ja pohjan läheisessä vesikerroksessa, kesäiset huiput ovat puolestaan olleet joko talvisen hapettomuuden vaimenevia jälkiseurauksia tai hellejaksojen aiheuttamia. Toisaalta 1990-luvun puolivälissä veden fosforitaso oli selvästi alempi kuin aiemmin.

Taulukko 3. Littoistenjärven fosforitaseen päätekijät (pääasiassa Sarvalan & Perttulan 1994 mukaan; päivitetty).

Hajakuormitus valuma-alueelta	85	kg a ⁻¹
Pistekuormitus valuma-alueelta	30	
Uimarit	2	
Linnut	<1	
Ilmalaskeuma suoraan järven vesipinnalle	20	
Ulkoinen kuormitus yhteensä	138	
Poistuma virtaavan veden mukana	21-68	
Poistuma aikuistuvien hyönteisten mukana (arvio)	(5-) 20-50	
Poistuma kalasaaliin mukana (arvio)	2-5	
Poistuva fosfori yhteensä	(28-) 43-123	
FOSFORIVARASTOT		
Vedessä talvella	80-370	kg järvi ⁻¹
Vedessä kesällä	65-208	
- josta		
kasviplanktonissa	7-120	
eläinplanktonissa	1-6	
bakteeriplanktonissa	?	
Kaloissa	115	
Vesiruttokasvustoissa	(100-) 1300-3000	
Pohjaliejussa (ylin 10 cm)	30000-90000	
- josta pohjaeläimissä	14-250	

Järvien ulkoisen ravinnekuormituksen tasoa suhteessa rehevöitymisriskiin voidaan arvioida kokemukseräisesti maailmalta kertyneen järviaineiston avulla (Vollenweider 1975). Järven syvyys ja veden vaihtuvuus vaikuttavat kuormituksen sietoon. Mitä lyhempi on veden viipymäaika, sitä parempi on järven sietokyky. Littoistenjärven arvioitu ulkoinen fosforikuormitus on rehevöitymisen kannalta kriittisen rajan tuntumassa, mahdollisesti jopa hiukan sen alapuolella (Sarvala & Perttula 1994). Ulkoinen kuormitus ei siis näyttäisi olevan kovin suuri ongelma, vaikka mahdollisuudet sen alentamiseen ovatkin vähäisiä. Sen sijaan viime vuosien suurimmaksi ongelmaksi on selkeästi muodostunut kesäaikainen sisäinen kuormitus. Littoistenjärvessä sedimentistä tapahtuu kesäkaudella fosforin nettoliukenemista etenkin hellejaksojen aikana. Tämä on tyypillistä matalille lounaissuomalaisille järville (esim. Sarvala ym. 1998), ja myös muualla maailmassa korkeat lämpötilat edistävät ravinteiden liukenemista pohjasta.

4 Littoistenjärven tilan pitkäaikaismuutokset

Ihmiset arvioivat vesistöjen tilaa muutamien yksinkertaisten, silmin havaittavien tunnusmerkkien perusteella. Veden kirkkaus tai mahdollinen kasvillisuusvärитеisyys samoin kuin näkyvä kasvien määrä ovat keskeisimpiä arviointiperusteita. Kalastusta harrastavat ovat yleensä hyvin perillä myös kalalajistosta ja kalojen määrästä. Pohjimmiltaan nämä tilan mittarit kertovat vesistön tuottavuudesta, rehevyysasteesta, joka puolestaan on läheisessä suhteessa ravinteiden saatavuuteen. Suomessa onkin todettu, että ihmisten arvio kotijärvensä tilasta on käänteisessä suhteessa veden fosforitasoon (Ventelä ym. 2005). Vesistöjen käyttökelpoisuuden ja ekologisen tilan arvioinnissa on kuitenkin otettava huomioon monia muita vaikeammin mitattavia tekijöitä.

Vesien tuotanto perustuu auringon säteilyyn ja maalta uuttuviin ravinteisiin. Auringon energiaa sitovat rantojen suurkasvit ja mikrolevät sekä vapaan veden kasviplankton. Kasvituotannon varassa elää monimuotoinen kuluttajien joukko: bakteereita, pohja- ja planktoneläimiä, kaloja, lintuja, nisäkkäitäkin. Vesiekosysteemin tilaa kuvaavatkin parhaiten erilaiset biologiset muuttujat. Ihmisen kannalta ei ole merkitystä sillä, miten paljon fosforia vedessä on. Sen sijaan on tärkeää, onko vesi kirkasta vai sameaa, onko siinä myrkyllisiä leviä, onko arvokaloille riittävästi ravintoa, miten korkea on kalatuotanto ja millaisista lajeista se koostuu. Järven kunto ei riipu pelkästään ravinnekuormituksesta, vaan veden laatuun vaikuttaa myös eliöyhteisön rakenne ja toiminta, eli biologisten osakkaiden ja fysikaalisen ja kemiallisen ympäristön vuorovaikutukset (Scheffer 1998). Erityisesti kaloilla on tässä ratkaiseva osuus.

4.1 Veden fysikaalinen ja kemiallinen laatu

4.1.1 Johdanto

Ravinteiden saatavuus on keskeinen vesien tuottavuuden säätelijä. Järvissä fosfori on lähes poikkeuksetta niukin ravinne, joka siten määrää rehevyytason. Uutta fosforia tulee järveen vuosittain valuma-alueelta, mutta tämän lisäksi tuottajien käyttöön vapautuu moninkertaisia fosforimääriä järven sisäisissä kierroissa, etenkin historian aikana pohjaan kertyneistä varastoista. Fosforin kiertonopeus järven sisällä riippuu suuresti eliöyhteisön rakenteesta, mutta myös hyvin paljon lämpötilasta. Sääolojen vaihtelu kesän mittaan ja vuodesta toiseen vaikuttaa siksi järven tilaan. Biologisten muuttujien seurannan ohella tiedot veden lämpötilan, pH:n, näkösyvyyden ja keskeisten ravinteiden pitoisuuksien vuodenaikaisesta vaihtelusta ovatkin järven tilan tarkkailun perusasioita. Littoistenjärven vesikemiasta on hajanaisia tietoja 1960-luvulta alkaen, ja vuodesta 1992 lähtien seuranta on ollut tiheävälisiä ja kattavaa. Tässä luvussa kuvataan Littoistenjärven veden fysikaalisen ja kemiallisen laadun pitkäaikaismuutoksia viime vuosikymmeninä. Luonteeltaan kemiallisena mittauksena veden klorofyllipitoisuus käsitellään tässä kemiallisen veden laadun yhteydessä, vaikka se kuvaakin biologista muuttujaa eli kasviplanktonin määrää.

4.1.2 Aineisto ja menetelmät

Vuotta 1992 edeltävät vedenlaatutiedot saatiin Turun vesi- ja ympäristöpiirin erilaisten seurantaohjelmien yhteydessä keräämistä aineistoista, Littoistenjärven säännöstely-yhtiön vesilaitoksen toimintaa varten teettämistä analyyseistä sekä Turun yliopiston tutkijoiden säännöstely-yhtiön toimeksiannosta järjestämistä analyyseistä (Perttula & Sarvala 1994, Sarvala & Perttula 1994).

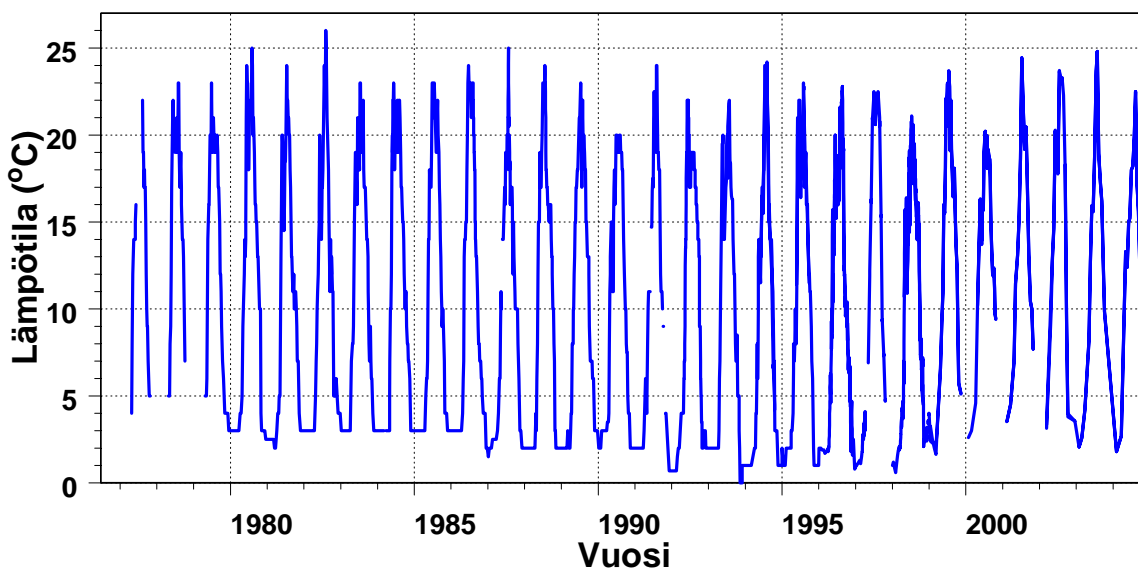
Vuodesta 1992 alkaen vesinäytteet ravinne- ja klorofyllianalyyseja varten on haettu avovesikauden aikana viikon tai viime vuosina kahden viikon välein, vuonna 1992 kahdesti viikossa. Jääpeitteisen kauden happi- ja ravinnetilannetta on seurattu aikaisemmin joinakin vuosina, mutta talvesta 1999 alkaen säännöllisesti 1-3 kertaa talven aikana. Vesinäytteet on yleensä otettu puolen metrin korkuisella Limnos-noutimella, jonka tilavuus on 3,6 L. Avovesikauden ravinnettä on otettu järven syvimmästä pisteestä saarten pohjoispuolella (piste A) 1 ja 2 m:n syvyyksistä suoraan noutimesta happopestyihin 200 mL:n näytenpulloihin. Talviset happi- ja ravinnettä on otettu puolen metrin

välein pinnasta niin lähelle pohjaa kuin mahdollista, yhdeltä (ravinteet: syvin kohta) tai kolmelta asemalta (happi: saarten eteläpuolelta, syvimmästä pisteestä sekä läheltä Järvelää). Kesän klorofyllinäytteet on otettu pisteeltä A kokoomanäytteenä 0-2 m:n patsaasta kahden litran pulloihin. Vesipatsaan päällekkäiset nostot lasketaan puhtaaseen muovisaaviin, josta sekoittamisen jälkeen otetaan tarvittava näyte. Ravinnäytteistä on mitattu Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n vesilaboratoriossa (aikaisemmin Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ja sen edeltäjien laboratoriossa) pH, kokonaistyyppi, nitraatti+nitriitti- ja ammoniumtyppi, kokonaisfosfori sekä fosfaattifosfori (suodatetusta näytteestä) SFS-standardien mukaan; klorofyllianalyysit perustuvat SFS-standardin mukaiseen etanoliuuttoon. Planktonnäytteenoton yhteydessä, lämpimänä kautena 1-2 viikon välein (varhain keväällä ja myöhään syksyllä hiukan harvemmin), on mitattu veden lämpötila ja pH eri syvyyksiltä sekä näkösyvyys kolmesta pisteestä (piste A, piste B Kuoviluodon pohjoispuolella ja piste C Littoisten Hiekkarannan suunnassa).

Lisäksi oli käytettävissä Littoisten vesilaitoksen käyttöpäiväkirjaan aamuisin klo 8 kirjatut tulevan raakaveden lämpötila- ja pH-lukemat koko vesilaitoksen toiminta-ajalta vuodesta 1971 vuoden 1998 lopulle saakka.

4.1.3 Veden laadun muutokset

Matalana järvenä Littoistenjärvi lämpenee (ja myös jäähtyy) nopeasti, ja niinpä kesän maksimilämpötilat ovat olleet huomattavan korkeita lähes joka vuosi (kuva 2). Kuvan mittakaavassa lämpimien jaksojen pituus ei tule näkyviin, ja siksi pelkkien lämpötilahuippujen perusteella ei ole nähtävissä selvää muutossuuntaa, vaikka viime vuodet ovat todellisuudessa olleet selkeästi aikaisempaa lämpimämpiä. Littoistenjärvessäkin jäiden lähtö on 1990- ja 2000-luvuilla keskimäärin aikaistunut 1970- ja 1980-lukuihin verrattuna ja kasvukausi pidentynyt. Kesät 1990, 1998 ja 2000 erottuvat kuvassa selvästi muista viileämpinä.

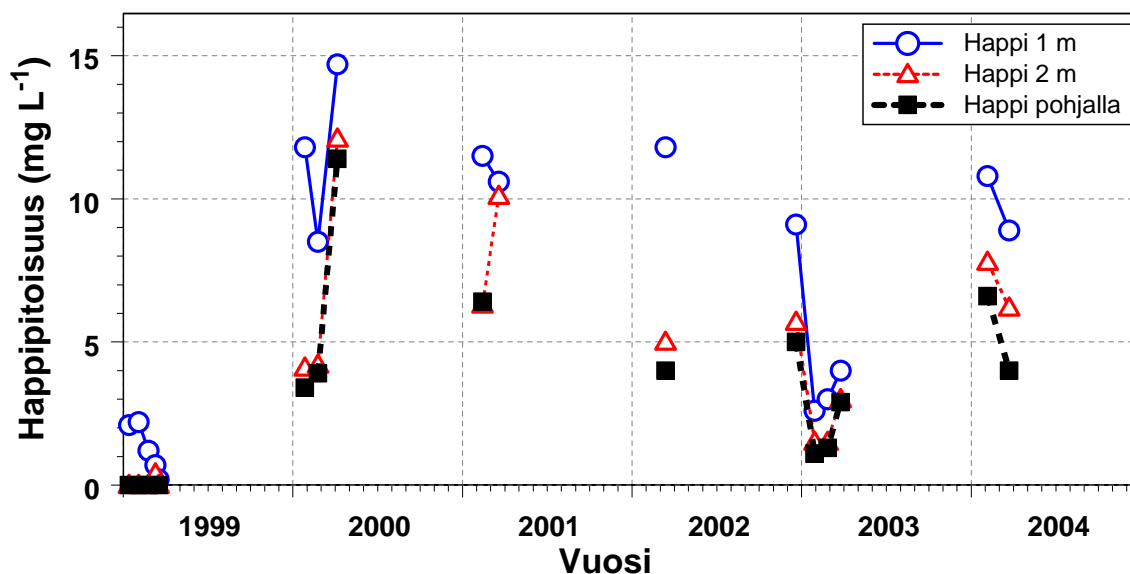


Kuva 2. Littoistenjärven lämpötila 1977-2004.

Littoistenjärven ravinteisuuden kehitys on osaksi sidoksissa happitilanteessa tapahtuneisiin muutoksiin (Sarvala & Perttula 1994). Kesällä järvessä vallitsee yleensä lievä hapen ylikylläisyys levien ja uposkasvien yhteyttämistoiminnan ansiosta. Talvisin järven happikylläisyys alenee luonnostaan etenkin pohjan läheltä. Loppupalveen mennessä kehittyvän happivajauksen aste vaihtelee jäätymisajankohdan mukaan, mutta 1980-luvun puolivälin jälkeen uposkasvillisuuden määrällä on ollut

ratkaiseva vaikutus jäänalaiseen hapenkulutukseen. Vesiruton runsastumisen vuoksi kahta metriä syvemmät alueet menivät lähes hapettomiksi jo maaliskuussa 1986, ja kevättalvella 1987 happi loppui kokonaan järven syvimmistä osista. Kevätjäältä 1987 järveen asennettiin sitten ensimmäinen ilmastuslaitte ja toinen saman vuoden syksyllä. Tästä eteenpäin aina syksyyn 1998 saakka koneellinen ilmastus piti Littoistenjärven talvisen happitilanteen hyvänä.

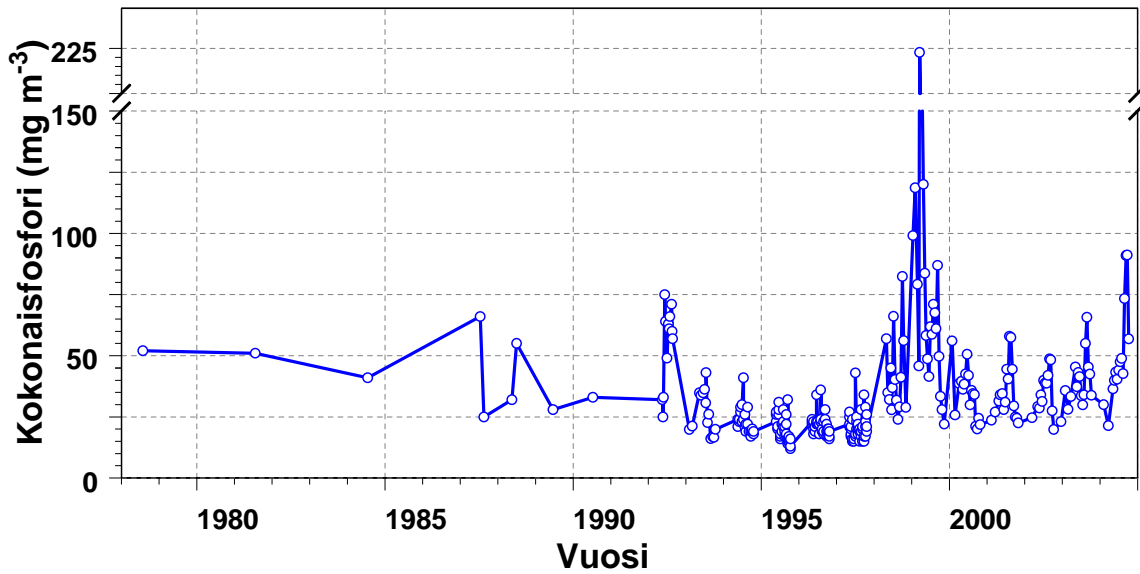
Littoisten vesilaitoksen toiminnan päättyessä joulukuussa 1998 järvessä oli vesiruttoa enemmän kuin koskaan aikaisemmin. Sattumalta juuri tällöin molemmat ilmastuslaitteet rikkoutuivat, ja vaikka toinen laitteista korjattiin, toimintahäiriöiden vuoksi järveen pääsi kevättalvella 1999 kehittymään lähes täydellinen happikato (kuva 3). Syksyllä 1999 toimintakuntoon saatettu LISTEM-ilmastuslaitteisto siirrettiin entisen vesilaitoksen edustalta Järvelän rantaan. Ilmastus aloitettiin heti jäiden tultua ja sitä jatkettiin talvina 1999-2000, 2000-2001 ja 2001-2002. Veden happitilanne pysyi näinä talvina tyydyttävänä. Vanhuuttaan epäkuntoinen laitteisto korvattiin talvella 2002-2003 virtauskehittimellä, joka sekin pystyi pitämään sulana noin 100 metrin pituisen rantakaistan parinkymmenen metrin leveydeltä. Talvi 2002-2003 tuli kuitenkin poikkeuksellisen varhain, Littoistenjärven pysyvä jääkansi syntyi jo lokakuun puolivälissä. Tammikuun lopulle 2003 tultaessa jääpeitteinen kausi oli siten jo kestänyt jokseenkin yhtä kauan kuin leutoina talvina koko talvena. Alkutilven hapenkulutuksen perusteella näytti siltä, että happi loppuisi taas koko järvestä ennen kevättä. Siksi virtauskehittimen tueksi asennettiin toinen pumppu, joka ohjasi vesisuihkun ilman kautta takaisin veteen, parhaimmillaan 1-1,5 metrin korkeudesta. Yhdessä nämä kaksi laitetta pystyivät pitämään koko järven hapellisena, vaikka pitoisuudet alenivatkin koko vesipatsaassa. Samaa käytäntöä jatkettiin talvella 2003-2004. Myös syksyllä 2003 jääpeite muodostui yllättävän varhain, 23. lokakuuta, mutta jäät sulivat jo runsaan viikon kuluttua (1.XI.). Avovesikausi jatkui sitten vielä toista kuukautta, ja pysyvä jääkansi muodostui vasta joulukuun puoleenväliin mennessä. Happitilanne säilyikin hyvänä kevääseen saakka.



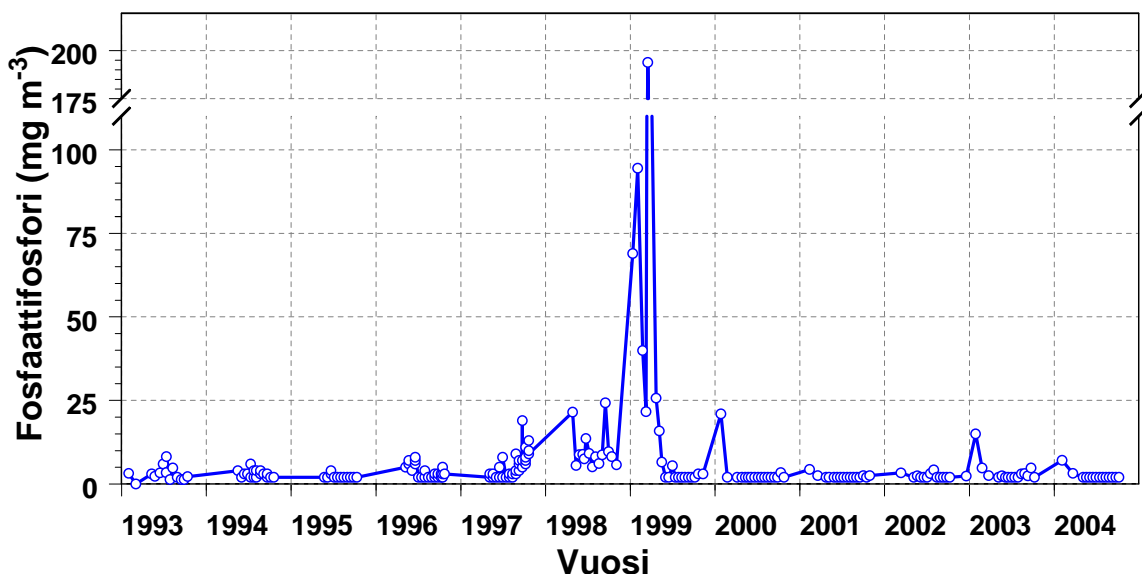
Kuva 3. Littoistenjärven keskialueen happitilanne talvina 1999-2004 yhden ja kahden metrin syvyydellä sekä pohjan lähellä.

Littoistenjärven veden kesäinen kokonaisfosforipitoisuus oli 1970- ja 1980-luvuilla ennen vuotta 1987 verrattain korkea, 40-60 mg m⁻³, eli rehevien järvien tasolla (kuva 4). Talviarvot olivat hiukan alhaisempia; matalille järville on tyypillistä, että veden fosforitaso nousee kesällä selvästi korkeammaksi kuin talvisin, jolloin ylimääräiset ravinteet pääsevät vajoamaan pohjaan. Alkukesällä 1987 fosforitaso nousi selvästi korkeammaksi vesiruton kannanromahduksen takia, mutta laski jo loppukesästä ja oli seuraavina vuosina vain noin 30 mg m⁻³. Seuraava vesiruton massakuolema keväällä 1992 kohotti fosforilukemat jälleen jopa 70 mg m⁻³:aan. Fosforitaso laski kuitenkin seuraavina vuosina,

ja oli kesinä 1995-1997 ennätysellisen alhainen, parhaimmillaan alle 20 mg m^{-3} . Kesällä 1998, jolloin järvi oli jokseenkin täynnä uposkasveja, fosforiarvot olivat koholla heti kevästä alkaen; fosfaattifosforissa oli vähäistä nousua näkyvissä jo syksyllä 1997 (kuva 5). Syynä saattoi olla tiheän kasvillisuuden joukossa syntynyt hapen puute jo talven aikana ja todennäköisesti paikka paikoin myös kesällä. Lisäksi uposkasvien yhteyttäminen nosti kesällä veden pH:n hyvin korkeaksi, ja ilmeisesti tästä syystä fosforia alkoi liueta pohjasta veteen. Talvella 1998-1999 happi loppui jääpeitteen alta lähes kokonaan, minkä seurauksena veteen liukeni suuria määriä fosfaattifosforia. Kevään tullen tämä fosfaattifosfori sitoutui planktonleiviin ja bakteereihin, joten kokonaisfosforin määrä oli heti jäidenlähden jälkeen 120 mg m^{-3} , eli ylirehevien järvien tasolla. Tästä taso laski alle 50 mg m^{-3} :n, mutta kohosi hiljalleen taas syksyä kohti. Seuraavina talvina fosforin perustasoksi vakiintui $20\text{-}30 \text{ mg m}^{-3}$, kesällä $30\text{-}40 \text{ mg m}^{-3}$, lukuun ottamatta syanobakteerien massaesiintymien aikaisia huippuja, jolloin lukemat olivat lyhyen aikaa $50\text{-}60 \text{ mg m}^{-3}$. Pitkällä aikavälillä Littoistenjärven fosforipitoisuudessa ei siten näytä olevan mitään selkeää muutossuuntaa, mikä on sopusoinnussa sen kanssa, että järven kuormitus ei ainakaan merkittävästi ylitä sallittua tasoa. Sen sijaan pitoisuudet ovat eri syistä heilahdelleet voimakkaasti vuosien välillä ja myös yksittäisten kesien aikana. Osa tilapäisistä ravinnehuipuista selittyy kuolleista uposkasveista irtoavilla ravinteilla, osa uposkasvien tai syanobakteerien massaesiintymien yhteyttämisestä koituneella pH:n nousulla tai korkeilla lämpötiloilla, jotka edistävät fosforin liukenemistä sedimentistä. Fosforitason nousulle loppukesällä 2004 ei ole selvää syytä osoitettavissa.

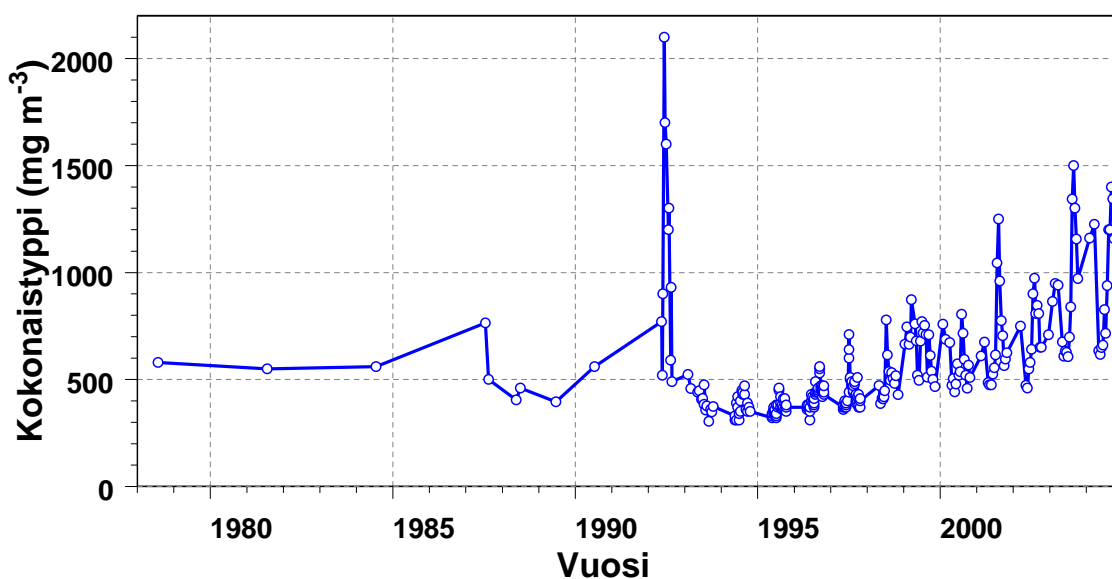


Kuva 4. Littoistenjärven veden kokonaisfosforipitoisuus 1978-2004. Huomaa katkaistu pystyakseli.

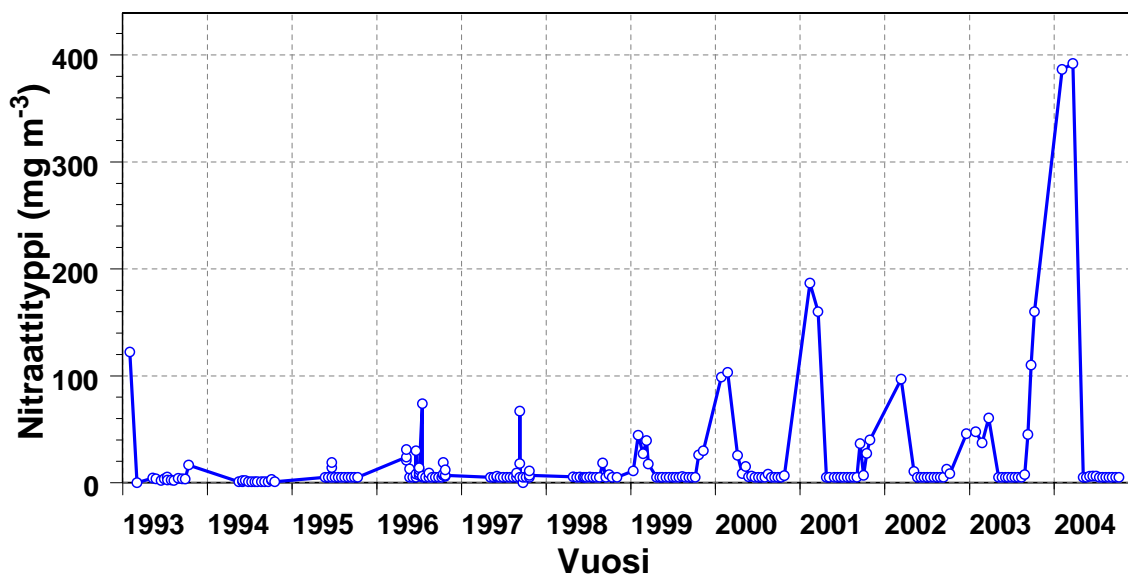


Kuva 5. Littoistenjärven veden fosfaattifosforipitoisuus 1993-2004. Huomaa katkaistu pystyakseli.

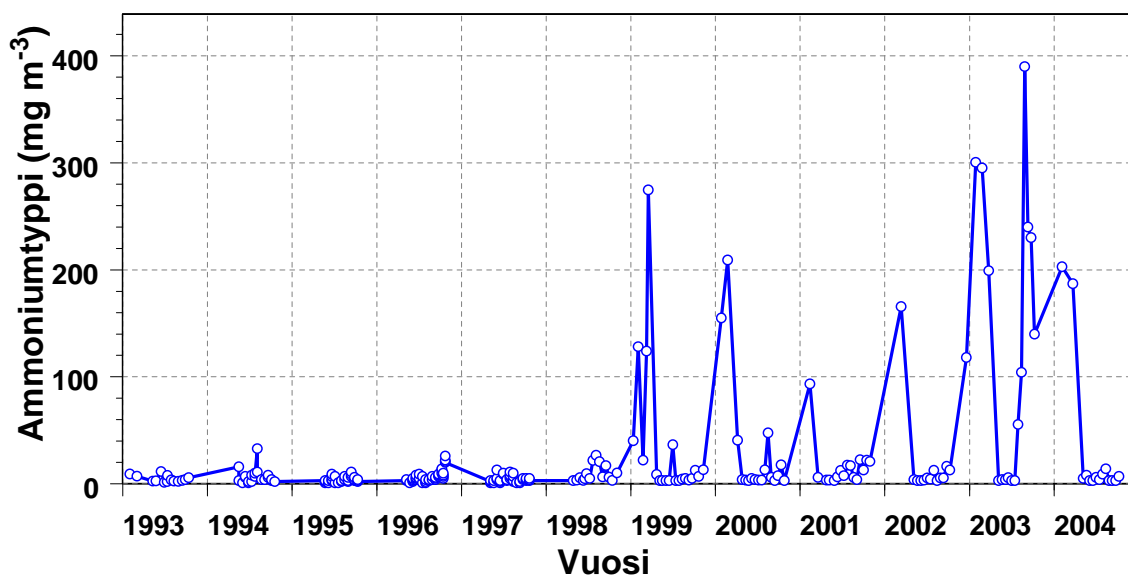
Kokonaistypen pitoisuuksien vaihtelussa vuosien 1987 ja 1992 vesiruttonormahdukset näkyvät samalla tavalla kuin kokonaisfosforissa (kuva 6). Vuotta 1992 seuraava kehitys sen sijaan poikkeaa fosforista selvästi. Typpitaso on noussut melko tasaisesti 1990-luvun puolivälistä alkaen. Talven 1999 happikato näkyy vain vähäisenä hyppäyksenä ylöspäin, ja korkeimmat huiput liittyvät vuosien 2001, 2003 ja 2004 syanobakteerien massaesiintymiin. Epäorgaanista typpeä on Littoistenjärvessä yleensä merkittävästi vapaana ainoastaan talvella jääpeitteen alla, kesällä vain poikkeuksellisesti tiheän kasvillisuuden joukossa (kuvat 7, 8). Vuosien 2001 ja 2003 syanobakteeriesiintymien hajoamisvaiheessa havaittiin kuitenkin kohonneita epäorgaanisen typen pitoisuuksia myös kesällä. Talviset pitoisuudet näyttävät myös olevan nousussa. Typpeä sitovat syanobakteerit lisäävät merkittävästi järven typpivarantoja. Kokonaistypen pitoisuuksien noususuunta Littoistenjärvessä voi siten liittyä syanobakteerien yleistymiseen järvessä, mahdollisesti lämpimien kesien takia.



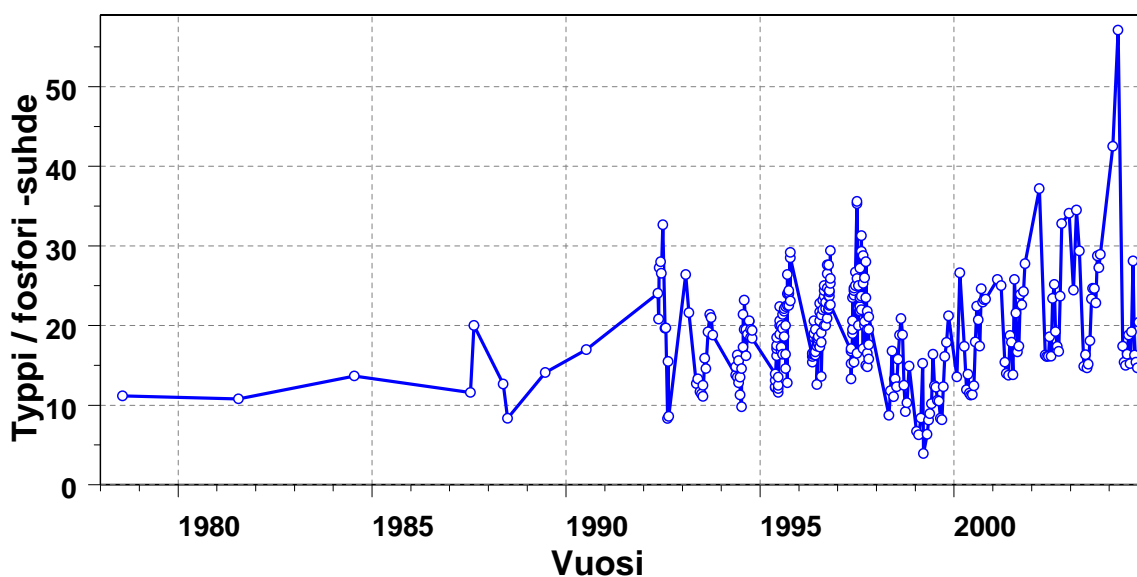
Kuva 6. Littoistenjärven veden kokonaistypipitoisuus 1978-2004.



Kuva 7. Littoistenjärven veden nitriitti- ja nitraattitypen pitoisuus 1993-2004.

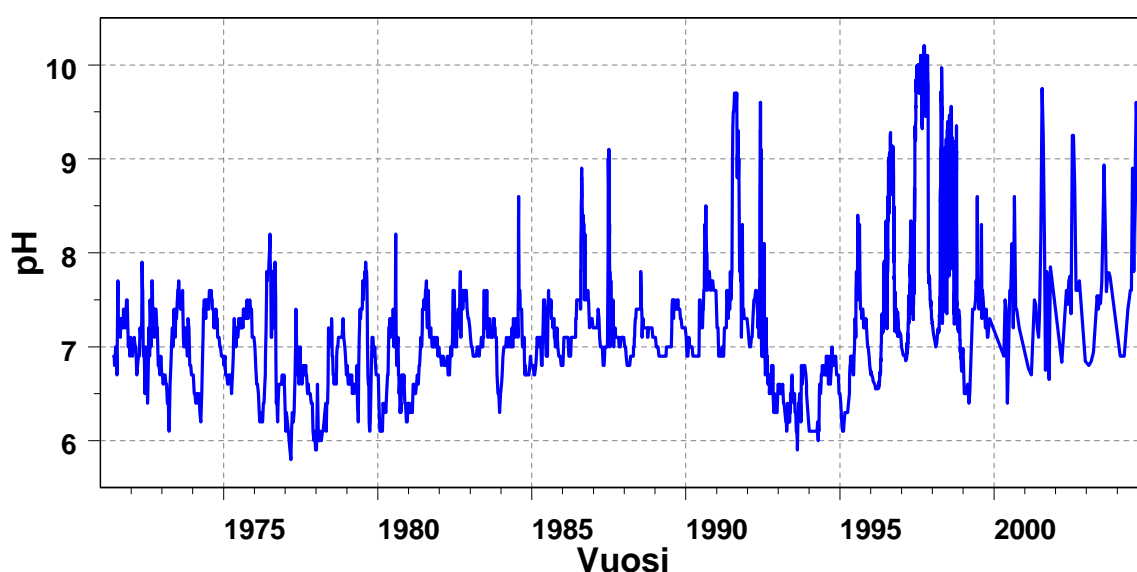


Kuva 8. Littoistenjärven veden ammoniumtyypipitoisuus 1993-2004.



Kuva 9. Littoistenjärven veden typpi-fosfori -suhde 1978-2004.

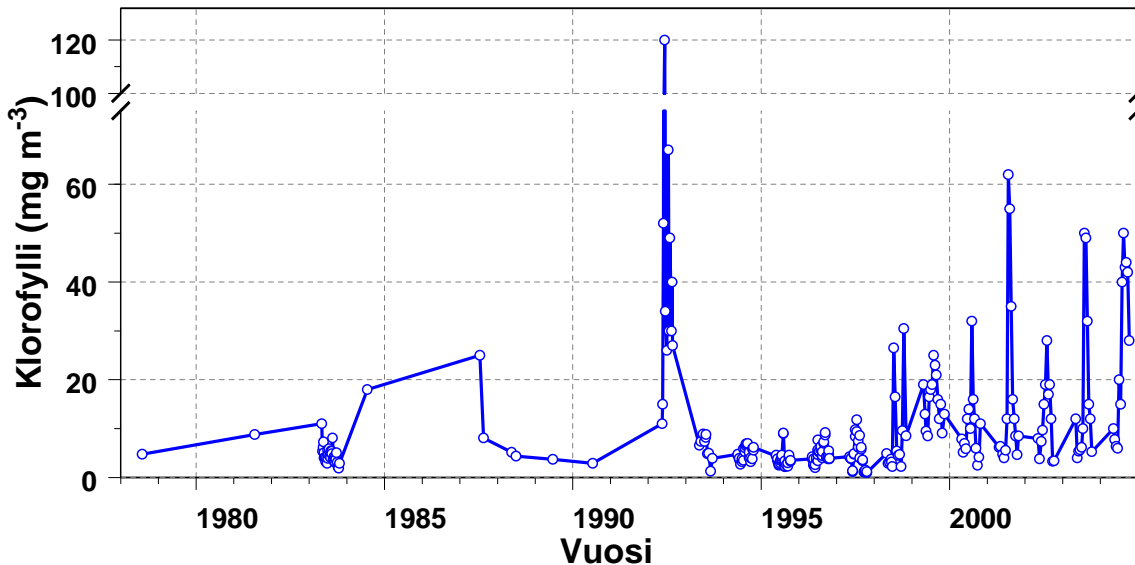
Littoistenjärven veden typpi-fosfori -suhde oli 1980-luvulla niin alhainen (massasuhteena tasolla 10-15), että typen suhteellinen niukkuus on voinut ajoittain muodostua kasviplankton tuotantoa rajoittavaksi tekijäksi (kuva 9). Myöhemmin tämä suhdeluku nousi syanobakteerien massaesiintymien yhteydessä yli kolmenkymmenen, jolloin fosforin puute yksin rajoittaa tuotantoa. Toisaalta suhde laski jopa selvästi alle kymmenen sellaisina vuosina (1992, 1998, 1999), jolloin fosforitaso nousi korkeaksi. Näiden poikkeusvuosien jälkeen 1990-luvun jälkipuoliskolla ja 2000-luvun alussa fosforitaso säilyi melko vakaana ja kokonaistyyppitason nousu vähitellen nosti myös typpi-fosfori -suhdetta.



Kuva 10. Littoistenjärven veden pH 1971-2004.

Littoistenjärven veden pH on luonnostaan melko neutraali ja vaihtelee seitsemän molemmin puolin

(kuva 10). Järven puskurikyky happamoitumista vastaan on kohtuullisen hyvä. Talvella pH laskee hiukan alle seitsemän, alimmillaan jopa alle kuuden, mutta nousee kesällä huomattavasti uposkasvien ja planktonlevien yhteyttämistoiminnan seurauksena. 1970-luvulla ja 1980-luvun alkuvuosina terävät, lyhytaikaiset pH-nousut johtuivat yksinomaan syanobakteerien massaesiintymistä. Vuosina 1986-1998 uposkasvien runsaus oli yleensä tärkein pH-tasoa määräävä tekijä, paitsi silloin kun kasviplanktonia oli erityisen paljon. Esimerkiksi kesällä 1992 planktonlevien runsausvaihtelu heijastui suoraan pH-arvoihin. Vesiruton runsastuessa pH nousi jokseenkin tasaisesti loppukesää kohti, ja kesällä 1998 korkeimmat aamuarvot olivat jopa yli kymmenen. Tällaiset lukemat lähestyvät äyriäisille ja kaloille kuolettavaa tasoa. Vuosina 2001-2004 loppukesän korkeat pH-luvut olivat seurausta syanobakteerien voimakkaista massaesiintymistä.

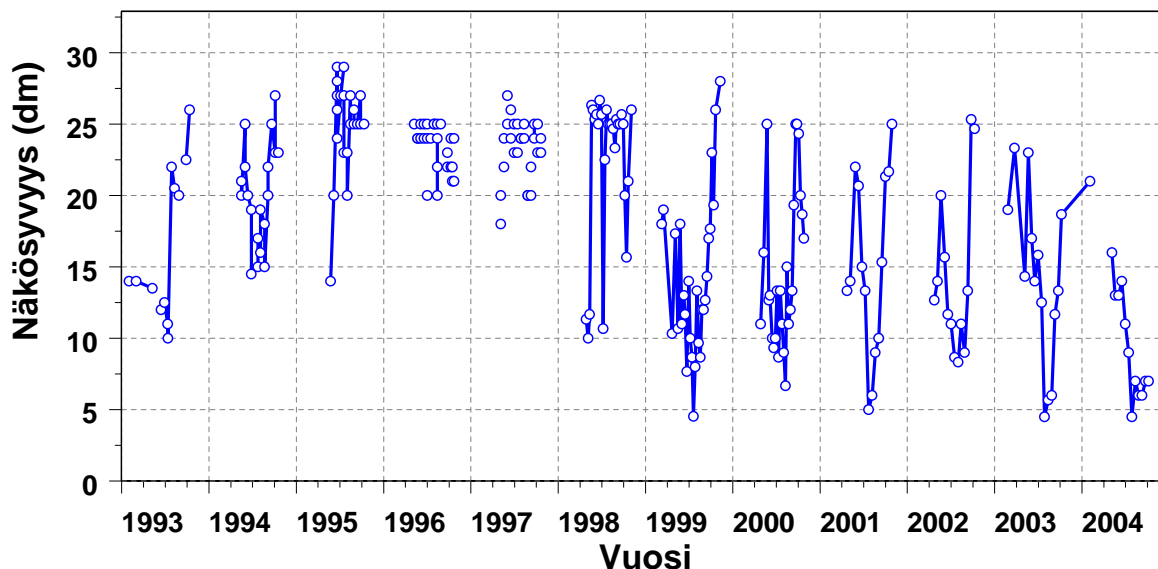


Kuva 11. *a*-klorofyllin määrä Litoistenjärven vedessä 1978-2004. Huomaa katkaistu pysty akseli.

Kasviplanktonin runsautta voidaan likimääräisesti seurata mittaamalla *a*-klorofyllin määrää vedessä. Karuissa vesissä klorofyllitaso on alle 3 mg m^{-3} , rehevissä yli 7 mg m^{-3} ; ja tason 40 mg m^{-3} ylittävät arvot kertovat äärimmäisestä ylirehevyydestä (Forsberg & Ryding 1980). Litoistenjärven klorofyllin ”normaali” määrä oli 1970-1990-luvuilla karujen tai lievästi rehevien järvien tasolla, mutta vesiruton huippu- ja romahdusvuosina taso nousi rehevälle tai ylirehevälle tasolle (kuva 11). Vuodesta 2000 alkaen klorofyllin kesäiset huippuarvot ovat ylittäneet vähintään rehevälle tasolle syanobakteerien massaesiintymien vuoksi.

Näkösyvyys on yksinkertainen ja karkea vedenlaadun mittari. Litoistenjärven vesi on luonnostaan kirkasta, koska pieneltä valuma-alueelta tulee vain vähän humusaineita. Näkösyvyyden vaihtelu kertoo siten lähinnä kasviplanktonin määrän muutoksista, mutta myös solujen kokojakauma vaikuttaa näkösyvyyteen. Litoistenjärven vesi oli 1970- ja 1980-luvuilla yleensä kohtuullisen kirkasta, näkösyvyys oli tuolloin pienimmillään 0,8 m, mutta toisinaan näkösyvyyttä oli pohjaan saakka (Sarvala & Perttula 1994). 1990-luvulla näkösyvyys ulottui suuren osan kesästä pohjaan saakka, lukuun ottamatta lyhyitä runsaan planktonlevästön jaksoja keväisin tai keskikesällä (kuva 12). Sameat jaksot yleistyivät jo kesällä 1998, jolloin järvi oli jokseenkin täynnä uposkasveja. Seuraavan talven happikadon jälkeen näkösyvyys oli kesällä 1999 suuren osan ajasta 1-1,5 metrin tuntumassa ja heikoimmillaan vain puoli metriä. Syksyyn 1999 mennessä vesi kuitenkin kirkastui. Vuosina 2000-2003 näkösyvyys on vaihdellut samanlaisen kaavan mukaan: varhain keväällä vesi on ollut melko sameaa (näkösyvyys 1-1,5 m), alkukesästä selvästi kirkkaampaa (näkösyvyys kahden metrin luokkaa) ja erityisen kirkasta syksyllä (2,5 m), mutta keskikesällä on ollut syanobakteerien massaesiintymien aiheuttama hyvin samea jakso, jolloin näkösyvyys on ollut alle metrin, alimmillaan puolen metrin luokkaa. Rantojen lähellä näkösyvyys on pahimpien syanobakteerikukintojen aikaan voinut olla vain joitakin senttimetrejä.

Vuonna 2004 näkösyvyys pysyi yllättäen heikkona lokakuulle saakka.



Kuva 12. Littoistenjärven veden näkösyvyys kesinä 1993-2004.

4.2 Biologiset muuttujat

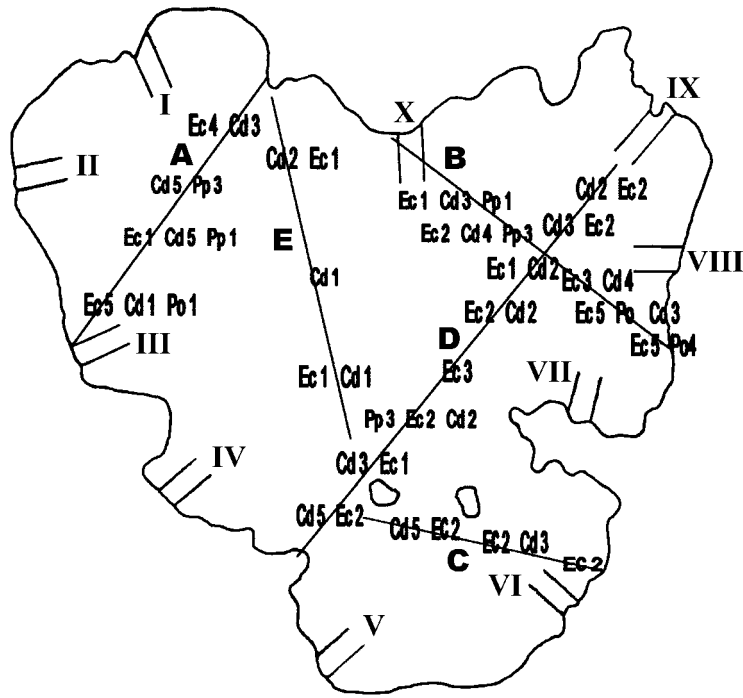
4.2.1 Johdanto

Vesiekosysteemin biologiseen rakenteeseen kuuluu sekä eloperäisen aineen perustuottajia että tuotoksen kuluttajia. Veden perustuottajia ovat suurkasvit, kasviplankton sekä pohja- ja päällyslievät. Kuluttajia ovat puolestaan eläin- ja bakteeriplankton, pohjaeläimet ja -bakteerit sekä huippukuluttajina kalat ja vesilinnut. Kasviplanktonin määrä ja koostumus kuvaavat klorofyllin tavoin yleistä rehevyytensä. Eläinplanktonin määrä, koostumus ja kokojakaumat kertovat rehevyyden lisäksi myös planktonia syövien kalojen runsaudesta. Pohjaeläimistö on hyvä yleisen rehevyyden mittari, mutta se on samalla herkkä kaikenlaisille häiriötekijöille. Kalastoa koskevalla tiedolla on merkitystä sekä veden laadun että kalastuksen kannalta.

4.2.2 Aineisto ja menetelmät

Ensimmäinen koko ekosysteemin kattava tutkimus Littoistenjärvestä tehtiin vuonna 1983 (Rautanen ym. 1985). Kasviplanktonia ja eläinplanktonia seurattiin koko avovesikauden ajan, pohjaeläimistöä tutkittiin syksyllä ja seuraavana talvena. Kasvillisuus, kalasto ja linnusto kartoitettiin.

Littoistenjärven kasvillisuutta on seurattu säännöllisesti vuodesta 1986 lähtien pintauiden ja sukeltamalla. Tärkeimpien uposkasvien biomassat on mitattu kasvinäytteistä vähintään kerran loppukesällä kymmeneltä rantavyöhykkeen linjalta (kultakin kolme näytettä, viime vuosina 25x25 cm²) ja kymmenestä ulappapisteestä (kuva 13). Rantalinjoilta arvioitiin lajien peittävydet metrin leveydeltä linjan kummaltakin puolelta. Useina vuosina lisäksi harattiin kasvillisuutta viideltä järven poikki ulottuvalta linjalta sekä arvioitiin eri lajien esiintymisrunsautta eri puolilla järveä.



Kuva 13. Littoistenjärven kasvillisuuskartoituksen rantalinjat (I-X) ja keskialueen harauslinjat (A-E) sekä vuoden 2001 merkintöjä linjoilla esiintyneistä kasvilajeista ja niiden runsaudesta.

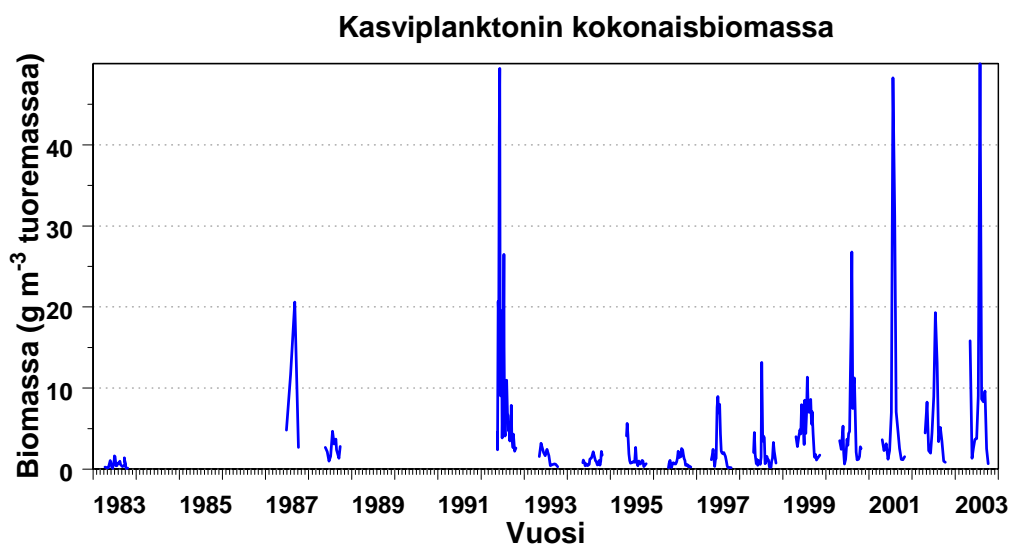
Kasviplanktonin kesäaikaista kehitystä seurattiin vuosina 1987 ja 1988, syanobakteerien osalta myös 1989, ja vuosittainen koko avovesikauden kattava tarkkailu alkoi vuonna 1992. Eläinplankton tuli seurantaan vuonna 1989 ja vuodesta 1992 alkaen tutkimus on toistettu vuosittain. Sekä kasvi- että eläinplanktonnäytteet on otettu avovesikauden aikana 1-2 viikon välein kolmen pisteen 0-2 m:n vesipatsaiden kokoomanäytteinä (vuonna 1992 kahdesti viikossa) noudattaen ympäristöhallinnon menetelmäsuosituksia (Ruoppa & Heinonen 2004, Sarvala 2004). Kasviplanktonnäytteeksi otettiin kultakin näytepisteeltä 100 mL vettä, joka kestäväitettiin kentällä happamalla Lugolin liuoksella. Laboratoriossa näytteet tutkittiin käänteismikroskoopilla ja tunnistettiin lajilleen, mikäli se oli mahdollista. Kasviplanktontaksonia tunnistettiin reilusti yli 200. Eläinplanktonnäytteet suodatettiin kentällä 50 µm:n planktonhaavin läpi ja säilöttiin etanoliin. Laboratoriossa eläinplanktonnäytteistä laskettiin äyriäisplankton. Näytteet ositettiin siten, että mikroskoopilla määritettiin ja mitattiin yhteensä vähintään 200 yksilöä. Äyriäistaksonia tavattiin yli 30. Joinakin vuosina laskettiin myös rataseläimet.

Pohjaeläimistöä tutkittiin 1983-1984 standardin mukaisella Ekman-noutimella otetuista näytteistä (SFS 5076). Myös Lauri Paasivirralla 1990-luvulla saadut tiedot perustuivat Ekman-näytteisiin. Vuosien 1994 (Saarikari 1995) ja 2003 koko järven kattavat otannat toteutettiin putkinoutimella (SFS 5730). Seulatiheys oli standardin mukainen 0,5 mm.

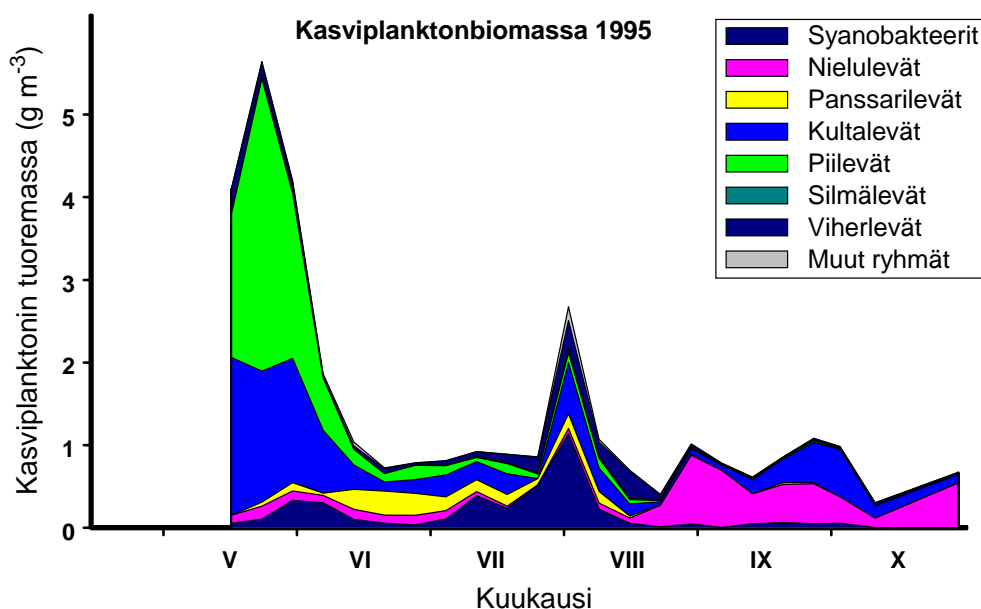
Kalaston tilaa on tutkittu vuodesta 1993 lähtien koekalastamalla viitenä yönä kesäkuussa pohjoismaisen suosituksen mukaisilla Nordic-yleiskatsausverkoilla (1,5 x 30 m, silmäkoot 5, 6,25, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 ja 55 mm; langan paksuus 0,10-0,35 mm silmäkoosta riippuen) tavoitteena 20 verkkoyön aineisto, joka on tämänkokoisessa järvessä riittävä (Rask ym. 1997, Kurkilahti & Rask 1999). Verkot on sijoitettu ositeotannan periaatteella järven kaikkiin osiin, ja myös verkkojen laskusuunta on satunnaistettu. Saaliskalat on mitattu ja punnittu, ja ahventen, särkien ja lahnojen iät on määritetty suomuista, kiduskansista tai kuuloluista kannan rakenteen ja kasvunopeuksien selvittämiseksi.

4.2.3 Kasviplankton

Kasviplanktonin klorofylli ja kokonaisbiomassa käyttäytyvät Littoistenjärven aikasarjassa yhtäpitävästi. Kasviplanktonin määrä oli karujen tai lievästi rehevien järvien tasolla 1978-1983, 1988-1990 ja 1993-1996 (kuvat 14, 15). Selkeät rehevän tai jopa ylirehevän tason huiput olivat vesiruton romahdusvuosina 1987 (maksimi 21 g m^{-3} ; Sarvala & Perttula 1994) ja 1992 (kuva 14). Myös kolmantena uposkasvien romahdusvuonna 1999 kasviplanktonia oli tavallista enemmän, mutta suhteessa fosforitasoon paljon odotettua vähemmän, ja nousu oli oikeastaan alkanut jo vuosina 1997 ja 1998. Sen sijaan vuosina 2000-2003 kasviplanktonhuiput ovat olleet hyvin korkeita, joskin verraten lyhytaikaisia, ja perustaso on ollut lievästi rehevien tai rehevien järvien tasolla (kuva 14, 16).



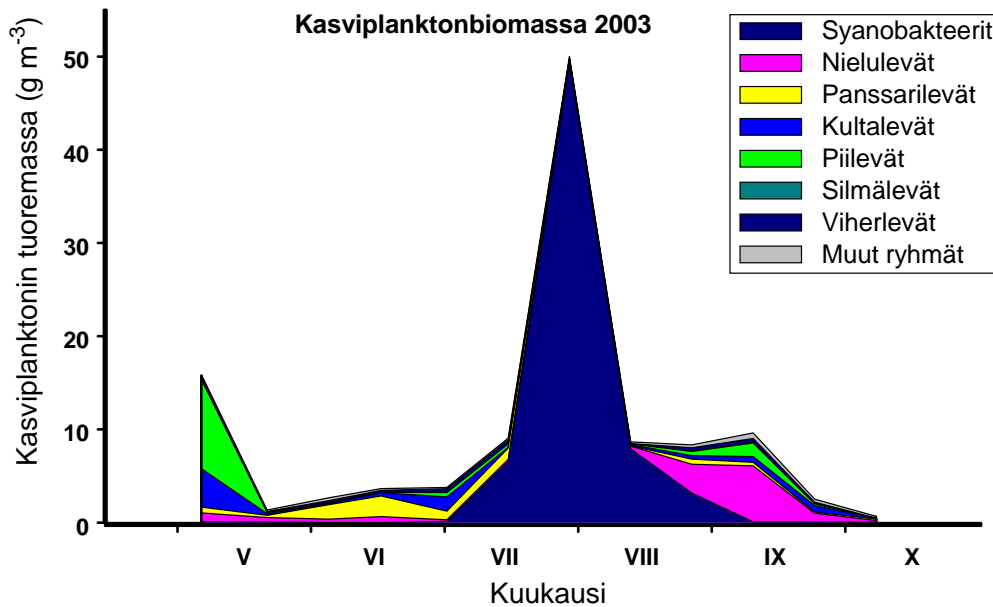
Kuva 14. Kasviplanktonin kokonaisbiomassan kehitys Littoistenjärven vuosina 1983-2003.



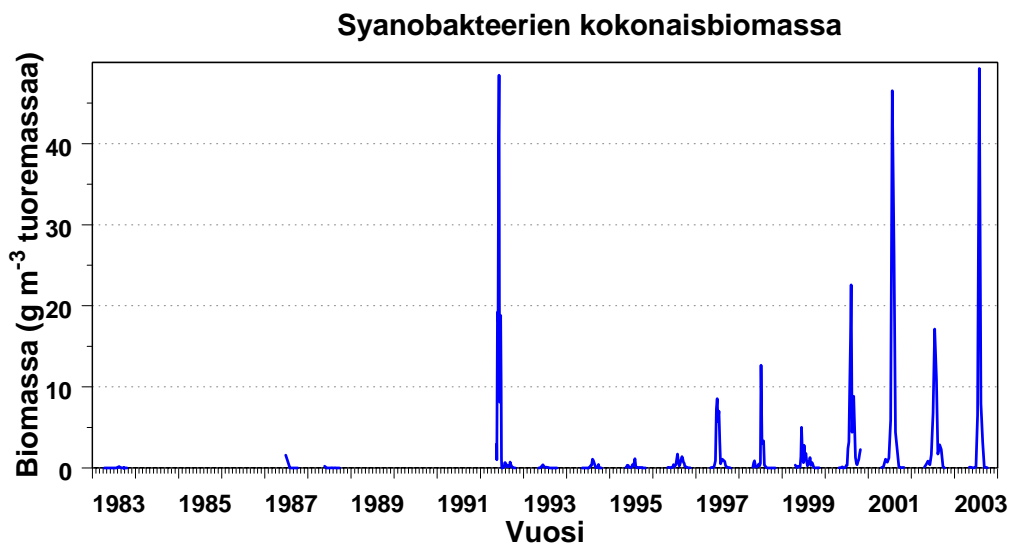
Kuva 15. Kasviplanktonin pääryhmien biomassan kehitys kesän 1995 aikana.

Kasviplanktonin vuodenaikaiskehitys on vaihdellut Littoistenjärven suuressi vuodesta toiseen, mutta pääryhmien seuraanto näyttää jossakin määrin ennustettavalta. Esimerkiksi vuonna 1995 (kuva 15) korkein biomassahuippu oli keväällä, jolloin oli runsaasti kultaleviä ja piileviä. Syksyllä

vallitseva ryhmä oli nielulevät. Syanobakteerien huippu heinä-elokuussa jäi melko alhaiseksi. Vuonna 2003 (kuva 16) varhaisen kevään biomassahuippu samoin koostui kultalevistä ja piilevistä, ja syksyllä nielulevät olivat taas tärkein ryhmä. Syanobakteerien huippu heinä-elokuussa oli erittäin korkea, ja siksi kevään ja syksyn biomassatasot näyttävät alhaisilta, vaikka ne itse asiassa olivat tuntuvasti korkeampia kuin vuonna 1995.



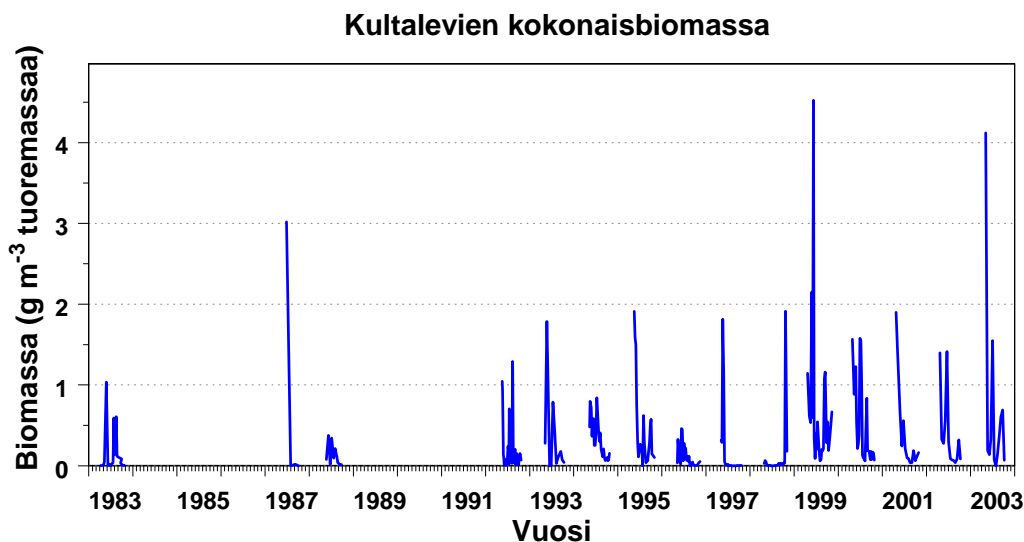
Kuva 16. Kasviplanktonin pääryhmien biomassan kehitys kesän 2003 aikana.



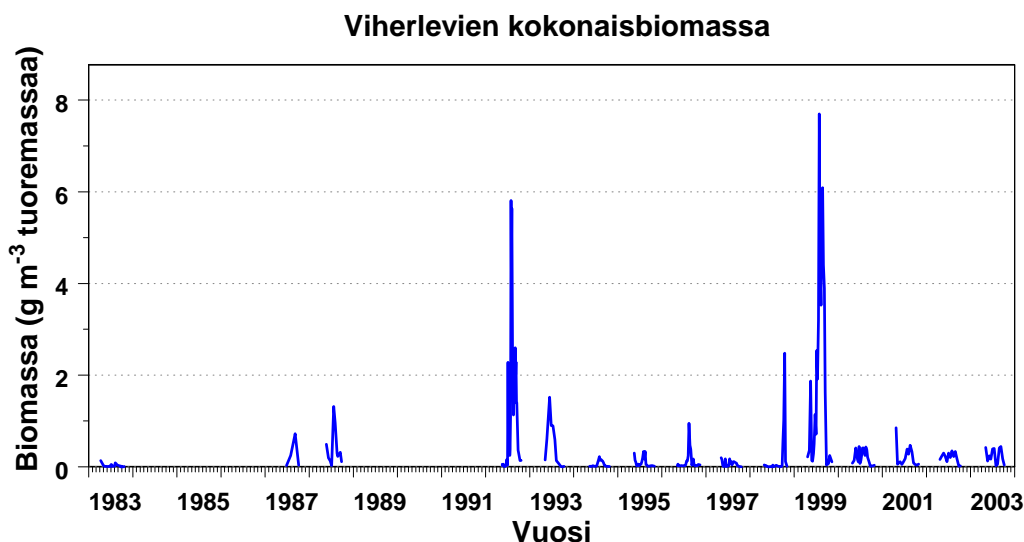
Kuva 17. Kasviplanktonin syanobakteerien (Cyanobacteria) biomassan kehitys Littoistenjärvessä vuosina 1983-2003.

Koko tarkastelujaksolla kasviplanktonin pääryhmien vuosittainen runsaus on vaihdellut hiukan eri tahdissa. Syanobakteereita oli erittäin paljon alkukesästä 1992 (kuva 17; huippu oli jo kesäkuun alkupuolella!). Vesiruton romahdusvuosina 1987 ja 1999 syanobakteereita oli paljon vähemmän, silloinkin alkukesäpainotteisesti. Vuodesta 1997 alkaen syanobakteerit ovat selvästi runsastuneet, ja niiden esiintyminen painottuu nykyisin lämpimiin keskikesän viikkoihin kuten ryhmälle tyypillistä

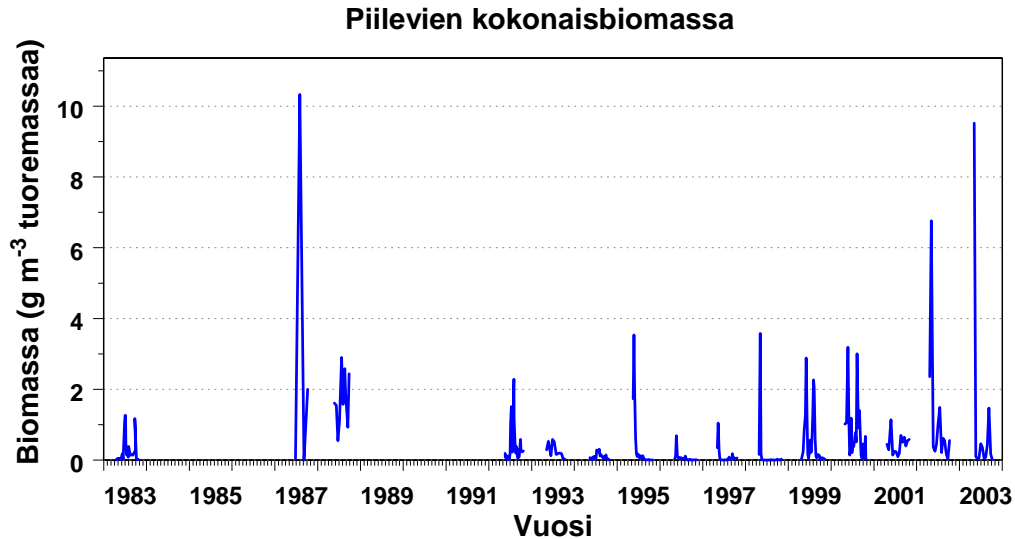
on. Kesän 2001 syanobakteerikukinta heinäkuun lopussa oli ennennäkemättömän sakea; järven länsilaidalla näytti siltä kuin veteen olisi kaadettu sekä sinisävyistä että vaaleaa lateksimaalia. Kultalevät on Littoistenjärvessä ennen muuta alkukesän leväryhmä, joka näyttää hiukan runsastuneen tarkastelujaksolla (kuva 18). Viherlevät ovat hyötäneet eniten vesiruton romahdusvuosiin (1992, 1999) liittyvästä korkeasta fosforitasosta (kuva 19); myös vuonna 1987 planktonissa oli runsaasti vihreisiin leviin kuuluvia yhtymäleviä. Piilevät on syanobakteerien ohella se leväryhmä, joka yleensä selvimmin hyöttyy rehevöitymisestä. Littoistenjärvessä piilevien määrä on heilahdellut vuodesta toiseen, mutta 2000-luvulla näyttää tapahtuneen runsastumista (kuva 20).



Kuva 18. Kultalevien (*Chrysophyceae*) biomassan kehitys Littoistenjärvessä vuosina 1983-2003.

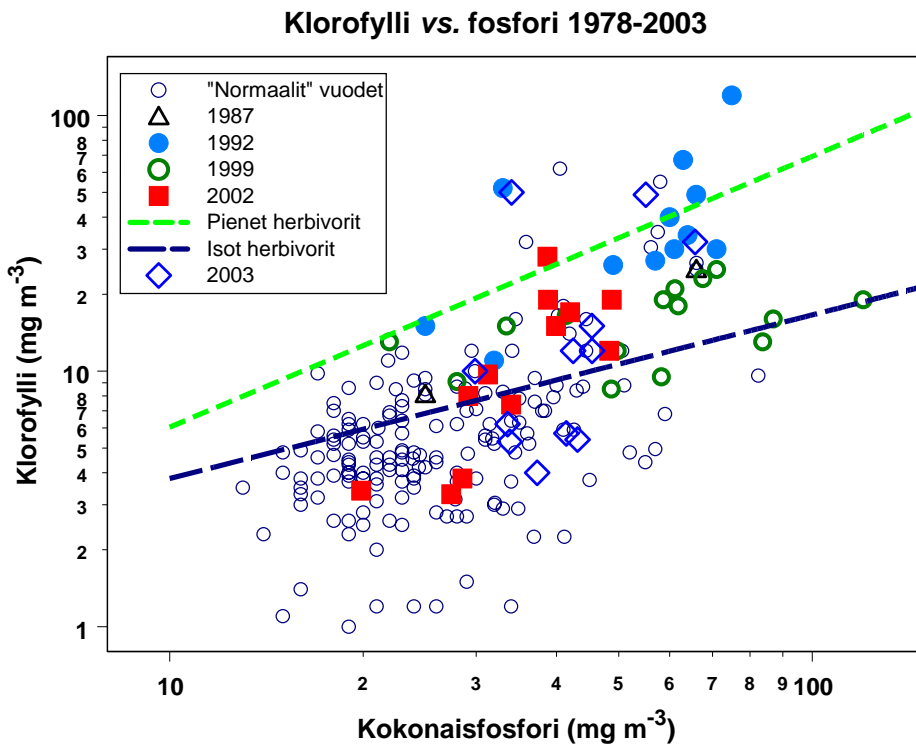


Kuva 19. Viherlevien (*Chlorophyceae*) biomassan kehitys Littoistenjärvessä vuosina 1983-2003.



Kuva 20. Piilevien (Diatomophyceae) biomassan kehitys Littoistenjärven vuosina 1983-2003.

Kasviplanktonin määrä on Littoistenjärven ”normaalivuosina” sekä klorofyllinä että tuoremassana mitattuna yleensä vähäinen veden fosforitasoon verrattuna (kuva 21). Poikkeuksia ovat olleet vesiruton romahdusvuodet, etenkin 1992, sekä 2000-luvun vuosien syanobakteerien massaesiintymien jaksot. Selittävänä tekijänä lienee ravintoverkon rakenne, etenkin eläinplanktonin äyriäisten määrä ja kokojakaumat, jotka ovat myös muuttuneet uposkasvisyklin mukaan.



Kuva 21. Littoistenjärven veden *a*-klorofyllipitoisuuden suhde veden kokonaisfosforin pitoisuuteen normaalivuosina sekä vesiruton romahdusvuosina (1987, 1992, 1999). Katkoviivat osoittavat keskimääräisen suhteen sellaisissa vesissä, joissa eläinplanktonissa ovat vallitsevia pienet äyriäiset (ylempi) tai suuret vesikirpukat (alempi suora).

4.2.4 Uposkasvit

Vielä kesällä 1983 Littoistenjärvi oli uposkasvillisuutensa puolesta melko karunoloinen, valtalaji oli tummalahnaruoho, ja nuottaruohoakin tavattiin yleisesti (Laine 1985). Seuraavina vuosina tapahtui kuitenkin nopea muutos, kun uposlehtinen tulokaskasvi vesirutto (*Elodea canadensis*) ja myöhemmin karvalehti (*Ceratophyllum demersum*) runsastuivat räjähdysmäisesti. Vesirutolle ovat kaikkialla maailmassa tyypillisiä voimakkaat kannanvaihtelut, joiden jakso on yleensä 5-6 vuotta.

Vesirutto mainitaan Littoistenjärvestä jo 1960-luvulta, mutta 1980-luvun puolivälin tienoilla se runsastui nopeasti ja lähes täytti koko järven kesällä 1986 (kuva 22). Ankaran talven 1987 aikana suuri osa vesiruttokasvustoista tuhoutui. Happi pääsi kevättalvella loppumaan järven syvimmistä osista ja pohjasta veteen liuenneet sekä keväällä hajoavista kasveista vapautuvat ravinteet nostivat veden fosforitason korkeaksi kesän 1987 alussa (kuva 23) ja vesi oli sameaa. Koska hapettomuus häiritsi vedenottoa, järven ilmastus aloitettiin jo viimeisiltä kevätyiltä 1987 asennetulla laitteistolla, ja saman vuoden syksyllä asennettiin toinenkin ilmastusjärjestelmä. Liiat ravinteet laskeutuivat pohjaan talven aikana, ja seuraavana vuonna veden laatu oli hyvä. Vesirutto oli vuonna 1988 hyvin vähissä, mutta uusi runsastuminen alkoi jo 1989, ja kesällä 1991 järvi oli taas täynnä vesiruttoa. Talvi 1991-1992 oli leuto ja jääpeite verraten lyhytaikainen. Nyt vesiruttokasvustot alkoivat kuolla vasta keväällä 1992, ja seurauksena olivat taas korkeat ravinnetasot ja planktonlevien massaesiintymät, joissa alkukesästä vallitsivat syanobakteerit. Syksyä kohti planktonlevästä väheni, ja vuosina 1993-1997 kasviplanktonin biomassa oli vain lievästi rehevöityneiden järvien tasolla lukuun ottamatta keskikesän syanobakteerihuippua vuonna 1997. Näinä kesinä fosforitaso oli alempi kuin koskaan aikaisemmin seurannan aikana.

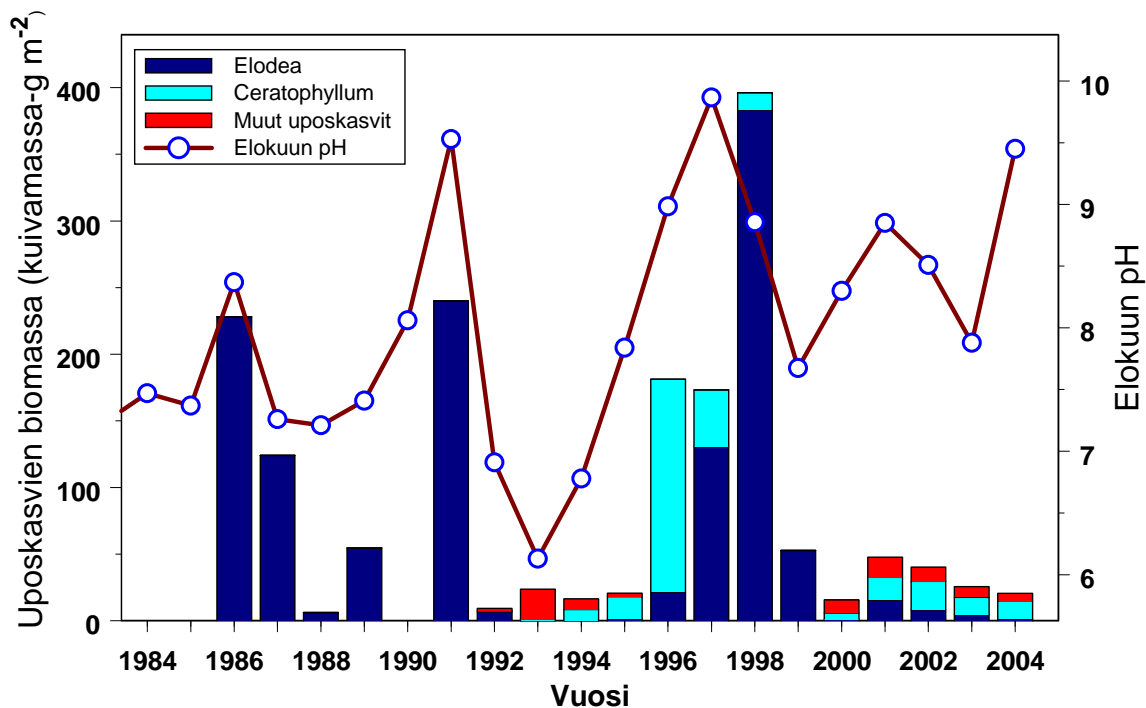
Touko-kesäkuussa 1992 rannoille ajautunutta vesiruttoa rahdattiin kaatopaikalle 510 tonnia. Vesiruttoa oli järvestä seuraavina vuosina vain vähän, mutta toinen haittakasvi, karvalehti alkoi runsastua keskialueella vuodesta 1994 alkaen ja jokseenkin täytti kahta metriä syvemmän alueen vuonna 1996. Tämän jälkeen vesirutto, joka aluksi oli runsastunut vain matalilla alueilla, syrjäytti karvalehden myös järven keskiosista. Fosforitaso ja kasviplanktonin määrä nousivat. Vesiruton kehittymässä ollutta kolmatta massaesiintymää yritettiin torjua poistamalla uposkasveja järvestä mekaanisesti syksyllä 1996 ja 1997 yhteensä 306 ja 360 tonnia, ja kesällä 1998 poistettiin vielä 700 tonnia. Poistoista huolimatta järvestä oli Littoisten vesilaitoksen toiminnan päättyessä joulukuussa 1998 vesiruttoa enemmän kuin koskaan aikaisemmin. Tutkimusaineistosta oli todettavissa, että vesiruton kasvunopeus oli käänteisessä suhteessa lajin alkukesän biomassaan (kuva 24). Nollakasvunopeuteen päädyttiin suunnilleen siinä tiheydessä, joka edelsi vesiruton luontaisia kannanromahduksia. Vesiruton poistolla siten kiihdytettiin jäljelle jääneiden versojen kasvua entisestään. Kun poisto ei koskaan kattanut samalla teholla koko järveä, järven eri osiin syntyi luontaisen kierron eri vaiheissa olleita osakasvustoja. Tällä tavalla vesirutto-ongelma oli ”kroonistumassa”, eli järvestä oli jatkuvasti keskimäärin paljon vesiruttoa.

Uposkasvillisuuden elinolosuhteet kuitenkin muuttuivat vedenoton päättyessä. Järven ilmastusta oli jatkettu vuodesta 1987 alkaen jokseenkin yhtäjaksoisesti niin kauan kuin vesilaitos oli käytössä, ja talvisia happiongelmia ei ollut. Vuonna 1998 heti kevästä kohonneet fosforipitoisuudet viittaavat silti siihen että happivajausta oli jo talvella 1997-1998. Syksyllä 1998 molemmat laitteet sitten rikkoutuivat, ja vaikka toinen laitteista saatiin vielä kuntoon, toiminnassa oli aluksi häiriöitä. Ilmastuskatkosten vuoksi järveen pääsi kevättalvella 1999 kehittymään lähes täydellinen happikato. Seuraukset olivat kuitenkin vedenlaadun kannalta pääosin myönteisiä. Suurin osa ulappa-alueen uposkasveista kuoli talven aikana, eikä mainittavaa elpymistä tapahtunut kahtena seuraavanakaan kesänä. Talven 2002-2003 jääpeitteinen kausi oli harvinaisen pitkä, ja kun täysinpalvellut ilmastuslaitteisto oli korvattu virtauskehittimellä, happi oli vähällä loppua jälleen koko järvestä. Täydellinen happikato onnistuttiin torjumaan ilmastusta täydentämällä, mutta pohjan pinta saattoi jo mennä pelkistäväksi, mikä todennäköisesti hävitti vesiruton järven keskialueelta. Mahdollisesti pelkistyneen pohjan seurauksena veden ravinteisuus oli kesällä 2003 jonkin verran koholla, ja kun heinäkuu oli helteinen, syanobakteerien massaesiintymiltä ei välttytty. Myös kesällä 2004 oli lyhyt syanobakteerijakso. Veden sameus osaltaan jarrutti uposkasvien kasvua, ja niinpä vesiruton ja karvalehden kokonaismäärät

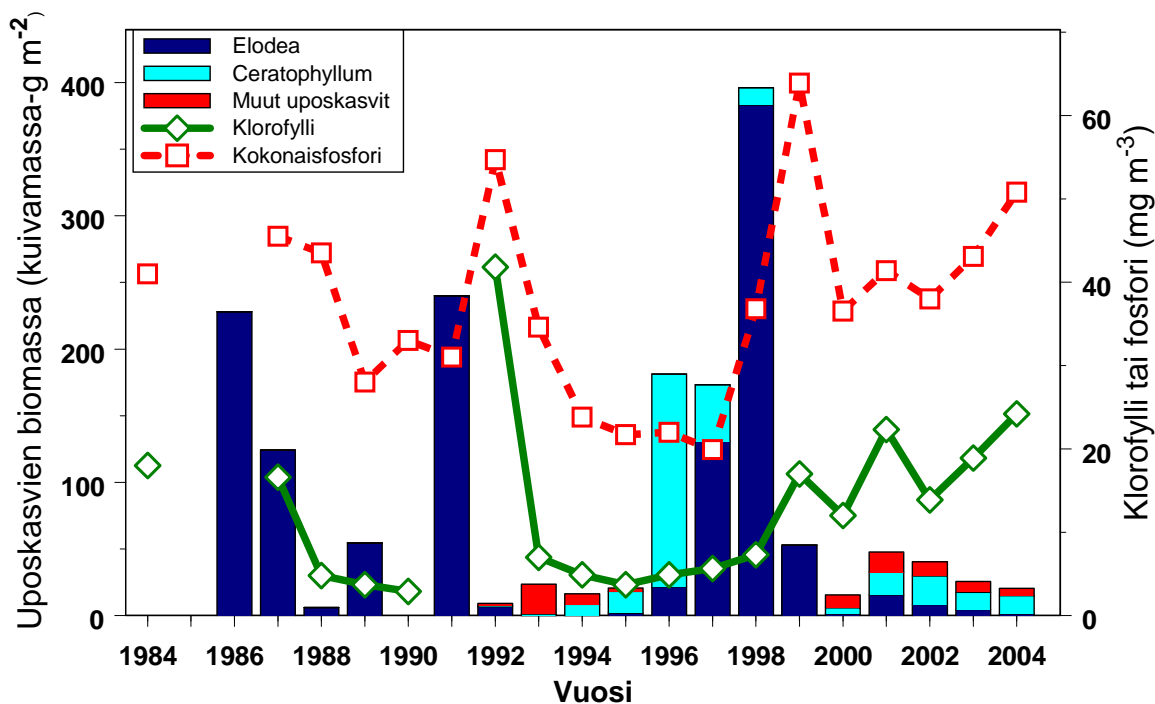
järvessä ovat pysyneet alhaisina kaikkina 2000-luvun vuosina.

Upokasvit ovat keskeisiä matalien vesiekosysteemin säätelijöitä (esim. Granéli & Solander 1993, Mjelde & Faafeng 1997, Mazzeo ym. 2003). Niinpä myös Littoistenjärvessä upokasvien jaksottainen runsaudenvaihtelu on heijastunut lähes kaikkiin ekosysteemin ominaisuuksiin. Upokasvien yhteyttämistoiminta nostaa veden pH-arvoja voimakkaasti. Myös syanobakteerien massaesiintymät kohottavat pH:ta, mutta niistä aiheutuvat pH-huiput ovat lyhytaikaisia, kun taas upokasvien runsastuessa pH tyypillisesti kohoaa melko tasaisesti loppukesää kohti, ja taso kohoaa syklin nousuvaiheessa vuodesta toiseen. Elokuun pH seuraa hyvin upokasvien kannanvaihtelua (kuva 22). Veden aamuiset pH-lukemat kirjattiin vesilaitoksella vuodesta 1971 lähtien, ja aikasarjassa nähdään toisinaan syanobakteerikukintojen aiheuttamia huippuja, mutta upokasvillisuuden runsastumista ilmentävää pitkäaikaisempaa nousua havaitaan ensi kerran 1985. Vuosien 1991 ja 1998 upokasvihuippujen kehitys näkyy hyvin edeltävien vuosien pH-käyrien nousussa. Vesiruton romahdusvuosien 1987, 1992 ja 1999 planktonlevämaksimit näkyvät terävinä pH-huippuina, samoin vuosien 2001-2004 syanobakteerikukinnat (kuva 10).

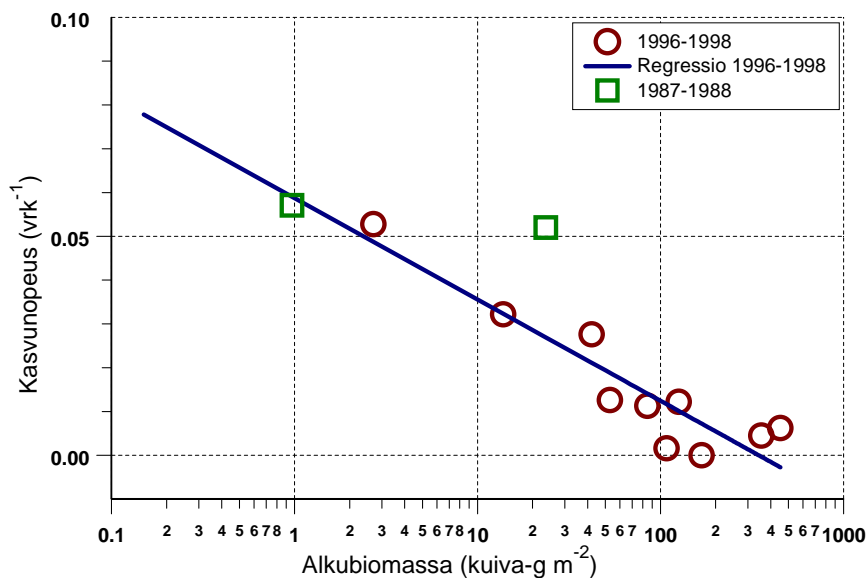
Selvää yksittäistä syytä vesiruton ja myöhemmin karvalehden massaesiintymiin Littoistenjärvessä ei ole osoitettavissa. Yhtenä tekijänä on kuitenkin varmasti ollut ilmaston lämpeneminen. Kasvukauden piteneminen, talven jääpeitteisen kauden lyheneminen sekä talvien vähälumisuus etenkin 1980-luvun lopulta alkaen ovat suosineet kasvukykyisinä talvehtivia vesiruttoa ja karvalehteä. Viime vuosina myös muutamat muut upokasvilajit (eräät vidat ja ruskoärviä) ovat ajoittain muodostaneet paikallisesti tiheitä kasvustoja sekä Littoistenjärvessä että joissakin muissakin eteläsuomalaisissa vesissä, mutta niiden merkitys on silti jäänyt pieneksi vesiruttoon ja karvalehteen verrattuna.



Kuva 22. Vesiruton (*Elodea*), karvalehden (*Ceratophyllum*) ja muiden upokasvien keskimääräinen biomassa koko Littoistenjärvessä vuosina 1986-2004 suhteessa elokuun pH-keskiarvoon.



Kuva 23. Vesiruton (*Elodea*), karvalehden (*Ceratophyllum*) ja muiden upokasvien keskimääräinen biomassa koko Littoistenjärvessä vuosina 1986-2004 suhteessa elokuun keskimääräiseen klorofylli- ja fosforitasoon.

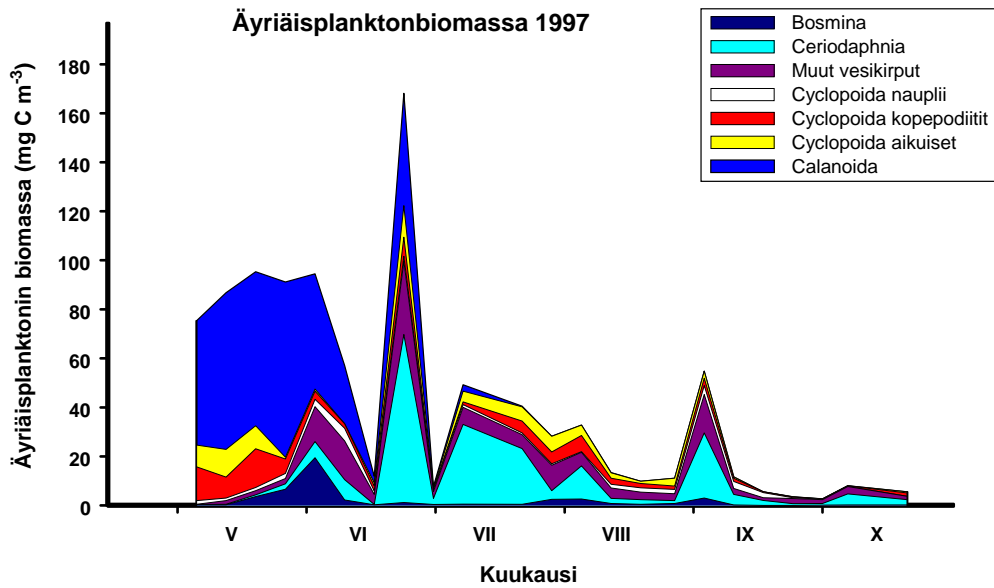


Kuva 24. Vesiruton biomassan kasvunopeus Littoistenjärvessä suhteessa vesiruton biomassaan kasvujakson alussa.

4.2.5 Eläinplankton

Eläinplankton on vesien ravintoverkossa tärkeä välittäjä kasviplankton tuotannon ja kalojen välillä. Äyriäisplankton on myös merkittävä kasviplanktonin säätelijä, jota puolestaan rajoittaa planktonia syövien kalojen saalistus. Kasviplanktonin ja eläinplanktonin suhteet muodostuvat mutkikkaiksi, kun järvessä on paljon upokasveja, jotka tarjoavat osalle lajeista suoja- ja lepopaikkoja ja karkottavat toisia lajeja (mm. Vakkilainen ym. 2004). Eläinplanktonin vuodenaikaisvaihtelu on voimakasta jo

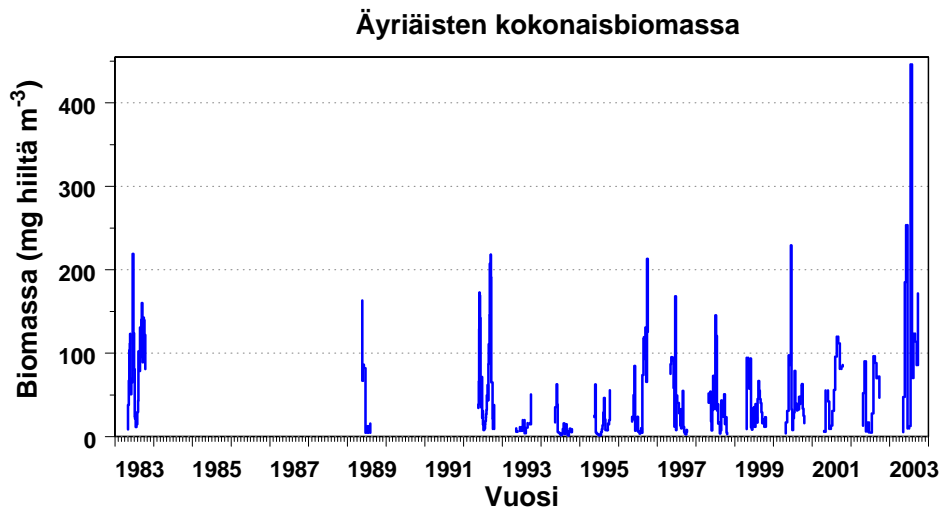
luonnostaankin, ja upokasveista voi näytteenotossa aiheutua ylimääräistä satunnaisvaihtelua, jollaista mitä ilmeisimmin oli biomassan jyrkkä heilahtelu kesä-heinäkuussa ja syyskuun alussa 1997 (kuva 25).



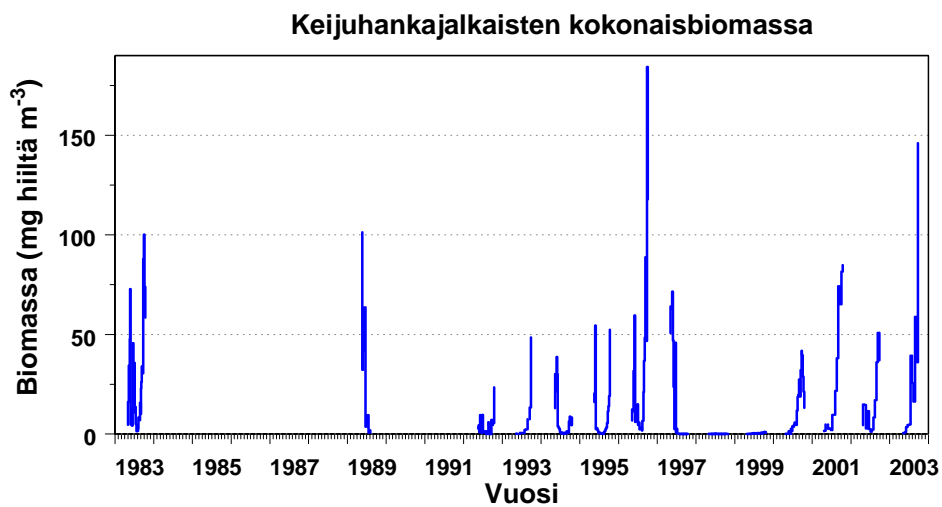
Kuva 25. Äyriäisplanktonin pääryhmien biomassakehitys Littoistenjärvessä kesällä 1997.

Littoistenjärven äyriäisplanktonin kokonaisbiomassa ei näytä suuresti muuttuneen tutkimus-jaksolla aivan viimeisimpiä vuosia lukuun ottamatta (kuva 26), mutta yhteisön koostumus on vaihdellut. Suurikokoiset *Daphnia*-vesikirput, jotka ovat tehokkaita veden kirkastajia, olivat runsaita kesällä 1983 (peräti kolme lajia yhtä aikaa). Vielä kesinä 1988 ja 1989 *Daphnia*t olivat merkittävä eläinplanktoniyhteisön osa, mutta vuodesta 1992 alkaen ne ovat olleet hyvin vähissä ja vasta aivan viime vuosina on nähty pientä elpymistä. Keijuhankajalkainen *Eudiaptomus graciloides* oli alkuaan runsas, mutta se on säännöllisesti lähes hävinnyt niinä vuosina, jolloin järvi on täytynyt upokasveista (esim. vuonna 1997: kuva 25, Calanoida). Laji on kuitenkin aina palannut takaisin, kun avoveden osuus on lisääntynyt (kuva 27). Upokasvillisuuden huippuvuosina järvessä vallitsi pienikokoinen *Ceriodaphnia*-vesikirppu, vesiruton romahdusvuosina taas pieni *Bosmina longirostris*. Syanobakteerien massaesiintymien yhteydessä on taas yleensä ollut paljon pientä *Chydorus*-vesikirppua (esimerkiksi kesällä 2003: kuva 28, muut vesikirput). Kyklooppihankajalkaiset hyötyvät yleensä rehevöitymisestä, ja niiden määrä näyttää olevan nousussa (kuva 29). Pienten vesikirppujen määrä heilahtelee vuodesta toiseen ja yksittäisen kesän aikanakin eri syistä (kuva 30). Isoja vesikirppuja on Littoistenjärvessä ollut viime vuosina vähän, mutta vuonna 2003 nousua oli nähtävissä (kuva 31). Kokojakauumakuvista nähdään, että erityisen pienikokoisia – ja siis tehottomia kasviplanktonin syöjiä – planktonäyriäiset olivat vuosina 1992 ja 1999 (kuvat 32, 33).

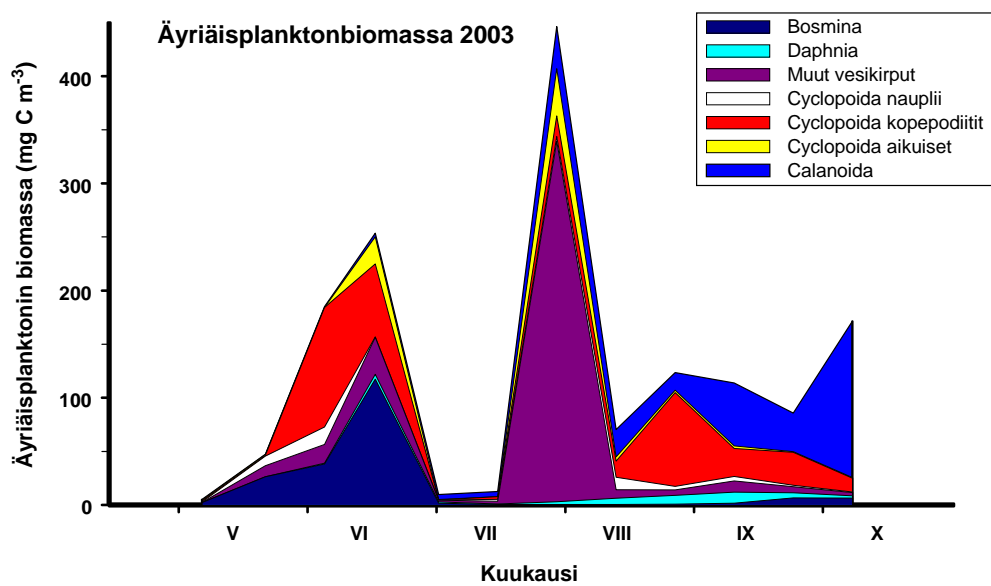
Yhdistelmäkuva (kuva 34) puolestaan osoittaa, että Littoistenjärvessä äyriäisplanktonin runsaus ei ole mitenkään selkeässä suhteessa planktonia syövien kalojen määrään. Tämä johtune upokasvien määrän vaihtelusta. Upokasvit vaikuttavat eläinplanktonin menestymiseen sekä suoraan että epäsuorasti tarjoamalla suojapaikkoja kalojen saalistukselta. Lisäksi eläinplanktonnäytteissä näkyy myös sellaista äyriäislajistoa, joka asustaa suuren osan ajasta upokasvien päällyseläiminä eikä siten ole varsinaista planktonia. Näiden sisällyttäminen eläinplanktonlukuihin on kuitenkin perusteltua, koska näillä lajeilla on aivan vastaavanlaisia vedenlaatuvaikutuksia kuin vapaassa vedessä jatkuvasti elävillä lajeilla. Monet näistä päällyslajeista ovat lisäksi kookkaita ja tehokkaita suodattajia.



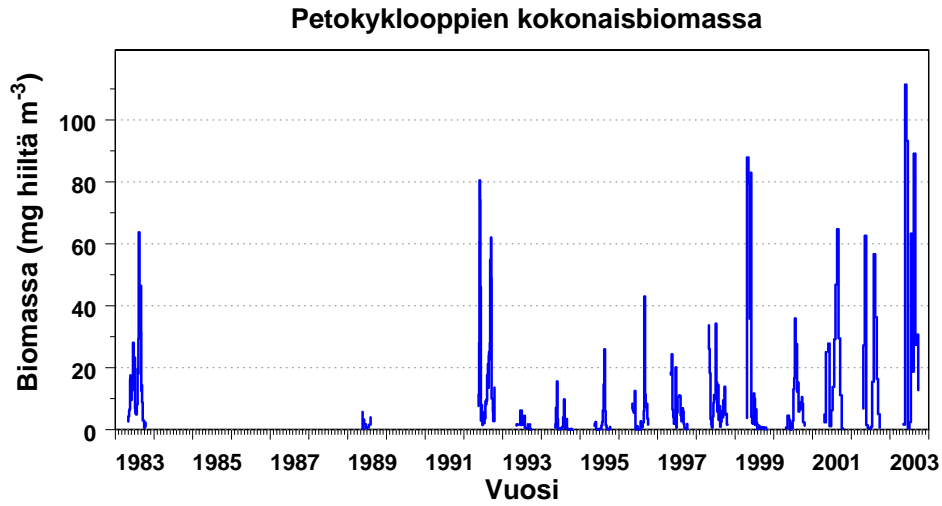
Kuva 26. Äyriäisplanktonin kokonaisbiomassan kehitys Littoistenjärvässä vuosina 1983-2003.



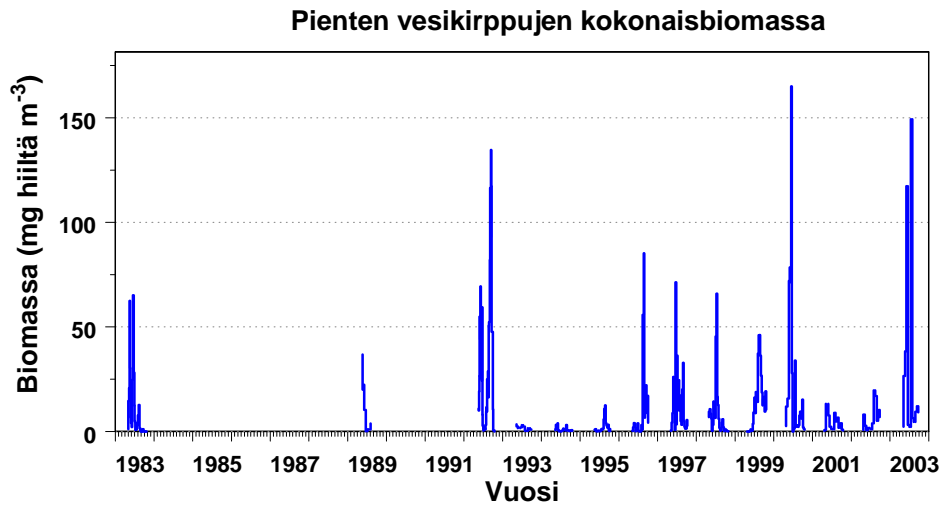
Kuva 27. Äyriäisplanktonin keijuhankajalkaisten (*Calanoida*: *Eudiaptomus graciloides*) biomassan kehitys Littoistenjärvässä vuosina 1983-2003.



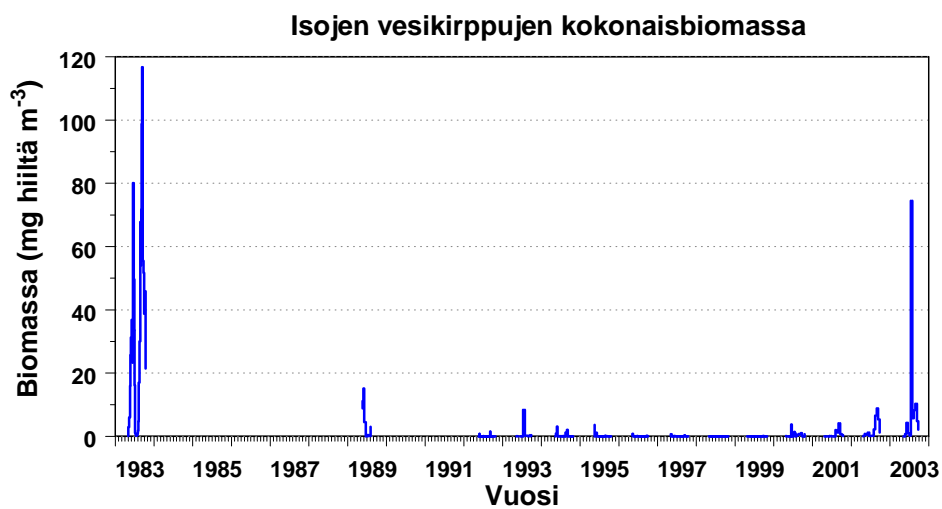
Kuva 28. Äyriäisplanktonin pääryhmien biomassakehitys Littoistenjärvässä kesällä 2003.



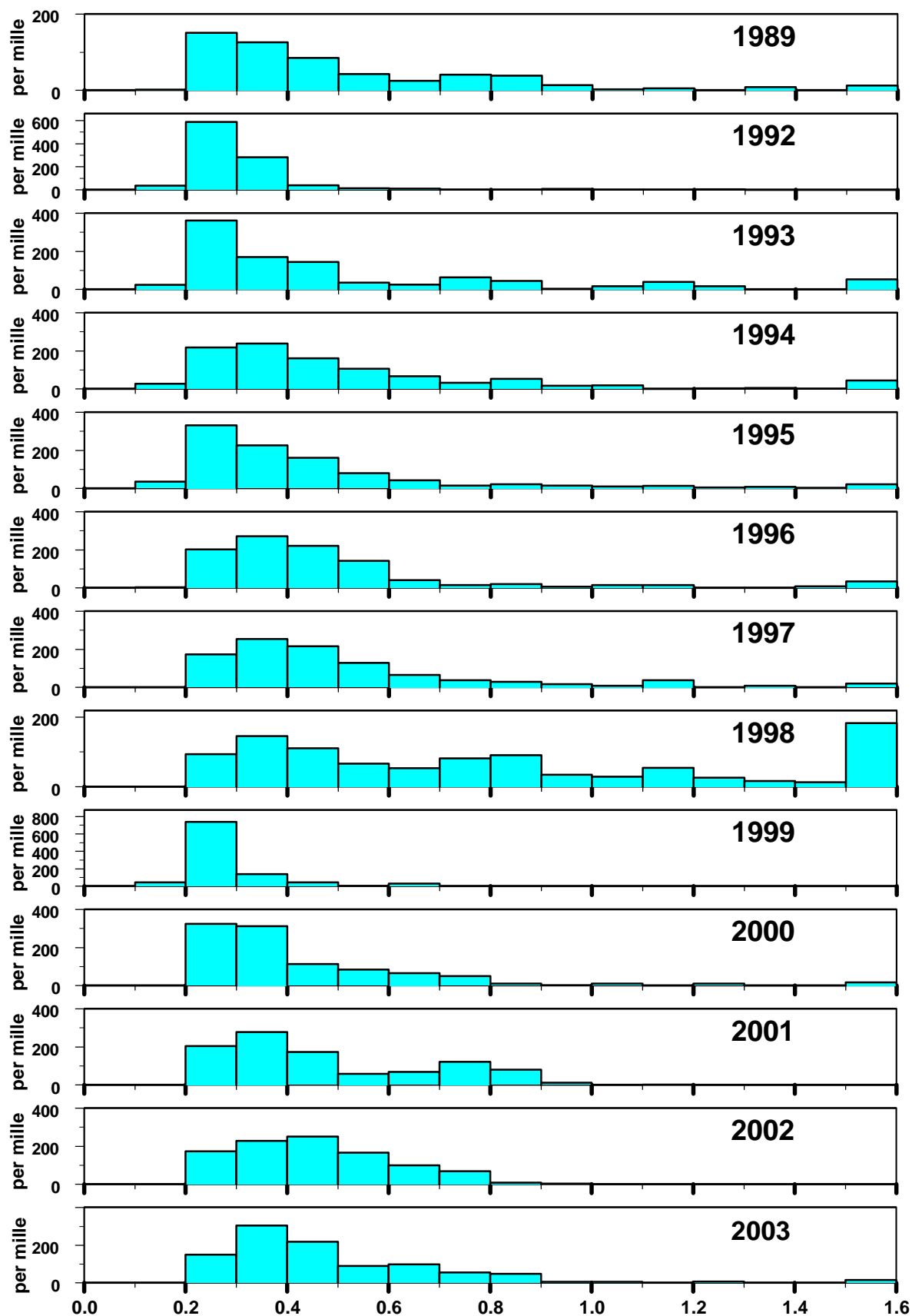
Kuva 29. Äyriäisplanktonin petomaisten syklooppihankajalkaisten (*Cyclopoida*) biomassin kehitys Littoistenjärvässä vuosina 1989-2003.



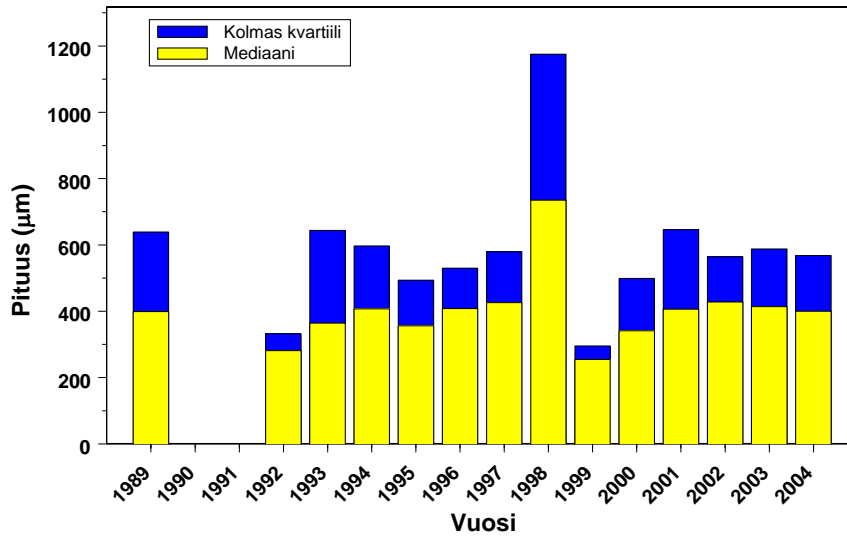
Kuva 30. Äyriäisplanktonin pienten vesikirppujen (*Cladocera*) biomassin kehitys Littoistenjärvässä vuosina 1983-2003.



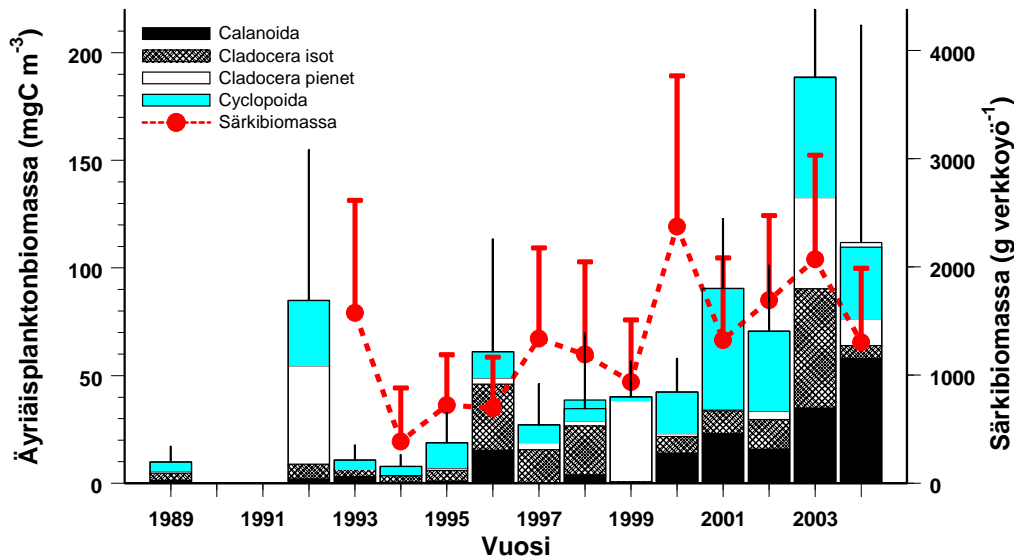
Kuva 31. Äyriäisplanktonin isojen vesikirppujen (*Cladocera*) biomassin kehitys Littoistenjärvässä vuosina 1983-2003.



Kuva 32. Kasvinsyöjävesikirppujen biomassalla painotetut keskimääräiset pituusjakaumat Littoistenjärvässä kesinä 1989-2003.



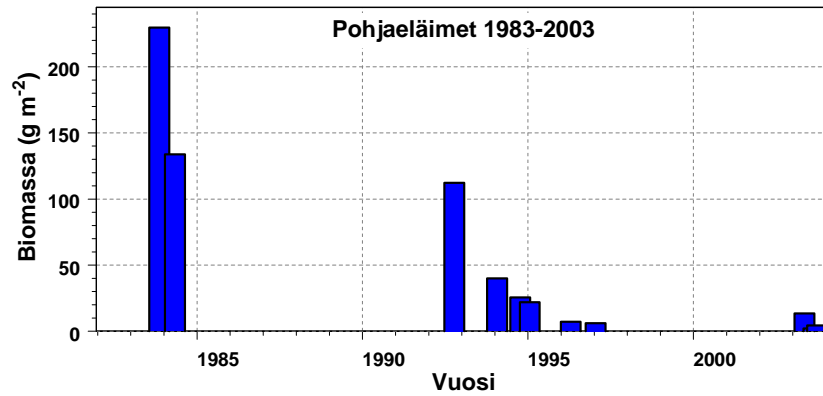
Kuva 33. Kasvinsyöjävesikirppujen biomassalla painotetun pituusjakauman mediaanit ja kolmannet kvartiilit. Etenkin jälkimmäinen kuvaa herkästi isojen yksilöiden osuutta näytteissä.



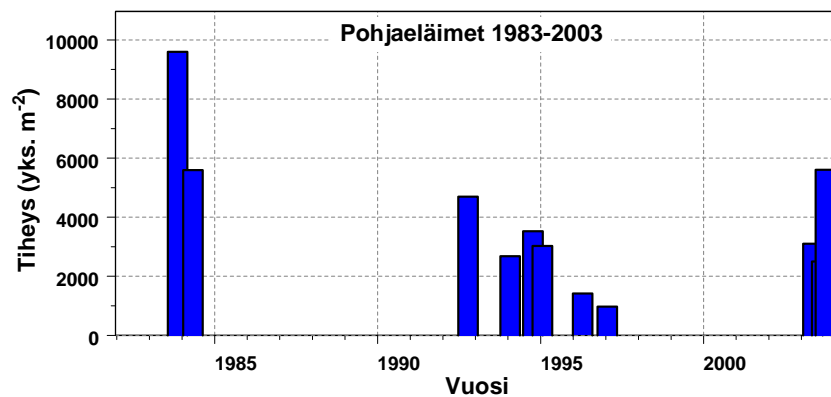
Kuva 34. Loppukesän (25.VII.-15.IX.) keskimääräinen äyriäisplanktonbiomassa ja sen jakautuminen eri ryhmiin sekä särkien suhteellinen määrä järvessä koekalastuksen yksikkösaaliina.

4.2.6 Pohjaeläimet

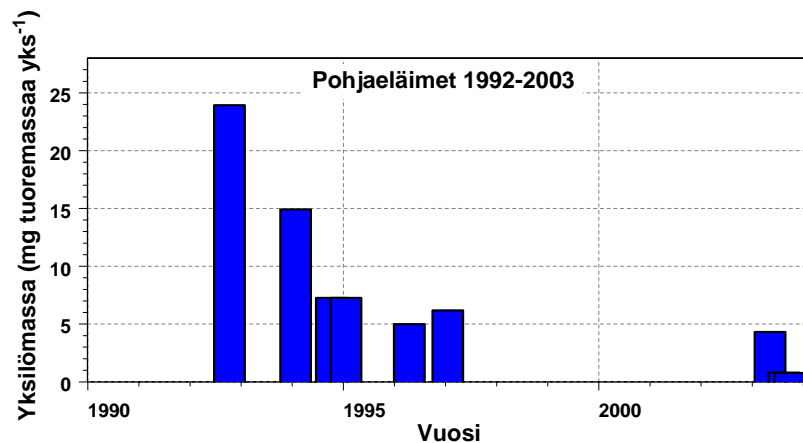
Pohjaeläinten biomassa oli Littoistenjärvessä ennätysmäisen korkea 1980-luvulla ja 1990-luvun alussa, mutta biomassa laski 1990-luvun aikana ja oli vuonna 2003 alhainen (kuva 35). Todennäköisesti pohjan happitilanteen heikkeneminen on tärkein syy pohjaeläimistöön taantumiseen. Yksilötiheyksissä muutos ei ole yhtä suuri (kuva 36), koska eläinten keskikoko on pienentynyt koko havaintosarjan ajan (kuva 37). Pohjaeläinten yksilökoon pienentymiseen on voinut vaikuttaa myös kalakantojen vahvistuminen ja sitä kautta saalistuspaineen nousu.



Kuva 35. Pohjaeläinbiomassan kehitys Littoistenjärvessä 1983-2003.



Kuva 36. Pohjaeläintiheyden kehitys Littoistenjärvessä 1983-2003.



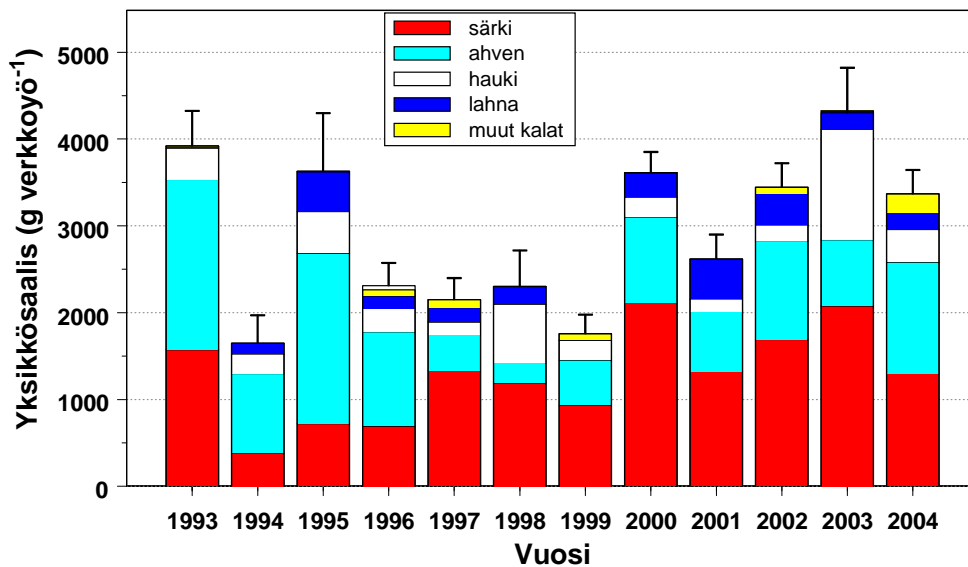
Kuva 37. Pohjaeläinten keskimääräinen yksilökoko Littoistenjärvessä 1992-2003.

4.2.7 Kalasto

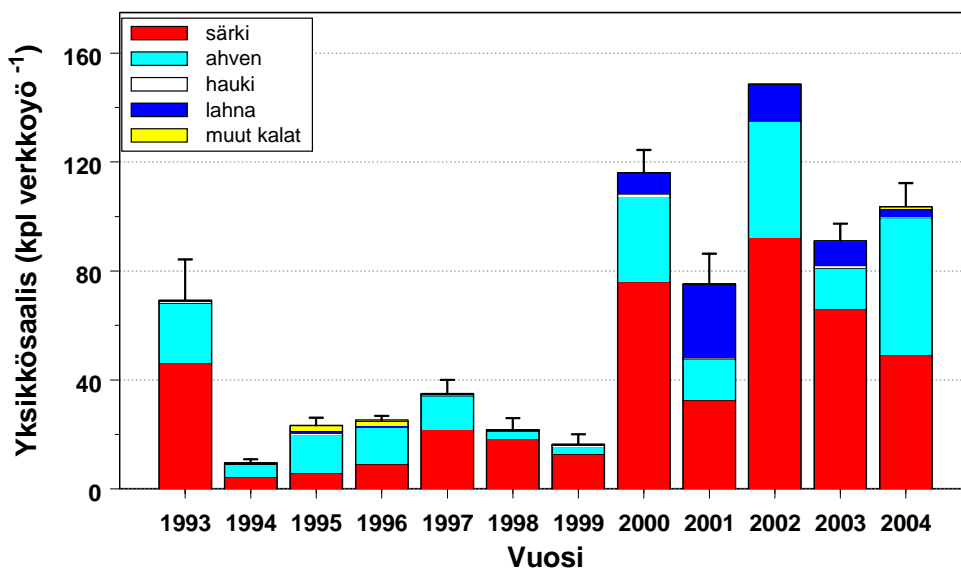
Littoistenjärven kalakannan rakenne oli 1980-luvulla ja 1990-luvun alkuvuosina ilmeisen suotuisa veden laadun kannalta (kuva 38). Petokalojen (haukien ja isojen ahventen) osuus kalabiomassasta oli suuri ja kalat olivat keskimäärin kookkaita. Petokalojen osuus on edelleen säilynyt korkeana, mutta kalasto on nykyisin selvästi aikaisempaa enemmän pikkukalavaltaista (kuva 39). Lämpiminä kesinä 1997, 1999, 2001, 2002 ja 2003 syntyneet keskimääräistä suuremmat särkivuosisluokat ovat nostaneet etenkin pienikokoisten särkien osuutta kalastosta (kuva 40). Kannan tihentymisestä

kertoo särkien kasvunopeuden hidastuminen 2000-luvulla (kuva 41). Myös ahvenkannan rakenne on vuoden 1999 jälkeen painottunut pieniin kokoluokkiin, mutta kokojakauma on tasaisempi kuin särjellä (kuva 40). Ahvenen kasvunopeudessa ei myöskään ole kuin korkeintaan vähäistä hidastumista viime vuosina (kuva 41); runsastuneet pienet särjet ovat tarjonneet ravintoa kookkaille ahvenille. Lahnan lisääntyminen oli jostakin syystä poikkeuksellisen tehokasta happikatotalvea 1999 seuranneena kesänä (mm. Vuollo 2003), mutta myös myöhempinä vuosina lisääntyminen on onnistunut. Haukikannan rakenne on terve, kaikenkokoisia kaloja tavataan, joten lisääntyminen näyttää onnistuvan säännöllisesti.

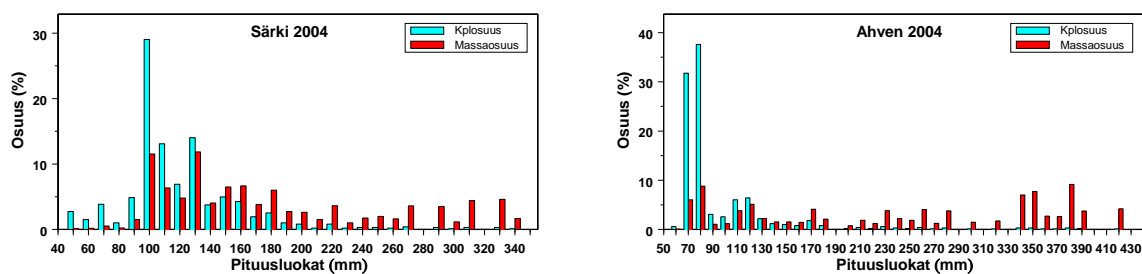
Koekalastusten antama kuva kalastosta ja sen muutoksista näyttää johdonmukaiselta. Vuoden 2004 keskimääräisen yksikkösaaliin (kg verkkoyö^{-1}) perusteella Littoistenjärven kalakannan kooksi voi arvioida yli 230 kg ha^{-1} eli koko järvessä yhteensä noin 35000 kg (H. Helminen, julkaisematon 2004; aineistoa mm. Helminen ym. 2000). Kalakannan tiheys on lähes kaksinkertaistunut vuodesta 1999.



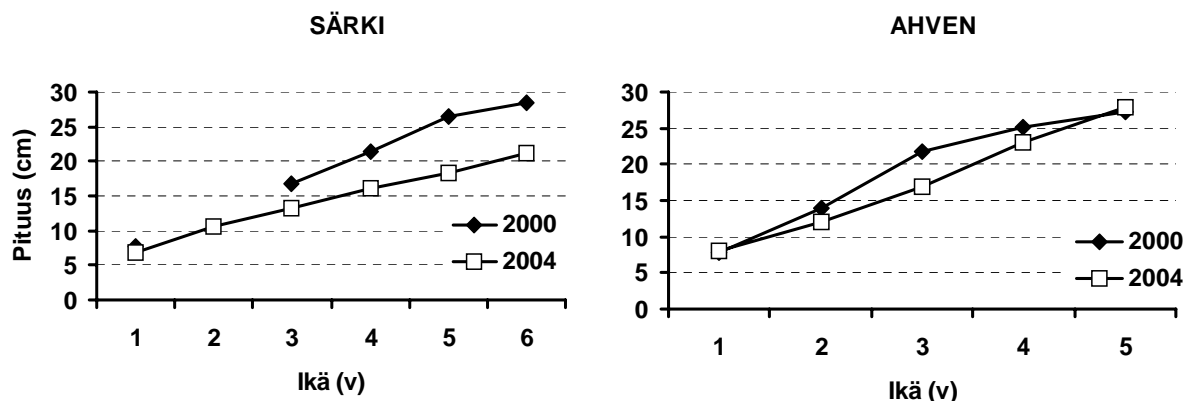
Kuva 38. Koeverkkokalastuksen yksikkösaaliiden biomassakehitys 1993-2004.



Kuva 39. Koeverkkokalastuksen yksikkösaaliiden yksilömääräkehitys 1993-2004.



Kuva 40. Särjen ja ahvenen pituusjakaumat vuoden 2004 koeverkkosaaliissa.



Kuva 41. Särjen ja ahvenen eri ikäryhmien keskipituudet vuonna 2000 ja 2004.

5 Littoistenjärven ekologinen tila suhteessa EU:n vesipuitedirektiiviin

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi 2000/60/EY (Internetviite 1) tuli voimaan 22.12.2000. Tämä laaja-alainen direktiivi antaa vesiensuojelun suuntaviivat pitkäksi ajaksi tulevaisuuteen. Direktiivin mukainen kansallinen laki vahvistettiin presidentin esittelyssä 30.12.2004 ja astui voimaan 1.1.2005 (Laki vesien hoidon järjestämisestä... 2004). Samalla annettiin lakiin liittyvä asetus vesienhoitoalueista sekä tehtiin kolme muuta tarvittavaa lakimuutosta. Direktiivin tavoitteena on vesiensuojelun kehittäminen niin, että kaikkien pinta- ja pohjavesimuodostumien hyvä ekologinen tila saavutetaan vuoteen 2015 mennessä. ”Vesienhoidon järjestämisen yleisenä tavoitteena on suojella, parantaa ja ennallistaa vesiä niin, ettei pintavesien ja pohjavesien tila heikkene ja että niiden tila on vähintään hyvä” (Laki vesien hoidon järjestämisestä... 2004). Tietyin edellytyksin voidaan asettaa myös lievempiä tavoitteita tai jaksottaa toimenpiteet niin, että tavoite saavutetaan viimeistään vuoteen 2027 mennessä. Direktiivin toimeenpanoa varten maa on jaettu viiteen vesienhoitoalueeseen. Tarkoituksena on muodostaa lisäksi kaksi kansainvälistä vesienhoitoaluetta yhdessä Ruotsin ja Norjan kanssa. Ahvenanmaa huolehtii itse vesipuitedirektiivin toimeenpanosta. Kuhunkin vesienhoitoalueeseen sisältyisi siten lukuisia erillisiä vesistöalueita.

Alueellisten ympäristökeskusten tulee laatia vesien ominaispiirteiden tarkastelu, laatia selvitykset ihmisen aiheuttamista vaikutuksista, laatia vedenkäytön taloudelliset selvitykset, kerätä tiedot yhteisön lainsäädännön mukaan suojeltavista alueista, kerätä tarpeelliset tiedot talousveden ottoon tarkoitetuista alueista, valmistella vesien tilan luokittelu, järjestää vesien seuranta ja laatia seurantaohjelma, sekä valmistella vesienhoitosuunnitelma ja toimenpideohjelma (Laki vesien hoidon järjestämisestä... 2004).

Alueellisten ympäristökeskusten tulee laatia vesienhoitoalueille vesienhoitosuunnitelmat joulukuuhun 2009 mennessä. Työvoima- ja elinkeinokeskusten kalatalousyksiköiden tehtävänä on lisäksi vastata kalastoon liittyvän tiedon tuottamisesta lain täytäntöönpanemiseksi. Kuitenkin lain mukaan kaikkia valtion ja kuntien viranomaisia koskisi yleinen velvollisuus osallistua vesienhoidon järjestämiseen. Ensimmäiseksi laaditaan hoitosuunnitelman laatimisaikataulu ja sitä koskeva työohjelma kolme vuotta

ennen hoitosuunnitelman aloittamista. Kaksi vuotta ennen hoitosuunnitelman voimaantuloa on esitettävä yhteenveto vesistöalueen hoitoa koskevista keskeisistä kysymyksistä. Vuosi ennen hoitosuunnitelman täytäntönnäpänön alkua on esitettävä hoitosuunnitelman luonnos. Asiakirjat on pidettävä nähtävillä kunnissa ja ne on julkaistava myös sähköisesti. Kaikilla on mahdollisuus vaikuttaa vesienhoitosuunnitelman laatimiseen esittämällä siitä mielipiteensä valmistelun eri vaiheissa. Esityksen mukaan suunnittelun lähtökohdat, ihmisen toiminnan merkittävät vaikutukset, tavoitteiden asettaminen ja toimenpidevaihtoehtojen arviointi on tarpeen arvioida ympäristökeskuksittain perustettavissa yhteistyöryhmissä, jollaisia voidaan tarvittaessa perustaa vesistöalueittain. Koko valtakunnan vesienhoitosuunnitelmat hyväksytään yhdellä kertaa valtioneuvoston yleisistunnossa.

Ympäristötavoitteiden saavuttamiseksi vesienhoitoalueille laadittaisiin myös toimenpideohjelma, joka voi koskea yhtä tai useampaa vesistöaluetta. Toimenpideohjelma sisältäisi perustoimenpiteet, täydentävät toimenpiteet sekä lisäksi erityiset toimenpiteet poikkeuksellisten tilanteiden (esim. äärimmäinen kuivuus tai huipputulva) varalle. Perustoimenpiteillä tarkoitetaan huolehtimista vesi- ja ympäristönsuojelulainsäädännön vaatimusten noudattamisesta, täydentävillä toimenpiteillä aktiivisia vesistöjen kunnostustoimia. Toimenpideohjelmaan kuuluvassa ympäristöselostuksessa esitetään eri toimien kustannustehokkaimpien yhdistelmien ympäristövaikutukset. Selostuksessa arvioidaan vesiensuojelua edistävien toimien kaikki ympäristövaikutukset. Vesienhoitosuunnitelmat ja niihin sisältyvät toimenpideohjelmat tarkistetaan kuuden vuoden välein.

Direktiivin toimeenpanoa varten pintavedet jaotellaan luonnontieteellisten ja maantieteellisten ominaisuuksien mukaan tyyppeihin. Kullekin tyyppille osoitetaan häiriintymätön vertailualue. Jotta vesistöjen tilasta saataisiin yhtenäinen ja monipuolinen kuva, vesistöjen seuranta on järjestettävä. Tätä varten alueelliset ympäristökeskukset velvoitetaan laatimaan seurantaohjelma, jossa on otettu huomioon kaikki alueella tehtävät tutkimukset, velvoitetarkkailut ja seurannat. Jos olemassa olevat seurannat eivät ole riittäviä, ympäristökeskuksilla on velvollisuus täydentää tietoja omilla tutkimuksilla.

Vesistö luokitellaan ihmistoiminnan aiheuttaman muutoksen voimakkuuden perusteella. Pintavesien luokka perustuu ekologiseen tai kemialliseen tilaan sen mukaan kumpi on huonompi. Pintaveden ekologinen tila on erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono. Luokitus tehdään suhteutettuna ao. vesistötyypin vertailuoloihin. Direktiivin mukainen tavoite on vähintään hyvä ekologinen tila, ja siten käytännön kannalta merkittävin rajanveto käydään hyvän ja tyydyttävän tilan välillä. Hyvässä tilassa biologisten laatutekijöiden arvot osoittavat merkkejä ihmistoiminnasta aiheutuvista vähäisistä muutoksista. Tällöin esimerkiksi leväkukintojen esiintymistiheydessä ja voimakkuudessa voi ilmetä vähäistä lisääntymistä, ja kalastossa voi olla merkkejä yksittäisen lajin lisääntymisen häiriintymisestä, niin että jotkin ikäryhmät voivat puuttua kokonaan. Tyydyttävässä ekologisessa tilassa biologisten laatutekijöiden arvot osoittavat kohtalaisesti ihmistoiminnasta aiheutuvia muutoksia. Tällöin esimerkiksi leväkukinnat voivat olla kesäkuukausina pitkäaikaisia, ja kohtalaisen suuri osa tyyppille ominaisia kalalajeja voi puuttua. Kalaston osalta tarkastellaan niitä muutoksia, jotka johtuvat ihmisen aiheuttamista haitallisista valumista tai päästöistä tai vesirakentamisesta. Kalastuksen tai kalaston hoidon aiheuttamat kalaston muutokset eivät vaikuta ekologisen tilan arviointiin.

On myös mahdollista todeta vesistö keinotekoiseksi tai voimakkaasti muutetuksi. Tällöin tavoitteena voisi olla paras saavutettavissa oleva ekologinen tila, johon suhteutettuna tällaiset vesistöt luokiteltaisiin hyvään, tyydyttävään, välttävään tai huonoon tilaan. Tilatavoitteet voitaisiin asettaa erikseen kemialliselle tilalle ja ekologiselle tilalle.

Littoistenjärvi kuuluu vesienhoitoalueita koskevan asetuksen mukaan Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren alueeseen, mutta erillisenä vesistöalueena se olisi ilmeisesti itsenäinen suunnitteluyksikkö. Suomen järvien direktiivin mukaisen tyypittelyn oli määrä valmistua vuoden 2004 aikana. Jos syksyllä 2003 esitetty luonnos tyyppiluokitteluksi toteutuu, Littoistenjärveen sovellettavan järviyyypin luonnontilaisista järvistä saatavat vertailuarvot sopivat varsin huonosti Littoistenjärven ekologisen tilan arviointiin. Lopullisessa luokituksessa matalat järvet toivottavasti erotetaan omaksi järviluokakseen, koska silloin vertailuarvot ovat huomattavasti mielekkäämpiä.

Ympäristöviranomaisten laatima ekologisen tilan arviointijärjestelmä hakee siis vasta muotoaan. Arviointimenetelmiä on kuitenkin kehitetty aktiivisesti jo muutaman vuoden ajan ja alustavia tila-

arvioita voidaan tehdä epävirallisilla menetelmillä.

Eurooppalaisten vesistötutkijoiden laajana yhteistyönä on valmistunut yleiseurooppalainen matalien järvien ekologisen tilan arviointijärjestelmä, ns. ECOFRAME (Moss ym. 2003). Tässä järjestelmässä on 48 järviyyppeä, joista Littoistenjärvi kuuluisi tyyppiin 8: lämpimimmän kuukauden lämpötila yli 10°C, jääpeitteen kesto yli 2 kk, pinta-ala alle 100 km², valuma-alue kalliainen (ei turvetta), ja veden johtokyky 101-800 µS cm⁻¹. Littoistenjärven viime vuosien ominaisuuksia verrattiin tämän järviyypin vertailuarvoihin (referenssiarvoihin, tyyppi-arvoihin). Direktiivin liitteessä V on lueteltu ekologisen tilan arviointiin käytettävät pakolliset muuttujat, joiden lisäksi voidaan käyttää täydentäviä muuttujia. Kolmesta päämuuttujaryhmästä biologisten sekä fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien perusteella Littoistenjärven tila on vaihdellut viime vuosina huonon ja erinomaisen välillä (taulukko 4). Sen sijaan hydromorfologisten muuttujien mukaan Littoistenjärven tila oli ollut vähintään hyvä. Lukuisia muuttujia käytettäessä ekologisen tilan arviot poikkeavat väistämättä jonkin verran toisistaan. Tilan yhteisarvioksi on siksi ehdotettu otettavaksi se korkein tilaluokka, johon 80 % muuttujista yltää (Moss ym. 2003). Kolmen päämuuttujaryhmän tuottamasta tila-arviosta lopulliseksi kokonaisarvioksi tulee huonoin, Littoistenjärven tapauksessa siis useimpina vuosina hyvä, joinakin vuosina huono.

Taulukko 4. Littoistenjärven ekologisen tilan arviointi ECOFRAME-järjestelmän (Moss ym. 2003) mukaan ekologisten, hydromorfologisten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella. Numeerinen asteikko: huono=1, välttävä=2, tyydyttävä=3, hyvä=4, erinomainen=5.

Littoistenjärvi ECOFRAME

	Max	Min	Kommentteja
Ekologiset muuttujat			
Klorofylli	5	1	useimmiten erinomainen, poikkeusvuosina huono
Kasviplanktondiversiteetti	5	2	perustaso erinomainen, mutta usein välttävä toistuvien syanobakteerikukintojen takia
Vesikasviyhteisö	5	3	nykyisin tyydyttävä (vesirutto, vidat), aikaisemmin hyvä tai erinomainen
Vesikasvidiversiteetti	5	4	muuten hyvä tai erinomainen, mutta vesiruton ja karvalehden takia enintään hyvä
Vesikasvirunsaus	5	3	erinomainen, tai vesiruton huippuvuosina tyydyttävä
Vesikirput: isot/pienet	3	1	tyydyttävä – välttävä – huono
Eläinplankton/klorofylli	5	3	erinomainen – tyydyttävä
Pohjaeläinpedot	1	1	huono
Naididae/N+Chiro			ei arvioitu
Herkät pohjaeläinlajit	3	3	tyydyttävä
Harvasukasmadot/surviaissääsket	5	5	erinomainen
Kalalajisto	5	5	erinomainen
Kalabiomassa	5	5	erinomainen
Petokalat/planktivorit	5	3	aikaisemmin erinomainen, nyt tyydyttävä
Yleisarvio	4	1	parhaimmillaan hyvä, heikoimmillaan huono
Hydromorfologiset muuttujat			
Veden virtaus	5	2	nykyään erinomainen, vedenottoaikaan välttävä
Veden viipymäaika	5	5	erinomainen (ei häiriötä)
Pohjavedet	5	5	erinomainen (ei häiriötä)
Syvyysvaihtelu	4	4	hyvä (valuma-alueen maankäytön vaikutus kohtuullinen)
Pohjan laatu	5	5	erinomainen (ei sedimentin kaivua tai dumpausta)

Rannat	5	5	erinomainen (muutettuja rantoja alle 5 %)
Yleisarvio	5	4	erinomainen tai hyvä
Fysikaaliset ja kemialliset muuttujat			
pH	5	1	vesiruton huippuvuosina välttävä tai huono, muulloin tyydyttävä-erinomainen
Lämpötila	5	5	erinomainen (ei ihmistoiminnasta aiheutuvaa lämpökuormaa)
Kokonaisfosfori	5	3	parhaina vuosina erinomainen, heikoimpina tyydyttävä
Kokonaistyyppi	5	2	parhaina vuosina erinomainen, heikoimpina tyydyttävä tai kerran jopa välttävä
Näkösyyvyys	5	1	parhaina vuosina erinomainen tai hyvä, heikoimpina peräti huono
Happitilanne	5	5	erinomainen (ei ihmistoiminnasta aiheutuvaa hapenkulutusta)
Suolapitoisuus	5	5	erinomainen (ei ihmistoiminnasta aiheutuvaa suolakuormaa)
Likaantumisen	5	4	erinomainen tai hyvä (vähäisiä määriä raskasmetalleja ja orgaanisia klooriyhdisteitä)
Yleisarvio	5	1	erinomainen, mutta lähinnä pH:n ja näkösyvyyden takia ajoittain huono
Kokonaisarvio joinakin vuosina hyvä, toisinaan huono			

6. Littoistenjärven hoitovaihtoehdot

6.1 Johdanto

Littoistenjärven pääongelmia näyttävät olevan:

- syanobakteerien massaesiintymät hellekausina (viime vuosina myös myrkyllisiä)
- upokasvien liiallinen kasvu → korkea pH → korkea ravinteisuus → syanobakteerimassat; myös suora virkistyskäyttöhaitta
- liiallinen happivajaus jään alla → korkea ravinnetaso ja sedimentin heikko kunto seuraavana kesänä → veden sameus ja syanobakteerien runsastuminen

Näiden ongelmien poistamiseen tai lievittämiseen järvissä on olemassa lukuisia menetelmiä. Järviekosysteemi on riippuvainen ympäröivän valuma-alueen ominaisuuksista ja maankäytöstä. Tavoitteena tulee siksi olla koko valuma-alueen kokonaisvaltainen hoito, sekä maalla että vedessä. On puututtava ekosysteemin stressin syihin, ei vain oireiden hoitamiseen (esim. Gulati & Van Donk 2002). Ongelmaksi voi muodostua, että tietyn oireen (esim. vesiruton massaesiintymät) taustatekijöitä ei oikeasti tunneta.

Tarkastelen seuraavassa maailmalla käytössä olevien järvikunnostusmenetelmien (mm. Ilmavirta 1990, Moss ym. 1996, Äystö 1997, Jeppesen & Sammalkorpi 2002, Keto ym. 2004) soveltuvuutta Littoistenjärven hoitoon.

6.2 Kunnostusvaihtoehdot

6.2.1 Ulkoisen kuormituksen vähentäminen

Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on rehevöitymisen torjunnassa keskeisin keino (Edmondson & Lehman 1981). Rehevöitymisen perimmäinen syy on juuri ulkoisen kuormituksen kasvu ihmistoiminnan vaikutuksesta. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on viime vuosiin saakka keskittynyt ns. pistekuormituksen eli yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesien vähentämiseen ja käsittelyyn. Pistekuormitus onkin saatu hyvin kuriin, sen osuus Suomen vesistöjen kokonaiskuormituksesta on enää 11 % (Niemi ym. 2004; Internetviite 2). Sen sijaan hajakuormitus, etenkin maataloudesta ja ilmaitse tuleva, on tällä hetkellä suuri ongelma. Hajakuormituksen vähentämiseen ei ole olemassa tehokkaita menetelmiä. Kuormitukseen joudutaan puuttumaan kaikilla tasoilla ja kaikilla mahdollisilla menetelmillä, jotta edes kohtuulliset vähennykset kuormituksessa tulisivat mahdollisiksi.

Littoistenjärven veden ravinnepitoisuudet ovat yleensä rehevän, poikkeuksellisesti ylirehevän järven tasolla, ja myös kasviplanktonin määrä vastaa kohtuullista rehevyyttä. Voitaisiin siis ajatella, että rehevyytason laskemiseksi ulkoista kuormitusta pitäisi rajoittaa. Littoistenjärven ulkoisen kuormituksen pienentämiseen on kuitenkin vain vähän mahdollisuuksia (lähinnä pohjoisen peltoalueen metsittäminen). Seuranta-aineiston perusteella ulkoinen kuormitus ei myöskään ole suuri ongelma, sillä arvioitu kuormitus on suunnilleen järven sietorajalla. Keväisin ravinteisuus onkin yleensä siedettävällä tasolla. Haitallisen korkeat fosforipitoisuudet ovat poikkeuksetta olleet seurausta sisäisestä kuormituksesta. Toisaalta myös veden laatu on ollut ravinteisuuteen nähden yleensä hyvä. Kokemukset mm. Hollannista osoittavat, että fosforitason lasku ei takaa syanobakteerikukintojen loppumista. Syanobakteerit tulevat toimeen hyvin erilaisillakin hiili-fosforisuhteilla (Hyenstrand ym. 1998), ja matalissa järvissä sedimentin lähes rajattomista ravinnevarastoista voi sopivissa olosuhteissa pumppautua veteen suuria määriä kasviplanktonille käyttökelpoista fosforia. Ilmaston lämpeneminen voi myös nostaa matalilta alueilta tulevan sisäisen kuormituksen tasoa (Kankaala ym. 2002).

Syksyn 2004 viemäritukos Littoistenjärven länsireunalla osoitti, että järven lähellä sijaitsevasta viemäriverkosta voi vaurioiden tai tukosten yhteydessä päästä puhdistamattomia jätevesiä järveen saakka. Tällaisten tapausten estäminen kokonaan on vaikeaa, mutta vanhan viemäriverkon kunnossapito ja vähittäinen uudistaminen auttavat vähentämään riskejä.

Toisenlaisen ulkoisen uhan veden laadulle muodostavat Littoisten uuden keskustan sadevesiviemärit (lähinnä öljy- tms. vahinkojen vaara). Tätä ongelmaa ei ole toistaiseksi ratkaistu.

6.2.2 Pinnankorkeuden säännöstely

Veden pinnankorkeuden vaihtelu vaikuttaa monella tavalla matalien järvien ekosysteemiin (Coops ym. 2003). Uposkasvit menestyvät vain matalassa vedessä, jonne valoa tunkeutuu riittävästi. Niiden määrän rajoittamiseksi vedenkorkeus tulisi siis mieluiten pitää kesällä lähellä säännöstelyn ylärajaa. Vedenoton päätyttyä veden pinta kohosikin selvästi. Tässä tilanteessa kuitenkin tulvariski kasvaa, sillä järven laskuojan juoksutuskapasiteetti on hyvin rajallinen. Toisaalta pitkät kuivuusjaksot laskevat vedenpinnan joka tapauksessa lähelle säännöstelyn alarajaa, kuten kävi 2002-2003. Littoistenjärvessä on siten hyvin rajalliset mahdollisuudet hyödyntää vedenkorkeuden muutoksia veden laadun parantamiseen.

Muualla maailmassa on toisinaan kokeiltu järven väliaikaista kuivatusta uposkasvien hävittämiseksi, ja Suomessakin on kaksi esimerkkiä kuivatuksen käytöstä järven pohjan tiivistämiseen ja altaan syventämiseen (Lehmikangas & Viinikkala 2002). Uposkasvien torjunnassa tulokset eivät kuitenkaan ole olleet toivottuja, ja toimenpiteestä koituvat väliaikaiset haitat ovat suuria, joten tämä vaihtoehto ei ole Littoistenjärven kohdalla realistinen.

6.2.3 Talvinen ilmasto

Uposkasvien määrään voidaan vaikuttaa myös talvista happitilannetta säätelemällä. Vesirutto talvehtii kasvukykyisenä ja aloittaa kasvunsa heti kun valoa on riittävästi ja veden lämpötila ylittää

viisi astetta. Viime vuosien leudot talvet, lämpimät kesät ja pitkät kasvukaudet ovat siten suosineet vesiruton kasvua. Toisaalta vedenoton vuoksi välttämätön talvinen ilmastus 1980- ja 1990-luvuilla varmasti edisti sekä vesiruton että karvalehden talvehtimistä. Aikaisemmin järven keskialue säilyi kasvittomana, koska syvimät pohja-alueet kärsivät lähes joka talvi hapen puutteesta. Samasta syystä pohjaliejusta pääsi myös liukenemaan veteen ravinteita. Tämän seurauksena kasviplankton oli ilmeisesti keskimäärin runsasta ja vesi kohtalaisen sameaa, mikä osaltaan vaikeutti uposkasvien toimeentuloa järven keskiosissa, kun valoa oli pohjan lähellä kasveille liian vähän.

Talvinen ilmastus on ilmeisesti jatkossakin välttämätöntä, jotta järven sisäinen ravinnekuormitus saadaan pysymään kurissa. Tavoitteena on kuitenkin vain täydellisen happikadon estäminen, koska uposkasvien torjunnan kannalta on eduksi, että järven syvimässä osassa on jonkinasteista happivajausta ainakin useimpina talvina. Kahdelta talvelta saatujen kokemusten perusteella nykyinen teho (virtauskehitin ja vesipumppu) näyttää riittävältä, ja on taloudellisesti edullinen ratkaisu. Talvi 2002-2003 oli olosuhteiltaan varmaankin pahin mahdollinen järven ilmastusta ajatellen, ja siitäkin selvittiin nykyisellä yksinkertaisella laitteistolla. Jos jatkossa kuitenkin osoittautuu, että tehokkaampaa ilmastusta tarvitaan, sellainen on helposti järjestettävissä. Ilmastus on Suomessa yleisimmin käytettyjä järvien hoitokeinoja, ja useita erilaisia laitteistoja on tarjolla (Lappalainen 2003). Toisaalta näyttää siltä, että äärimmäisenä keinona uposkasvien vähentämiseksi järvi voidaan aika ajoin laskea talvella lähes hapettomaksi ilman että siitä koituu pitkäaikaista haittaa muulle eliöstölle tai veden laadulle.

6.2.4 Sisäisen kuormituksen vähentäminen sedimentin ruoppauksella

Ruoppausta voidaan ajatella vesistön syventämiseksi, sisäisen kuormituksen vähentämiseksi, vesikasvien torjumiseksi tai myrkyllisten aineiden poistamiseksi. Suomessa on tehty koko joukko pienialaisia ruoppauksia muista syistä, mutta ei veden laadun parantamiseksi. Maailmalla on tehty myös rehevöitymisen torjumiseksi ravinteikkaan pintasedimentin poistoja, joista muutamia on pidetty onnistuneina. Niissäkin myönteiset vaikutukset saattoivat tulla ruoppauksen kalastovaikutusten sivutuotteena. Syventämishankkeiden on yleensä arvioitu onnistuneen (Cooke ym. 1993). Ravinnekuormituksen vähentäminen ei läheskään aina ole onnistunut. Parannusta saavutetaan varmimmin erittäin huonokuntoisissa vesistöissä. Sen sijaan suomalaisissa vesissä ruoppaus harvoin vähentäisi merkittävästi pohjaliejun ravinnepitoisuuksia. Vesikasvien torjunta on onnistunut harvoin. Myrkyllisen sedimentin poisto yleensä onnistuu, mutta edellyttää erikoistekniikoita sekä ruoppaukselta että ruopatun sedimentin käsittelyltä ja tulee erittäin kalliiksi.

Pintasedimentin poisto on tavallisin ruoppaustapa. Sen sijaan Hollannissa on ruvettu myös kokeilemaan 20-30 metriä syvien uudissyvänteiden kaivua mataliin järviin. Tuuli sitten kasaa ravinteikkaan pintasedimentin näihin pienialaisiin kuoppiin, jolloin ravinteiden palautuminen veteen vähenee, kun huonokuntoisen sedimentin pinta-alaa on entistä vähemmän.

Pohjois-Amerikassa ruoppausten tulokset ovat usein olleet melko hyviä (Cooke ym. 1993). Sen sijaan Hollannissa ruoppaamalla toteutettu pintasedimentin poisto ei ole johtanut toivottuun parannukseen veden laadussa. Ruotsalaisen Finjasjön tapauksesta saatiin samanlaiset kokemukset. Finjasjön ruoppaus keskeytettiin viiden vuoden jälkeen, kun se osoittautui tuloksettomaksi, vaikka työhön oli jo sijoitettu kymmeniä miljoonia kruunuja. Vasta neljäsosa järven pinta-alasta oli ruopattu, ja näiltä alueilta liukeni veteen vieläkin yhtä paljon fosforia kuin ruoppaamattomista osista.

Ruoppauksen kustannukset voivat vaihdella hyvin paljon sedimentin laadusta, järven syvyysuhteista ja sopivien läjitysalueiden saatavuudesta riippuen. Yhdysvalloissa ruoppauksen keskimääräisiksi kustannuksiksi on laskettu 17894 USD ha⁻¹ (Cooke ym. 1993). Littoistenjärvelle sovellettuna tämä tarkoittaisi dollarin nykykurssilla noin 2,0 milj. euron kustannuksia. Hollannissa kustannukset ovat olleet kestävämmän korkeat (55000 € ha⁻¹, ilman sedimentin loppusijoituskustannuksiakin). Britanniassa yhden 60 ha:n järven ruoppaus kesti 3-4 vuotta ja maksoi 8 milj. €. Littoistenjärveen siirrettynä tämä kustannustaso vastaisi 20 milj. euron laskua. Tällä ruoppauksella saatiin pintasedimentin fosforipitoisuus laskemaan vain 1,4 mg L⁻¹:sta 0,7 mg L⁻¹:aan. Littoistenjärven pohjaliejussa on jo nykyisin vähemmän fosforia.

Ruotsissa Trummenin ruoppaus maksoi vuosina 1970-1971 26260 SEK ha⁻¹; nykyrahassa kustannukset olisivat noin seitsenkertaiset eli noin 20400 € ha⁻¹. Växjösjön ruoppaus maksoi 316000 SEK ha⁻¹ vuosina 1990-1991 (nykyrahassa 395000 SEK ha⁻¹ eli 43900 €ha⁻¹) ja Södra Bergundasjön ruoppaus 80232 SEK ha⁻¹ (8900 €ha⁻¹) vuosina 1992-1996. Finjasjön neljänneksen ruoppaus kustansi 4545 €ha⁻¹ vuosina 1987-1991. Suunnitellut kokonaiskustannukset olivat 11800 € ha⁻¹, mutta todelliset kustannukset olisivat todennäköisesti nousseet selvästi korkeammiksi. Jopa 72000 euron hehtaarikustannuksia on raportoitu Euroopasta (Moss et al. 1996). Suomessa ruoppausten hinnaksi on ilmoitettu 7000-25000 €ha⁻¹ (Muinonen 1998, Äystö 1998)

Ruoppaus on siten erittäin kallista. Ajantasaista tietoa yleispätevään yksikkökustannusten arviointiin ei ole saatavilla, mutta Suomessa tehtyjen pienimuotoisten ruoppausten perusteella kustannukset Littoistenjärvessä voisivat olla 1-3,7 milj. € ulkomaisten kokemusten perusteella kuitenkin todennäköisemmin 3-10 milj. € Rajoittavana tekijänä olisi ruopatun sedimentin kuivausaltaita varten tarvittava suuri pinta-ala, mahdollisesti jopa 40-50 ha. Ruoppauksen tulos olisi myös hyvin epävarma. Littoistenjärvessä ruoppausta ajatellen erityinen ongelma on se, että pohjaliejun fosforipitoisuudet ovat noin 70 cm:n syvyyteen saakka korkeampia kuin pinnassa (Glückert ym. 1992). Myös syvemmissä kerroksissa fosforia on runsaasti, joskin yleensä vain noin puolet pintakerroksen pitoisuuksista. Myös liejun vesipitoisuus on korkea 130 cm:n syvyyteen saakka, mikä vaikeuttaisi pohja-aineksen läjitystä. Ruoppauksella saavutettava hyöty Littoistenjärven tapauksessa olisi siis todennäköisesti hyvin vähäinen, mutta kustannukset olisivat hyvin korkeat. Ruoppaus ei siten käytännössä ole realistinen vaihtoehto Littoistenjärven tilan kohentamiseen.

6.2.5 Sisäisen kuormituksen esto kemiallisella saostuksella

Fosforia voidaan suhteellisen helposti vähentää vedestä kemiallisella saostuksella. Fosforia saostavat aineet voidaan levittää veteen tai suoraan sedimenttiin. Sopivalla kemikaaliannostuksella voidaan saada aikaan pohjan pinnalle reaktiivinen kerros, joka sitoo pohjaliejusta veteen pyrkivää liuenntua fosforia parhaassa tapauksessa vielä vuosia käsittelyn jälkeen.

Pohjaan vajonneen eloperäisen aineksen fosfori mineralisoituu useimmiten fosfaattifosforiksi, joka on leville suoraan käyttökelpoinen fosforin muoto. Hapellisessa pohjassa on meidän järvissämme yleensä paljon metallioksideja, etenkin rautaoksideja, joihin fosfaattifosfori tehokkaasti sitoutuu. Hapettomissa oloissa rautaoksidit pelkistyvät, jolloin fosforia alkaa vapautua veteen. On kuitenkin osoittautunut, että prosessi on huomattavasti mutkikkaampi, ja fosforia vapautuu pohjaliejusta myös hapellisissa oloissa: tämä vapautuminen on suurimmaksi osaksi bakteeritoiminnan tulosta. Fosforin vapautumista pohjasta edistävät alhaisen happipitoisuuden ja raudan vähyyden lisäksi myös rikin ja silikaattien runsaus, korkea lämpötila ja korkea pH.

Fosforin kemialliseen saostukseen on viime vuosina käytetty lähinnä alumiini- ja rautasuoloja, jotka ovat tuttuja talousvesien ja jätevesien puhdistuksesta. Myös kalsiumsuoloja on jonkin verran kokeiltu (kovissa vesissä voisi saostua vaikealiukoista apatiittia), mutta niillä ei ole päästy pysyviin tuloksiin. Suomen järvissä on tehty ainakin parisenkymmentä kemiallista saostusta. Osassa kohteita käytettiin alumiinisulfaattia yksin, osassa alumiini- ja rautasulfaattia yhdessä, muutamissa rautasulfaattia yksin, ja uusimmissa saostuksissa alumiinikloridia ja/tai ferrisulfaattia.

Rautasulfaattien saostusvaikutus toimii vain hapekkaissa oloissa, eivätkä ne siksi sovi kunnoltaan ongelmallisimpien järvien hoitoon. Lisäksi yhdisteen mukana lisätään rikkiä, joka myöhemmässä vaiheessa edesauttaa fosforin liukenemista uudelleen veteen. Rautayhdisteiden turvallisuudesta ja myrkyttömyydestä huolimatta niitä ei siksi voi suositella fosforin saostamiseen luonnonvesistä.

Alumiinisuoloista on käytetty alumiinisulfaattia, natriumaluminaattia ja alumiinikloridia. Alumiiniyhdisteitä käytettäessä syntyy alumiinihydroksidia, joka sitoo fosforia ja saostuu pohjalle. Rehevän järven kasvillisuusväriltä vesi voi kirkastua muutamien tuntien kuluessa. Fosforin saostaminen alumiiniyhdisteillä onnistuu vaikeissakin happioloissa. Sisältämänsä rikin takia alumiinisulfaatti ei ole paras mahdollinen saostuskemikaali.

Lupaavimmalta kemikaalilta vaikuttaa alumiinikloridi, jolla tehdyistä saostuksista on kotimaisia

kokemuksia noin kymmenestä järvestä. Viimeaikaisissa onnistuneissa saostuksissa on käytetty polyalumiinikloridia (Kemiran Kempac). Menetelmän hinta on varsin kohtuullinen, vaikka käsittely joudutaan yleensä toistamaan muutaman vuoden välein. Onnistuneen käsittelyn vaikutus kestää voimakkaasti rehevöityneissä järvissä Suomen oloissa 3-5 vuotta, muualla vaikutuksen kesto on ollut jopa 10 vuotta (Welch & Cooke 1999).

Onnistuneen alumiinikäsittelyn edellytyksenä on veden puskurikykyyn sovitettu oikea annostus. Alumiinikloridi liukenee helposti veteen ja reagoi veden kanssa muodostaen alumiinihydroksidia ja kloorivetyhappoa. Syntyvän hapon vaikutuksesta veden pH laskee jonkin verran, ja se on saatavakin riittävän alas, jotta fosfori saostuu. Toisaalta liian alhainen pH tappaa järven eliöstön (Oravainen 1990), ja pitkään alhaisena pysyvä pH (<4-5) johtaa myrkyllisen kolmenarvoisen alumiinin vapautumiseen. Kaikkein huonokuntoisimmissa järvissä saostuksen sivutuotteena helposti aikaansaatava kalakuolema on kuitenkin toivottu tapahtuma, joka vahvistaa järven ravintoverkon kuntoutumista käsittelyn jälkeen. Kuolleet kalat on varauduttava keräämään talkoovoimin. Käsittelyn jälkeen veden pH palautuu pian normaaliksi. Järvien tavallisissa pH-oloissa (pH 6-8) alumiini on myrkyttömänä alumiinihydroksidina.

Yhdysvalloissa alumiinisaostuksen kustannus tehokkaimmalla laitteistolla oli 640 USD ha⁻¹ ja yhdeksän eri järvikunnostuksen keskiarvona 720 USD ha⁻¹ (Cooke ym. 1993), jotka vastaavat varsin hyvin Rymättylän Kirkkojärvellä toteutunutta kustannusta 500 € ha⁻¹ (H. Helminen, suull. 2003, Internetviite 3). Littoistenjärven vedenlaatu on kuitenkin selvästi parempi kuin Kirkkojärven lähtötaso, ja siksi kemikaalitarve ja niin muodoin myös kustannukset ilmeisesti jäisivät pienemmiksi. Alumiinikloridin menekkiä voidaan alustavasti ennakoida veden alkaliniteetin perusteella: kun alkaliniteetti arvo kerrotaan sadalla, saadaan tarvittava alumiinikloridin määrä grammoina kuutiometrissä (E. Saarijärvi, suull. 2002). Littoistenjärven alkaliniteetti on noin 0.25 mmol L⁻¹, ja kun järven tilavuus on 3,25 milj. m³, alumiinikloridia tarvittaisiin 81250 kg, eli alle puolet siitä määrästä, mikä tarvittiin Kirkkojärven kirkastamiseen (192000 kg). Tarkemmin alumiinikloridin määrä mitoitetaan titraamalla tai mieluiten kenttäkokein. Näillä laskentaperusteilla Littoistenjärven alumiinikloridikäsittely maksaisi 32000 €. Todellinen kustannusarvio on kuitenkin selvitetävissä vain tarjouspyynnön kautta, koska kyse ei ole vielä vakiintuneesta toiminnasta.

Alumiinikloridin käyttö vaatii Länsi-Suomen ympäristölupaviraston luvan. Kemiallista saostusta käytetään yleensä paljon rehevämmissä vesissä, lähinnä viimeisenä keinona kun mikään muu ei ole auttanut. Littoistenjärven tapauksessa jo kertasaostuksella saattaisi olla melko pitkäkestoiset vaikutukset, koska ulkoinen kuormitus on suhteellisen niukka. Sedimentin pinnalle olisi kenties mahdollista saada syntymään reaktiivinen kerros, joka sitoo pohjaliejusta veteen pyrkivää liuenutta fosforia vielä vuosia käsittelyn jälkeen. Kemiallinen saostus saattaisi olla keino estää hellejaksoihin viime vuosina säännön mukaan liittyneet syanobakteerikukinnat. Saostus tappaa suurimman osan planktonista, joka kuitenkin toipuu nopeasti (Reitzel ym. 2003). Jos annostus on ylimitoitettu, myös kalat kuolevat. Tämä voi joskus olla toivottavaa, mutta ei välttämättä Littoistenjärvestä. Jos kalakuolema halutaan välttää, annostuksen mitoituksen on oltava tarkka, ja vaarana on silloin toisaalta saostuksen tehottomuus. Sivuvaikutusten välttämiseksi alumiinikloridin kanssa voidaan käyttää natriumalumiinaattipuskuria, joka pitää pH:n turvallisella alueella (pH 6,5-8,0) (Cooke ym. 1993).

6.2.6 Kasvillisuuden poisto

Mekaaninen poisto

Liiallisen uposkasvillisuuden poisto voi olla toivottavaa järven virkistyskäytön kannalta, mutta veden laadun kannalta se voi olla haitallista. Uposkasvit ja etenkin niiden pinnalla kasvavat päällysevät kilpailevat tehokkaasti veden ravinteista kasviplanktonin kanssa, ja näin kohtuullinen uposkasvitiheys pitää veden kirkkaana (Ozimek ym. 1993, van Donk ym. 1993, Mjelde & Faafeng 1997). Kirkas vesi puolestaan on uposkasvien menestymisen edellytys vähänkin syvemmillä alueilla. Uposkasvien runsastuminen luo siten itseään vahvistavan kehän (kirkas vesi → enemmän uposkasveja → kirkkaampi vesi). Kirkkaan veden olosuhteissa uposkasvit lopulta täyttävät matalat alueet kokonaan

(Strand & Weisner 2001). Massaesiintymiä seuraa kuitenkin väistämättä kannan romahdus, ja kasvillisuuden kehitys matalissa järvissä on melko säännöllisesti jaksottaista (mm. Rørslett ym. 1985, 1986, Jeppesen ym. 1999, Gulati & van Donk 2002). Tämän jaksovaihtelun ääripäitä, uposkasvien vallitsemaa kirkkaan veden vaihetta ja kasviplanktonin vallitsemaa samean veden vaihetta, on toisinaan pidetty tällaisten järvien ekosysteemin vaihtoehtoisina tasapainotiloina (Scheffer ym. 1993), mutta ainakin Littoistenjärven tapauksessa kumpikaan ääritila ei ole vakaa, vaan kyse on jatkuvasta vähittäisestä muutoksesta, jota uposkasvien luontainen elinkiertorytmiikka hallitsee.

Uposkasvien mekaanista poistoa kokeiltiin Littoistenjärvessä 1990-luvulla useana vuonna (Sarvala & Perttula 1994, Sarvala 1997, 1998, 2000). Kustannuksiltaan menetelmä oli kohtuullinen, mutta tuloksista kokemukset olivat yksiselitteisen kielteiset (Sarvala 2000). Vesiruton ja karvalehden tyyppisten kasvien kannanvaihteluun ei kyetä mainittavasti vaikuttamaan millään niitto- tai keräyslaitteistoilla. Kasvimassan poisto saattaa vain kiihdyttää jäljelle jäävän biomassan kasvunopeutta (Sarvala 2000) ja edistää kasvien leviämistä vesistössä (kasvu jatkuu pienistäkin versonpätkistä). Mekaaninen poisto tulee kysymykseen vain paikallisesti esimerkiksi uimarantojen avaamiseksi.

Kasvillisuuden biologinen torjunta

Kasvillisuuden rajoittamiseen on muualla maailmassa käytetty kasveja syöviä kaloja, etenkin ruohokarppia (*Ctenopharyngodon idella*) (esim. Wallsten 1984, Johansson 1987, Cassani 1995). Tämän lajin potentiaalista Littoistenjärvessä tehtiin muutama vuosi sitten kirjallisuuskatsaus (Nuotio 1999), ja sen perusteella ruohokarppi ei näytä realistiselta vaihtoehdolta. Kyse on lämpimän ilmaston kalasta, jonka tehokas ruokailujakso Suomessa jäisi lyhyeksi. Lisäksi laidunnustehon säätäminen sopivaksi on osoittautunut vaikeaksi – ruohokarppit saattavat syödä kaikki kasvit, jolloin seurauksena ovat voimakkaat leväkukinnat, eli epätoivottu lopputulos. Ruohokarppia ei myöskään tietävästi ole tuotu aikaisemmin Suomeen, ja on mahdollista että tarvittavia tuontilupia ei edes myönnettäisi – nykyisin vieraisiin tuontilajeihin suhtaudutaan huomattavasti varovaisemmin kuin vielä muutama vuosi sitten.

Trooppisten haittakasvien torjunnassa on käytetty menestyksellisesti useita juuri näihin lajeihin erikoistuneita kärsäkkäitä. Vesiruttoon erikoistuneita kasvinsyöjähyönteisiä ei kuitenkaan tunneta.

6.2.7 Kalaston muuttaminen

Rehevöityneiden järvien vedenlaatua voidaan yleensä parantaa vähentämällä planktonia syöviä kaloja, etenkin särkikaloja (Sarvala ym. 2000, Jeppesen & Sammalkorpi 2002). Littoistenjärven kalaston määrä tai rakenne ei ole aikaisemmin edellyttänyt poistokalastusta veden laadun parantamiseksi ravintoketjुकunnostuksella. Petokalakannat ovat olleet vahvat ja lisäksi veden laatu on ollut suhteessa ravinteisuuteen yleensä hyvä, mikä merkitsee sitä, että poistokalastuksella ei voida parantaa veden laatua (Sarvala ym. 2000). Viime vuosina kuitenkin veden laatu suhteessa ravinteisuuteen on selvästi heikentynyt, ja samaan aikaan kalastossa pienet särkikalat ovat runsastuneet merkittävästi. Näin ollen myös kalaston muuttaminen saattaisi olla järkevää. Tehokas poistokalastus on kuitenkin Littoistenjärven tapaisessa matalassa järvessä teknisesti vaikeaa, ja järvi on kuitenkin sen verran suuri, että matalissa pikkujärvissä toimivat passiiviset paunetti- yms. pyydykset eivät ole riittävän tehokkaita. Kesänuottaus voisi kuitenkin olla mahdollista niillä alueilla missä uposkasvillisuutta ei juuri ole. Tehokalastuksen kustannuksiksi voidaan arvioida nykyisin noin 0.6 €/kg. Kalaa tulisi poistaa Littoistenjärvestä noin 27500 kg, eli kertapoiston kustannukseksi tulisi näillä perusteilla noin 16500 €. Kalastusteknisten ongelmien vuoksi todelliset kustannukset Littoistenjärvessä olisivat kuitenkin todennäköisesti korkeammat. Toimenpide olisi luultavasti toistettava muutaman vuoden välein.

Petokalaistutuksia on myös usein käytetty kalaston rakenteen parantamiseen (esim. Lathrop ym. 2002). Littoistenjärvessä nekään eivät ole mielekkäitä, koska järvessä on luonnostaan runsaasti petokaloja. Järvessä on vahva haukikanta, ja useina vuosina myös suuria petoahvenia on ollut paljon.

Kalaston rakenne on Littoistenjärvessä siten merkittävästi parempi veden laadun kannalta kuin useimmissa lounaissuomalaisissa vesissä. Jos istutuksia ajateltaisiin, luontaisen lajiston vahvistaminen olisi ainoa järkevä vaihtoehto, sillä vain harvat lajit voivat menestyä Littoistenjärven ankarissa olosuhteissa (kesän korkeat lämpötilat ja voimakkaat pH-vaihtelut, talven happiongelmat). Tanskassa on käytetty menestyksellisesti ylitieheitä hauenpoikasten istutuksia rehevien vesistöjen hoidossa (esim. Berg ym. 1997, Søndergaard ym. 1997). Ajatuksena on se, että ensimmäisenä kesänään hauenpoikaset syövät pieniä kaloja ja ovat siten tehokkaimpia särjenpoikasten rajoittajia. Littoistenjärven haukikanta lisääntyy kuitenkin koekalastussaaliin runsaudesta ja kokojakaumista päätellen hyvin tehokkaasti, ja on epäiltävää, saataisiinko poikasistutuksista merkittävää hyötyä.

6.3 Lopuksi

Littoistenjärven uposkasvien torjuntaan ei siten ole mitään täysin varmoja keinoja olemassa, mutta pitämällä allas mahdollisimman täynnä vettä ja jatkamalla nykyisen kaltaista ilmastusta kyetään todennäköisesti hillitsemään sekä vesiruton että karvalehden liiallista kasvua järvessä – siltä ainakin näyttää vuosien 1999-2004 perusteella. Ilmastusta saattaa olla tarvetta tehostaa, jos osoittautuu, että kesäisen fosforitason nousu johtuu sedimentin heikentyneestä kunnosta.

Hellekausien syanobakteerikukintojen torjuntaan ei myöskään ole tiedossa aukottomia menetelmiä. Samanlaisia ongelmia on viime vuosina esiintynyt hyvin monissa lounaissuomalaisissa järvissä, joten niiden taustalla ovat mitä ilmeisimmin sääolot. Korkeisiin lämpötiloihin liittyvän voimakkaan sisäkuormituksen katkaisemisesta ei ole kiistattomia näyttöjä. Fosforin saostaminen alumiinikloridilla vaikuttaa lupaavalta keinolta, mutta senkään toimivuudesta ei ole pitkäaikaisia tuloksia. Jos näitä ajoittaisia syanobakteerien massaesiintymiä pidetään sietämättömän haitallisina, alumiinikloridisaostusta olisi ehkä mahdollista kokeilla. Ei kuitenkaan ole varmaa, saisiko käsittelylle Littoistenjärvessä ympäristölupaa.

Luonnonmukaisempi keino vaikuttaa veden laatuun olisi poistokalastus, mutta senkään toimivuudesta ei ole Littoistenjärvessä takeita. Järvien ravintoverkon keinotekoisia muutoksia on hyvin vaikea ylläpitää.

Täysin realistinen, ehkä jopa ”hoidon” ykkösvaihtoehto, on antaa järven elää rauhassa omaa elämäänsä, lukuun ottamatta säännöstelyä ja ilmastusta. Kokemus on osoittanut, että pysyvimmit tulokset ympäristönhoidossa saavutetaan noudattamalla mahdollisimman luonnollisia mekanismeja. Ulkoista kuormitusta kannattaa silti yhä pyrkiä suitsimaan, koska se on varmasti pitkällä tähtäyksellä hyödyksi.

7. Kirjallisuus

- 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.
- Cassani, J.R. 1995. Problems and prospects for grass carp as a management tool. Teoksessa Schramm, H.L., Jr., & Piper, R.G. (toim.), *Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems*. American Fisheries Society, Vol. 15, Bethesda, MD: 407-412.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. & Newroth, P.R. 1993. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Second edition. CRC Lewis Publishers, Boca Raton. 548 s.
- Coops, H., Beklioglu, M. & Crisman, T.L. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506-509: 23-27.
- Edmondson, W.T. & Lehman, J.T. 1981. The effects of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* 26: 1-29.
- Forsberg, C. & Ryding, S.-O. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89: 189-207.

- Glückert, G., Illmer, K., Kankainen, T., Rantala, P. & Räsänen, M. 1992. Littoistenjärven ympäristön kasvillisuuden kehitys jääkauden jälkeen ja järven luonnollinen happamoituminen. Turun yliopiston maaperägeologian osaston julkaisuja 75: 1-27.
- Granéli, W. & Solander, D. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170: 245-266.
- Gulati, R.D. & Van Donk, E. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106.
- Helminen, H., Karjalainen, J., Kurkilahti, M., Rask, M. & Sarvala, J. 2000. Eutrophication and fish biodiversity in Finnish lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 194-199.
- Hyenstrand, P., Blomqvist, P. & Pettersson, A. 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 51: 41-62.
- Ilmavirta, V. (toim.) 1990. Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino, Helsinki.
- Istvanovics, V. & Pettersson, K. 1998. Phosphorus release in relation to composition and isotopic exchangeability of sediment phosphorus. *Spec. Issues Advanc. Limnol.* 51: 91-104.
- Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. 2002. Lakes. Teoksessa Perrow, M.R. & Davy, A.J. (toim.), *Handbook of ecological restoration, Volume 2: Restoration in practice: 297-324.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J.P., Svendsen, L.M. & Lauridsen, T.L. 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395/396: 419-432.
- Johansson, C. 1987. Den simmande slättermaskinen. *Fiskejournalen* 3/1987: 45-47.
- Kankaala, P., Ojala, A., Tulonen, T. & Arvola, L. 2002. Changes in nutrient retention capacity of boreal aquatic ecosystems under climatic warming: a simulation study. *Hydrobiologia* 469: 67-76.
- Keto, A., Lehtinen, A., Mäkelä, A. & Sammalkorpi, I. 2004. Lake restoration. Teoksessa Eloranta, P. (toim.), *Inland and coastal waters of Finland: 93-104.* Palmenia Publishing, Helsinki University for the 29th SIL Congress in Lahti, 8-14 Aug. 2004. ISBN 952-10-1141-6.
- Kurkilahti, M. & Rask, M. 1999. Verkkokoekalastukset. Teoksessa Böhling, P. & Rahikainen, M. (toim.), *Kalataloustarkkailu, periaatteet ja menetelmät. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, riistan- ja kalantutkimus: 151-161.* ISBN 951-776-187-2.
- Laine, U. 1985. Littoistenjärven kasvillisuus. Teoksessa Rautanen, H. ym., *Littoistenjärven luonto ja käyttö: 35-45.* Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistys. ISBN 951-99609-9-6.
- Laki vesien hoidon järjestämisestä 2004. Laki ympäristönsuojelulain muuttamisesta. Laki vesilain muuttamisesta. Vahvistettu 31.12.2004.
- Lappalainen, K.M. 2003. Järvien hapetus. SYKE:n toimittama uusi järvien kunnostuksen käsikirja, nettiversion luonnos 6.2.2003.
- Lathrop, R. ja 9 muuta kirjoittajaa 2002. Stocking piscivores to improve fishing and water clarity: a synthesis of the Lake Mendota biomanipulation project. *Freshwat. Biol.* 47: 2410-2424.
- Lehmikangas, M. & Viinikkala, J. 2002. Järven tilapäinen kuivattaminen. *Vesitalous* 43(6): 47-52.
- Mazzeo, N. ja 9 muuta kirjoittajaa 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506-509: 591-602.
- Mjelde, M. & Faafeng, B.A. 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwat. Biol.* 37: 355-365.
- Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency, Broads Authority & European Union Life Programme, Norwich, UK. 179 s.

- Moss, B. ja 48 muuta tekijää 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 507-549.
- Muinenen, T. 1998. Ruoppaus vesistöjen kunnostuksessa. *Ympäristö ja Terveys* 29(2-3): 49-52.
- Mustonen, S. (toim.) 1986. Sovellettu hydrologia. Vesiyhdistys ry, Helsinki.
- Niemi, J., Lepistö, L., Mannio, J., Mitikka, S. & Pietiläinen, O.-P. 2004. Quality and trends of inland waters. Teoksessa Eloranta, P. (toim.), *Inland and coastal waters of Finland*: 18-40. Palmenia Publishing, Helsinki University, for the 29th SIL Congress in Lahti, 8-14 Aug. 2004. ISBN 952-10-1141-6.
- Nuotio, E. 1999. Ruohokarpin maailma. *Ctenopharyngodon idella*. Kirjallisuuskatsaus. Lounais-Suomen kalastusalue, monistettu raportti. 10 s.
- Oravainen, R. 1990. Veden ja sedimentin kemikaalikäsittely. Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.) *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*: 258-271. Yliopistopaino, Helsinki.
- Ozimek, T., Van Donk, E. & Gulati, R.D. 1993. Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 251: 13-18.
- Perttula, H. & Sarvala, J. 1994: Littoistenjärven veden laatu. *Turun vesi- ja ympäristöpiiri* 1994(1): 1-23.
- Rask, M., Kurkilahti, M. & Olin, M. 1997. Koekalastuksen oikeat työtavat ja -välineet. *Suomen Kalastuslehti* 104(5): 22-25.
- Rautanen, H., Sarvala, J., Gustafsson, E., Isotalo, I., Laine, U. & Sainio, J. 1985. Littoistenjärven luonto ja käyttö. Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistys. 64 s. ISBN 951-99609-9-6.
- Reitzel, K., Hansen, J., Jensen, H.S., Andersen, F.Ø. & Hansen, K.S. 2003. Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiologia* 506-509: 781-787.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. 1985. Mass invasion of *Elodea canadensis* in a mesotrophic South Norwegian lake – impact on water quality. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 2920-2926.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes: A Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquat. Bot.* 26: 325-340.
- Ruoppa, M. & Heinonen, P. (toim.) 2004. Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät. *Suomen ympäristö* 682.
- Saarikari, V. 1995. Littoistenjärven pohjaeläimistö 1994. Julkaisematon tutkimusraportti. Turun yliopiston biologian laitos. 18 s.
- Sarvala, J. 1985. Littoistenjärven tila: kokoava loppukatsaus. Teoksessa Rautanen, H. ym., *Littoistenjärven luonto ja käyttö*: 58-60. Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistys. ISBN 951-99609-9-6.
- Sarvala, J. (toim.) 1996. Littoistenjärven tilan seuranta 1995. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 17: 1-50. ISSN 0357-5373.
- Sarvala, J. (toim.) 1997. Littoistenjärven tilan seuranta 1996. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 18: 1-60. ISSN 0357-5373.
- Sarvala, J. (toim.) 1998. Littoistenjärvi 1997. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 20: 1-54. ISSN 0357-5373.
- Sarvala, J. (toim.) 2000. Littoistenjärven tila 1998-1999. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 22: 1-58. ISSN 0357-5373.
- Sarvala, J. 2004. Eläinplankton. Teoksessa Ruoppa, M. & Heinonen, P. (toim.), *Suomessa käytetyt*

biologiset vesitutkimusmenetelmät. Suomen ympäristö 682: 14-21.

Sarvala, J. & Perttula, H. 1994. Littoistenjärvi. Littoistenjärvityöryhmä, Kaarinan kaupunki ja Liedon kunta. 78 s. + 2 liites. ISBN 951-97062-0-8.

Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, S. & Vuorio, K. 1998. Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiologia* 363: 81-95.

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. Int. Ver. Limnol.* 27: 1473-1479.

Sarvala, J., Saarikari, V., Sydänoja, A., Vuorio, K., Ahonen, H. & Aukee, V. 2002. Littoistenjärven ekologinen tila 2000-2001. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 23: 1-50.

Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, UK. 357 s.

Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.

SFS 5076. Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta. Suomen standardisoimisliitto 1989. 7 s.

SFS 5730. Vesitutkimukset. Pehmeiden pohjien pohjaeläimistön ja sedimentin näytteenotto putkinoutimella. Suomen standardisoimisliitto 1992. 8 s.

Strand, J.A. & Weisner, S.E. 2001. Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwat. Biol.* 46: 1397-1408.

Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S. 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343: 319-325.

Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, J. ja 12 muuta tekijää 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1619-1632.

Van Donk, E., Gulati, R.D., Iedema, A. & Meulemans, J.T. 1993. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251: 19-26.

Ventelä, A.-M., Arvola, L., Helminen, H. & Sarvala, J. 2005. Järven taju – järven merkitys suomalaisen mielenmaisemassa. Vesitalous, painossa.

Vollenweider, R. 1975. Input-output models, with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Zeitschr. Hydrol.* 37: 53-84.

Vuollo, S. 2003. Kalaston tutkiminen koeverkkokalastuksen avulla – esimerkkinä Littoistenjärvi. Pro gradu -tutkielma. Turun yliopiston biologian laitos, Turku. 55 s.

Wahlberg, A. 1913. Bidrag till kännedomen om Littois-träsk med särskild hänsyn till dess plankton. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 38: 1-201.

Wallsten, M. 1984. Gör gräskarp någon nytta i skandinaviska sjöar? *Vatten* 40: 144-150.

Welch, E.B. & Cooke, G.D. 1999. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake and Reservoir Management* 15: 5-27.

Äystö, V. 1997. Rehevien järvien kunnostusten arviointi. Suomen ympäristö 115: 1-167.

Äystö, V. 1998. Järvien kunnostusmenetelmistä. *Ympäristö ja Terveys* 29(2-3): 14-18.

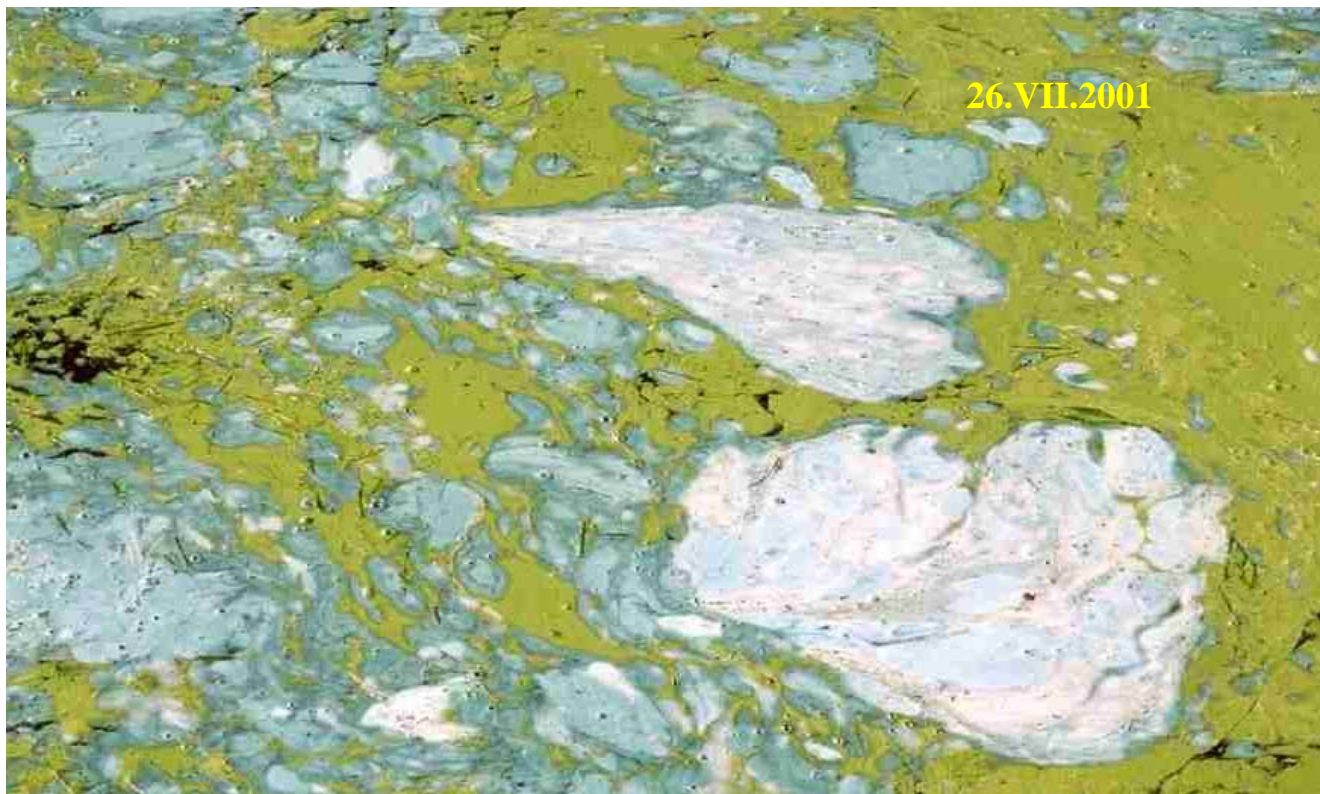
Internetviite 1. <http://www.ymparisto.fi/> → Ympäristönsuojelu → Vesiensuojelu → Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö → Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista.

Internetviite 2. <http://www.ymparisto.fi/> → Ympäristön tila → Pintavedet → Vesistöjen kuormitus

Internetviite 3. <http://www.rymattyla.fi/Kirkkojarvi>

Kiitokset

Littoistenjärvityöryhmä muodosti tälle työlle vankan taustaryhmän. Kaarinan kaupunki ja Liedon kunta, aikaisemmin myös Littoistenjärven säännöstely-yhtiö rahoittivat tarvittavan tutkimustyön. Lounais-Suomen ympäristökeskus edeltäjineen, Lounais-Suomen Vesi- ja Ympäristötutkimus Oy ja Lounais-Suomen kalastusalue toimivat hyvässä yhteistyössä, ja muitakin tässä nimeämättömiä yhteistyötahoja tarvittiin. Tutkimusaineistojen hankinnassa ja käsittelyssä yliopistolla olivat mukana vuosien varrella monet henkilöt, joista erityisen maininnan ansaitsevat Littoistenjärvitutkimusten varhaisvaiheesta Anita Mäkinen ja myöhemmiltä vuosilta Kristiina Vuorio sekä Vesa Saarikari. Tutkimuksiin on sijoitettu myös merkittävästi Turun yliopiston virkatyötä, joka nykyisin luetaan osaksi yliopiston alueellista vaikuttamista.



Ongelmasta toiseen...



1.VIII.2001

