



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

ARRAJÄRVEN KUNNOSTUSSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 262/2014

Mirva Ketola



SISÄLLYS

1 TAUSTAA	1
2 ARRAJÄRVI	1
2.1 JÄRVEN PERUSTIEDOT	1
2.2 VALUMA-ALUE	3
2.3 SÄÄNNÖSTELY	5
2.4 LUONNONSUOJELULLISET ARVOT	5
2.5 VESIALUEEN OMISTUS	6
2.6 JÄRVEN KÄYTTÖ	6
3 ARRAJÄRVEN TILA JA SEN KEHITYS	7
3.1 VESIPUITEDIREKTIIVIN MUKAINEN LAATULUOKITUS	7
3.2 VEDEN LAATU JA SEN KEHITYS	7
3.3 HAPPIPITOISUUS	14
3.4 KASVIPLANKTON JA A-KLOROFYLLI	16
3.5 ELÄINPLANKTON	18
3.6 POHJAEÄIMET	20
3.7 SULKASÄÄSKI	23
3.8 KALASTO	26
3.9 VESIKASVILLISUUS	28
3.10 SEDIMENTTI	30
4 ARRAJÄRVEN KUORMITUS	32
4.1 OJAVESINÄYTTEENOTTO	33
4.2 VEMALA-KUORMITUSLASKENTA	38
4.3 LLR-KUORMITUSVAIKUTUSMALLINNUS	39
4.4 SISÄINEN KUORMITUS	41
5 JÄRVEN ONGELMIEN KUVAUS	44
6 HANKKEEN TAVOITTEET	45
7 ARRAJÄRVELLE SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET	46
7.1 SOVELTUVAT TOIMENPITEET	46

7.2 ULKOISEN KUORMITUKSEN VÄHENTÄMINEN	47
7.2.1 Kuormituksen synnyn vähentäminen	48
7.2.2 Kuormituksen alentaminen syntypaikan ulkopuolella	51
7.3 RAVINTOKETJUKUNNOSTUS	53
7.4. HAPETUS	55
7.5 VESIKASVILLISUUDEN NIITOT	56
7.6 RUOPPAUS	58
 8 SUOSTUMUKSET, SOPIMUKSET JA LUVAN TARVE	 59
 9 RAHOITUSMAHDOLLISUUDET	 60
 10 JATKOSUOSITUKSET	 62
 VIITTEET	 64

LIITTEET 1-7

- Liite 1 Eläinplanktonitutkimuksen menetelmät ja laskentatulokset
- Liite 2 Sulkasääskitutkimuksen menetelmät ja laskentatulokset
- Liite 3 Ojavesinäytteenoton menetelmät ja tulokset
- Liite 4 Kotamäki, N. 2014. Arrajärven LLR-kuormitusvaikutusmallinnus. Suomen ympäristökeskus, SYKE. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 263/2014.
- Liite 5 Kuisma, M. 2014. Arrajärven hoitokalastussuunnitelma. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 264/2014.
- Liite 6 Kokko, L. 2014. Arrajärven niittosuunnitelma. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 265/2014.
- Liite 7 Ahola, M. 2014. Arrajärven valuma-alueen vesiensuojelusuunnitelma. OTSO Metsäpalvelut. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 266/2014.

1 TAUSTAA

Tämä Arrajärven kunnostussuunnitelma on laadittu osana Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n toteuttamaa Kymijoen alueen järvikunnostushanketta (2013–2014), jonka rahoittajina ovat Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahasto sekä Kaakkois-Suomen ja Hämeen ELY-keskukset. Hankkeen tavoitteena on ollut auttaa osakaskuntia hoitamaan omia järviään tarjoamalla asiantuntija-apua järven alkutilan kartoitukseen sekä kunnostussuunnitelmien laatimiseen. Hankkeeseen valituilla 10 järvellä oli todettavissa rehevöitymisen aiheuttamia haittoja vesiekosysteemille sekä järven virkistyskäytölle. Järvet olivat vesipuitedirektiivin mukaisen laatuluokituksen mukaan tyydyttävässä tilassa, kun vesienhoidon tavoitteena on hyvä ekologinen tila. Hankkeeseen valituilla järvillä oli merkittävää paikallista aktiivisuutta ja kiinnostusta järven kunnostamista kohtaan. Näin oli tilanne myös Arrajärvellä, jossa toimii neljä aktiivista osakaskuntaa. Myös Nastolan kalastusalue on mukana Arrajärven hoitotoimissa.

Kunnostussuunnitelmassa käydään läpi Arrajärven tila, kuormitus, ongelmat sekä kunnostuksen tavoitteet. Tämän jälkeen käsitellään Arrajärvelle suositeltavia toimenpiteitä, joille on laadittu myös tarkemmat suunnitelmat. Nämä toimenpidesuunnitelmat ovat tämän kunnostussuunnitelman liitteenä, mutta ne ovat ladattavissa yhdistyksen verkkosivuilta myös erillisinä tutkimusraportteina.

2 ARRAJÄRVI

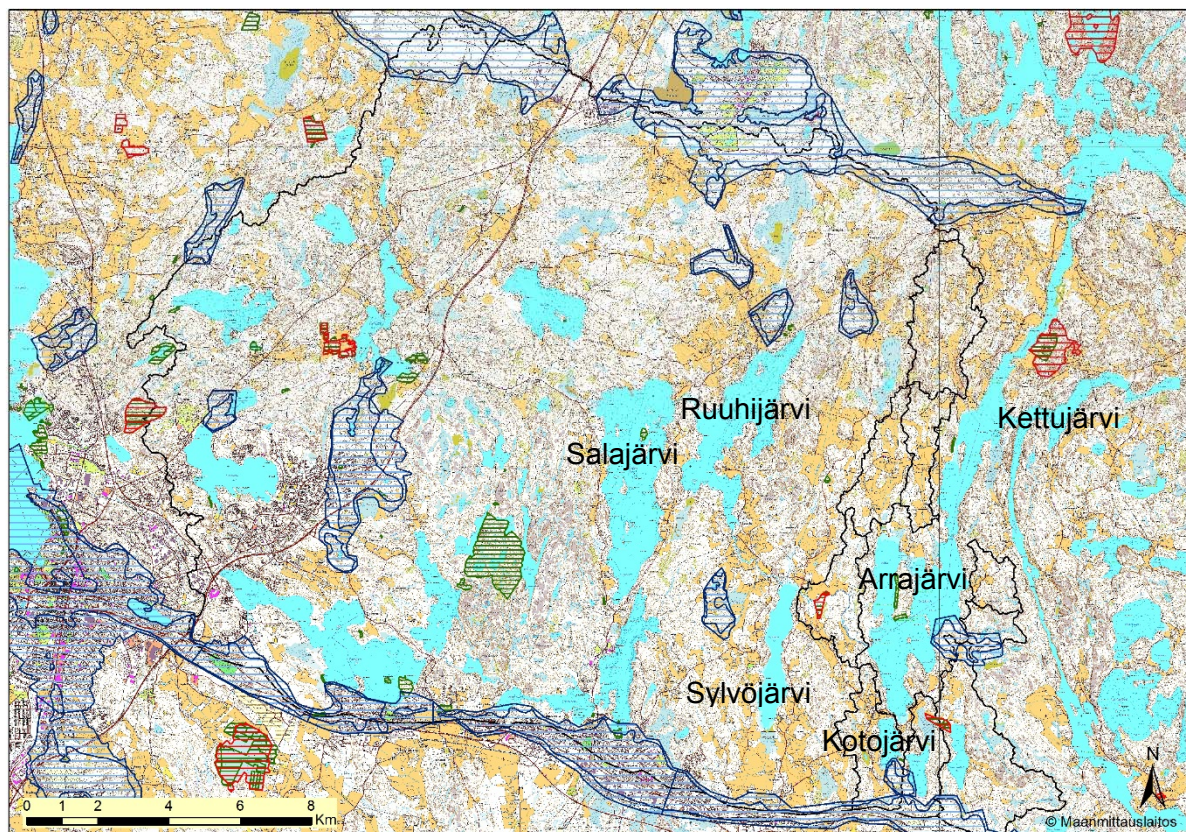
2.1 JÄRVEN PERUSTIEDOT

litin ja Nastolan kuntien alueella sijaitseva Arrajärvi (14.122.1.001) kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen. Ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelun Hertta-tietokannan perustiedot Arrajärvestä on esitetty Taulukossa 1. Arrajärven pinta-ala on varsin suuri, 991 ha. Rantaviivaa järvellä on 44 km. Järvessä on 7 pientä saarta. Järven keskeisellä selkäalueella on järven syvin kohta, jossa syvyys on 9 m. Muutoin Arrajärvi on varsin matala, keskisyvyyden jäädessä hieman alle 3 metriin. Järven laskennallinen viipymä on lyhyt, vain noin 3 kuukautta. Arrajärven valuma-alue on suuri (Kuva 1). Järven oman pinta-alan osuus koko valuma-alueesta on vain 2,6 %.

Vedet laskevat Arrajärvestä Kymijokeen ja sitä kautta Suomenlahteen. Arrajärven pohjoisosa on suorassa yhteydessä Kymijokeen.

Taulukko 1. Arrajärven perustiedot on poimittu ympäristöhallinnon OIVA-tietojärjestelmän Herttatietokannasta, lukuun ottamatta valuma-alueen pinta-alaa ja viipymää, jotka on poimittu Suomen ympäristökeskuksen vesistömallijärjestelmästä (Suomen ympäristökeskus 2014).

Arrajärvi	
Pinta-ala	990,8 ha
Valuma-alueen pinta-ala	37 525 ha
Tilavuus	28 650 200 m ³
Suurin syvyys	9,0 m
Keskisyvyys	2,9 m
Rantaviivan pituus	44,0 km
Saarten lukumäärä	7
Saarten pinta-ala	18,3 ha
Saarten ranta-viivan pituus	4,9 km
Viipymä	83 vrk



Kuva 1. Arrajärvi ja sen valuma-alue Value-työkalulla rajattuna. Value-mallinnuksessa hyödynnetään korkeusmallin pohjalta laskettua virtaussuuntagridiä, joka pohjautuu maanmittauslaitoksen 25 metrin hilioihin laskettuun korkeusmalliin. Koska järvi on suorassa yhteydessä Kymijokeen ei järven pohjoisosien rajausta Value-työkalulla onnistu. Siksi kartassa on esitetty rajaukset (mustalla) Arrajärveen laskeville pääjoille, joista suurin on Arrajoki. Arrajokea pitkin Arrajärveen laskevat Nastolan järvialueen järvet. Kartassa on esitetty myös ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelusta löytyvät pohjavesialueet (sininen vaakaviivoitus), luonnonsuojelualueet (vihreä vaakaviivoitus), sekä Natura 2000 alueet (punainen vaakaviivoitus).

2.2 VALUMA-ALUE

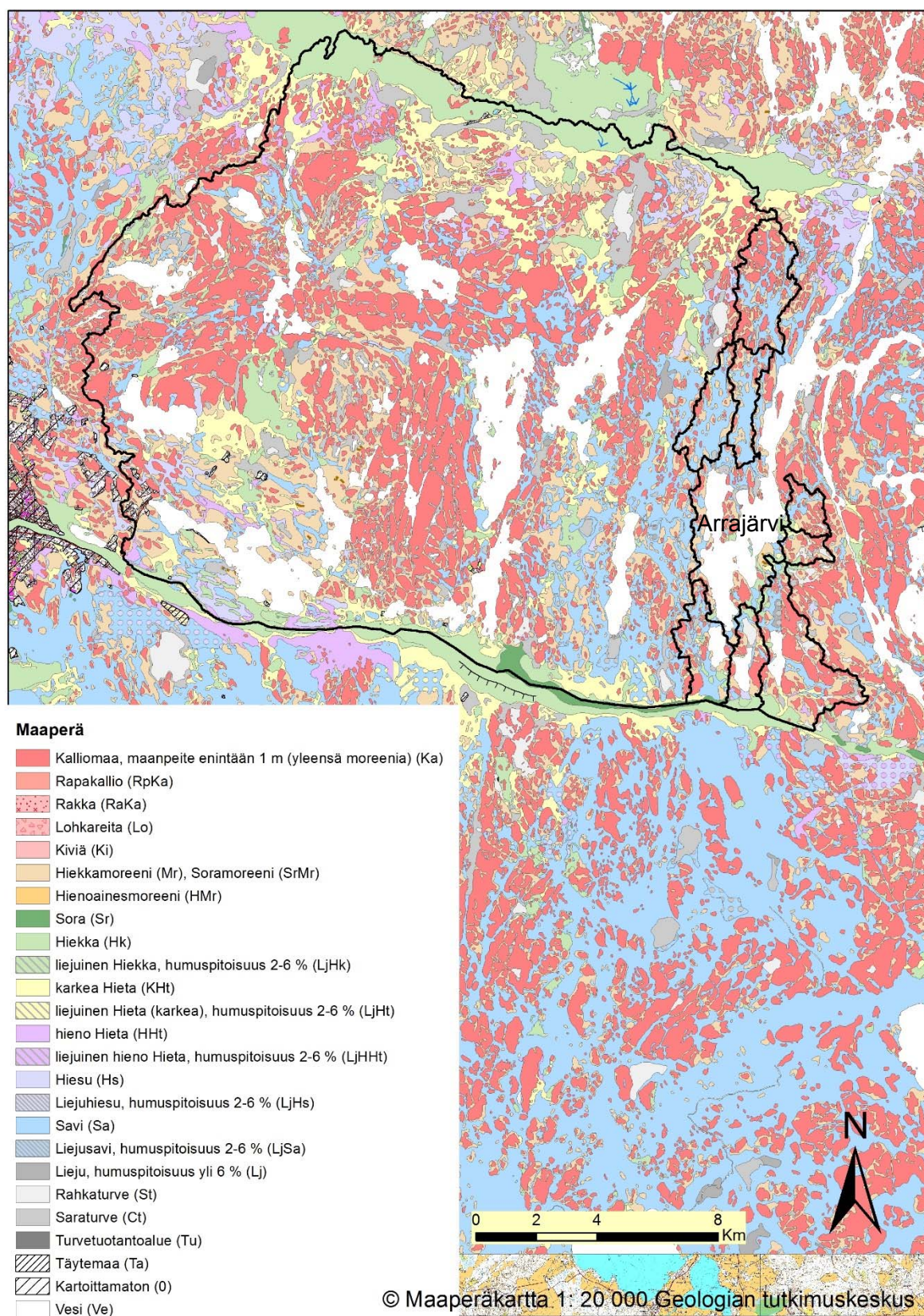
Arrajärvi kuuluu Mankalan Arrajärven valuma-alueeseen (14.122). Järveen laskee Arrajoen vesistöalue (14.16), joka sisältää kahdeksan 3. jakovaiheen valuma-aluetta. Näistä lähimpänä on Sylvöjärven, Halkokorvenjoen sekä Ruuhijärven Salajärven valuma-alueet. Arrajärven valuma-alueen kokonaispinta-ala on peräti 37 525 ha. Valuma-alueella on runsaasti järviä. Vesialueiden osuus Arrajärven valuma-alueesta on 14,8 % (Suomen ympäristökeskus 2014). Suoraan Arrajärveen laskee järven eteläpuolelta Kotojokea pitkin Kotojärvi (62 ha). Kotojärveen laskee Selkojärvi (58 ha) ja Selkojärveen Haramaanjärvi (66 ha). Länsipuolelta Arrajokea pitkin Arrajärveen laskee Sylvöjärvi (219 ha). Sylvöjärven kautta Arrajärveen laskevat koko Nastolan järviolueen järvet.

Arrajärvi laskee Kymijokeen, johon järven pohjoisosa on suorassa yhteydessä. Kymijoki virtaa Arrajärven yläpuolella 300-400 metriä leveänä Kymenkäänte-nimiseen mutkaan, johon koillisesta liittyvät Kettujärvi (139 ha) sekä Keskimäinen (37 ha).

Arrajärven valuma-alue sijaitsee Salpausselkien välissä. Syntyhistoriasta johtuen alueen maaperä on hyvin vaihteleva (Kuva 2). Valuma-alueen pohjois- että eteläosaa myötäilevät pitkänomaiset, hiekkavaltaiset reunamoreenimuodostumat. Pohjoista reunamuodostumaa vierustavat rykelminä karkea ja hieno hieta sekä lieju- ja rahkaturveosiot. Reunamuodostumien välissä maaperä on enimmäkseen kalliomaata, mutta kallioperä on ruhjoutunut pieniksi laaksopainanteiksi, joihin eri maalajit muodostavat pienialaisia kerrostumia. Kallioiden välisissä esiintyy savi- ja hiekka-alueita sekä jonkin verran hiekka- ja sora-moreeneja. Savialueita on erityisen runsaasti Arrajärven lähivaluma-alueella Kaurissuonojan, Lietojoen ja Saviojan ympäristössä, sekä Sylvöjärven ja Arrajoen sekä Kotojärven lähivaluma-alueilla.

Arrajärven lähivaluma-alueella on runsaasti maataloutta, mikä keskittyy edellä mainituille savialueille. Peltoalan osuus maa-alasta Arrajärven koko valuma-alueella on 18 % (Suomen ympäristökeskus 2014), lähivaluma-alueella todennäköisesti enemmän. Ojitettuja metsätalousalueita Arrajärven lähivaluma-alueella on vähemmän, luultavasti peltojen ulkopuolisen maaston kallioisuudesta johtuen.

Valuma-alueen etelä- ja pohjoisosassa esiintyvät pitkänomaiset, Salpausselkien hiekoja ja soria myötäilevät pohjavesialueet (Kuva 1). Salpausselkien välissä on myös joitakin pohjavesialueita. Arrajärveä lähimmät pohjavesialueet sijaitsevat järven itäosassa Veljestenharjun alueella, sekä järven eteläpuolella Kotojärven ja Selkojärven välisen Löllänvuoren alueella. Arrajärven ympäristössä on myös runsaasti lähteitä. Arrajärvi saa todennäköisesti jossain määrin myös pohjavesiä pintavesien lisäksi.



Kuva 2. Arrajärven valuma-alueen maaperäkartta.

2.3 SÄÄNNÖSTELY

Arrajärvi on vuonna 1950 toimintansa aloittaneen Mankalan voimalaitoksen säännöstelyn piirissä. Säännöstelystä vastaa Oy Mankala Ab, joka on myös säännöstelyluvan haltija. Säännöstely hoidetaan Mankalan voimalaitoksella Itä-Suomen vesioikeuden 20.6.1974 antamassa päätöksessä (N:o 69/Ym/74) määrättyllä tavalla. Mankalan voimalaitos sijaitsee Kymijoen Kaurakoskessa juuri ennen litin Kirkkojärven Leininselkää. Mankalan voimalaitoksen valmistumisen jälkeen Kymijoen vedenpintaa nostettiin padon yläpuolella 8 metriä, minkä seurauksena moni koski muuttui patoaltaiksi. Vesimäärään voimalaitoksella vaikuttaa myös yläpuolisen Päijänteen säännöstely. Mankalan yläpuolella on Vuolenkosken voimalaitos, joka säännöstelee yläpuolisten Kymijoen järvialtaiden, Ruotsalaisen ja Konniveden, vedenkorkeuksia. Mankalan voimalaitoksen alapuolella on vielä Voikkaan voimalaitos, joka säännöstelee Pyhäjärven pinnankorkeutta (Jaala 2006).

Nykyisellä säännöstelyllä Arrajärven vedenpinta pidetään hyvin vakaana (vedenpinta N60+74.1; säännöstely N60+73.93-74.13) eikä Arrajärvestä esiinny vesistöjen luonnollista vuodenaikaista vedenkorkeuden vaihtelua kevättulvineen. Tämä on edesauttanut rantojen käyttöä, mutta on toisaalta voinut vaikuttaa siihen, ettei vesi vaihdu Arrajärvestä yhtä hyvin kuin säännöstelemättömässä tilanteessa. Kymijoen valtaväylän vähäravinteisempi vesi ei pääse niin hyvin huuhtelemaan Arrajärveä, mikä on voinut omalta osaltaan edistää Arrajärven rehevöitymiskehitystä (Raunio & Haapala 2003). Tulvien puuttuminen ja vakaa vedenpinta on myös yhdessä rehevöitymisen kanssa voinut edesauttaa matalien lahtialueiden umpeenkasvua.

2.4 LUONNONSUOJELULLISET ARVOT

Arrajärven valuma-alueella on Natura 2000 suojelualueita sekä muita pieniä luonnonsuojelualueita (Kuva 1). Arrajoen eteläpuolelta pieni alue on merkitty sekä lintu- (SPA) että luontodirektiivin (SCI) puolesta Euroopan unionin Natura-ohjelmassa Arrajoen Natura-alueeseen (FI0404004). Alue on pääosin rehevää lehtoa sekä avointa rantaniittyä. Arrajärven eteläpuolisten pienten järvien välissä on lisäksi luontodirektiivin (SCI) puolesta Natura-ohjelmaan merkitty Kärmesniemenkallion Natura-alue (FI0404006). Alue on pääosin vanhaa kangasmetsää, joka sisältää myös rantalehtoa sekä pienen kallionaluslehdon.

Arrajärven Kilpisaaren rannoilla ovat luonnonsuojelualueet, jotka sisältävät komeita kalliojyrkänkaita ja muinaisjäännöksiä. Myös Karjusaaren vastaisella rannalla on kapea luonnonsuojelualue. Arrajärven alueella on useita esihistoriallisia asuinpaikkoja ja muinaisjäännöksiä.

Lisäksi litin Kymijoen-Mankalan rantayleiskaava-alueen luontoselvityksessä (Heinonen 2001) Arrajärvellä on merkitty arvokkaiksi luontokohteiksi linnustoltaan arvokkaita reheviä lahtia. Näitä ovat Arrajärven eteläpään Huhdanpohja (mm. kaulushaikara, ruskosuohaukka,

rastaskerttunen, heinätavi ja rytikerttunen), Puustellinsaaren-Veljestenharjun lintuvesi (mm. ruskosuohaukka ja kaulushaikara), Veljestenpohja (mm. luhtahuitti ja rytikerttunen), sekä pohjoisessa Silamalahti (mm. ruskosuohaukka ja rytikerttunen). Luontoselvityksessä suositellaan alueiden säilyttämistä rauhallisena lintualueena. Alueet on merkitty Kymijoen-Mankalan rantayleiskaavaan merkinnällä sl.

Järven länsiosan Veljestenharju ja Puustellinsaari muodostavat geologisesti, maisemallisesti ja kasvitieteellisesti merkittävän harjualueen.

2.5 VESIALUEEN OMISTUS

Arrajärven vesialueet ovat neljän osakaskunnan hallinnassa. Suurimmat alueet eteläosassa litin kunnan puolelta kuuluvat Säyhteen osakaskunnalle ja Nastolan puolelta Immilän-Arrajoen osakaskunnalle. Luoteisosassa on Ruuhijärven osakaskunnalle kuuluva alue. Pohjoisessa ja idässä alueita on Vuolenkosken osakaskunnan hallussa. Karjusaaren länsipuolella on pieniä, yksityisten halussa olevia, umpeenkasvaneita vesialueita.

2.6 JÄRVEN KÄYTTÖ

Arrajärvellä on merkittävää maisema- ja virkistyskäyttöarvoa alueen asukkaille ja mökkiläisille. Arrajärvi sijaitsee Säyhteen kylän vieressä. Järven läheisyydessä on myös muita pieniä kyliä sekä muuta haja-asutusta. Rantakiinteistöillä on runsaasti loma-asutusta ja myös vakituista asutusta. Kartalta laskien rantakiinteistöillä ja saarissa on yhteensä noin 140 vapaa-ajan asuntoa, 16 vakituista asuntoa, sekä muutama julkinen rakennus, kuten Säyhteen seurahuone ja Arramajan leirikeskus. Osakaskunnilla on Arrajärven rannalla veneenlaskupaikat ja uimarannat. Vesiliikenne on pääasiassa pienmoottoriveneliikennettä.

Arrajärvi on suosittu urheilu- ja virkistyskalastus kohde. Järvellä harrastetaan myös kotitarvekalastusta. Säännöllisesti kalastavien määräksi on arvioitu jopa 250 henkilöä vuodessa (Raunio & Haapala 2003). Tärkeimmät saaliskalat ovat kuha ja hauki (Raunio 2011). Ammattimaista kalastusta järvellä ei harjoiteta.

Virkistyskäytön, kuten kalastuksen, uinnin ja veneilyn lisäksi Arrajärvellä harrastetaan metsästystä. Arrajärvi on myös suosittu melonta- ja retkeilykohde. Arrajokea pitkin ja Arrajärven läpi kulkee maakuntakaavassa osoitettu melontareitti, ja järven itäpuolella Veljestenharjun ympäristössä on laaja virkistysalue. Arrajärven vetovoimaa kalastus-, veneily- ja retkeilykohteena lisää suora yhteys Kymijokeen.

3 ARRAJÄRVEN TILA JA SEN KEHITYS

3.1 VESIPUITEDIREKTIIVIN MUKAINEN LAATULUOKITUS

Arrajärven luontainen järviyyppe on *Keskikokoiset humusjärvet (Kh)*. Tyypittely perustuu EU:n vesipuitedirektiiviin, jossa järven ominaispiirteistä huomioidaan mm. järven koko, syvyys, viipymä sekä veden väri, joka heijastaa valuma-alueen suoperäisyyttä. Jokaiselle järviyypille on omat raja-arvonsa, joiden perusteella määritellään järven ekologinen tila. Mitä kauempana tyypille ominaisista, luontaisista olosuhteista järvi on, sitä huonomman laatuluokituksen se saa (Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012). Ekologisen tilan luokittelussa otetaan mahdollisuuksien mukaan huomioon biologiset laatutekijät (kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat) sekä veden fysikaalis-kemialliset laatutekijät (typpi- ja fosforipitoisuus). Lisäksi arvioidaan hydrologis-morfologinen muuntuneisuus, joka voi olla este hyvän ekologisen tilan saavuttamiselle.

Arrajärven ekologinen tila on syksyllä 2013 valmistuneessa luokituksessa määritelty *tydyttäväksi* (Oiva Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Myös ensimmäisen, vuonna 2008 toteutetun luokittelun mukaan Arrajärven tila oli *tydyttävä*. EU:n vesipuitedirektiivin mukaisena vesienhoidon tavoitteena on *hyvä* ekologinen tila (asteikko *erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono*).

Ekologisen luokittelun taustalla olevista biologista laatutekijöistä Arrajärven tila on arvioitu kasviplanktonin perusteella *välttäväksi*, syvännepohjaeläinten osalta *tydyttäväksi* ja vesikasvillisuuden osalta *hyväksi*. Luokittelua tukevat fysikaalis-kemialliset tekijät ilmentävät *välttävää* tilaa. Hydrologis-morfologinen muuntuneisuusluokka Arrajärvelle on *tydyttävä*. Perusteluksi on merkitty Mankalan vuomalaitos, joka järven alapuolella estää kalan kulun.

Luokittelussa järville määritetään ekologisen tilan lisäksi kemiallinen tila. Arrajärven kemiallinen tila on arvioitu vuonna 2013 *hyväksi*. Vuonna 2013 tehdystä koekalastuksesta lähetettiin 10 ahventa elohopeapitoisuuden määrittämiseen. Kaloista määritetty elohopeapitoisuus ei ylittänyt laatu normia, mutta on silmällä pidettävä (yksi kala ylitti laatu normin). Hyvän kemiallisen tilan määrittelyyn annettu ympäristölaatu normi on 0,02 mg/kg, johon lisätään humusjärvien taustapitoisuus ($0,02 + 0,2 = 0,22$ mg/kg). Kalojen käyttökelppoisuudelle asetettu raja-arvo on 0,5 mg/kg.

3.2 VEDEN LAATU JA SEN KEHITYS

Seuranta-aineistot

Arrajärven vedenlaadusta ensimmäiset havainnot ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelun Hertta-tietokannassa ovat vuodelta 1975 (Kuvat 3-5). Tällöin on alkanut Mankalan voimalaitoksen säännöstelylupa an liittyvä velvoitetarkkailu, jonka puitteissa Arrajärveltä on otettu säännöllisesti vesinäytteitä kaksi kertaa vuodessa, kesällä ja talvella.

Näytteet otetaan nykyisin kerrostuneisuuskausien loppupuolella, maaliskuussa ja elokuussa. Tarkkailusta vastaa Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Näytteet otetaan kahdelta pisteeltä, pääaltaan syvänteeltä (Arrajärvi Sepänsaari 037) sekä pohjoisessa Karjusaaren edustalta (Arrajärvi Karjusaari 038). Näytepisteet kuvaava kartta löytyy Kappaleesta 4.1 (Kuva 17).

Luokittelu

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta Arrajärven tila on luokiteltu vuonna 2013 *välttäväksi*. Luokitukseen sisältyvistä laatutekijöistä tila on kokonaisfosforipitoisuuden perusteella *välttävä* ja kokonaistypen perusteella *tyydyttävä*. Lisäperusteluna luokittelulle *välttävä* on järven eteläosan syvänealueella esiintyvä selvä happivajaus kerrostuneisuuskausina (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu).

Fosfori

Fosfori on yleensä tärkein järven tuotantoa rajoittava tekijä, niin myös Arrajärvellä (ks. Kappale 4.3). Arrajärven pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat pääaltaalla liikkuneet enimmäkseen välillä 20–50 µg/l (5 viime vuoden kesäkeskiarvo pintavedessä 48 µg/l ja talviarvo 22 µg/l), mikä rehevyysluokituksen mukaan tarkoittaa rehevää (Oravainen 1999). Ajoittain kesäarvot kuitenkin ylittävät 50 µg/l, mikä on jo erittäin rehevä taso. Karjusaassa rehevyystaso on selvästi alhaisempi (5 viime vuoden pintaveden kesäkeskiarvo 21 µg/l ja talviarvo 8 µg/l; Kuva 3). *Hyvän* tilan luokkaraja *Keskikokoisille humusjärville* on kasvukaudella 28 µg/l. Karjusaassa fosforipitoisuus on siis *hyvän* tilan puolella. Sen sijaan Sepänsaassa ylittyy jopa *tyydyttävän* tilan luokkaraja 45 µg/l, joten arvot ovat *välttävän* tilan puolella.

Sepänsaassa fosforipitoisuudet ovat olleet korkeita jo 1970-luvulta lähtien eikä arvoissa ole havaittavissa laskusuuntaa (Kuva 3). Vaihteluväli talvi- ja kesänäytteiden välillä on hieman kaventunut viime vuosina siten, että suurimmat kesäpitoisuudet ja toisaalta myös alhaisimmat talvipitoisuudet on mitattu 1980-luvulla. Karjusaassa fosforipitoisuuksissa näyttäisi olevan lievää laskua, joten pitoisuusero Karjusaaren ja pääaltaan välillä on kasvanut viime vuosina. Karjusaassa vedenlaatuun vaikuttaa Kymijoen vedenlaadun parantuminen.

Syvänteessä esiintyy kerrostuneisuuskausina säännöllisesti happivajetta (Kuva 4, ks. myös Kappale 3.3). Alhaisia pitoisuuksia on mitattu sekä talvi- että kesäaikana jo 1970-luvulta lähtien. Happipitoisuuden alentuessa myös hapetus-pelkistysaste laskee, mikä voi johtaa fosfaatin vapautumiseen pohjasedimentistä. Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuudet ovat olleet pintavettä selvästi korkeammat 1980–90 -luvuilla. Erittäin suuria pitoisuuksia on havaittu kesinä 1996, 1997, 2001 ja 2002 (Kuva 4). Korkein talvipitoisuus pohjanläheisestä vedestä on mitattu helmikuussa 2003. Tuolloin useat järvet kärsivät happikadosta, sillä jäät tulivat syksyllä aikaisin ja vesi jäi suhteellisen lämpimäksi, jolloin myös hapenkulutus talven aikana oli suurta. Viime vuosina alusveden fosforipitoisuudet ovat olleet lähempänä pintaveden tasoa, ja myös alusveden happitilanne on ollut parempi (ks. myös Kappale 3.3).

Karjusaaren näytepiste on matalampi (5,3 m), ja siellä happitilanne on yleensä ollut hyvä myös pohjanläheisessä vesikerroksessa.

Typpi

Toinen levien käyttämä pääravinne on typpi. Arrajärven pintaveden kokonaistyyppipitoisuus (Kuva 3) on viime vuosina ollut lähinnä *tydyttävä*. Kesäajan keskiarvo neljältä viime vuodelta on Sepänsaassa 725 µg/l, kun *hyvän* tilan luokkaraja *Keskikokoisille humusjärville* olisi 660 µg/l. Karjusaassa tämä raja alittuu selvästi (5 kesän keskiarvo 524 µg/l). Sepänsaaren keskiarvossa ei ole mukana vuosi 2010, jolloin typpipitoisuus oli poikkeuksellisen korkea. Korkea pitoisuus johtui jäteveden ylivuodosta rantakiinteistöjen pienpuhdistamolla. Samankaltainen piikki on havaittavissa myös kemiallisen hapenkulutuksen, alkaliniteetin sekä sähkönjohtavuuden arvoissa (Kuva 5). Aikasarjassa on muutama poikkeuksellisen suuri arvo myös 1980-luvulla. Muutoin korkeimmat typpipitoisuudet Sepänsaassa on mitattu 2000-luvun alussa. Alusvedessä typpipitoisuudet ovat olleet ajoittain pintavettä suuremmat, etenkin 2000-luvun taitteessa. Viime vuosina ero pintavedeen ei ole ollut suuri (Kuva 4). Alusveden korkeammat pitoisuudet liittyvät todennäköisesti fosforin tavoin alusveden vähähappisuuteen. Mikrobien hajottaessa orgaanista ainesta syntyy ammoniumia, joka nitrifikaatiossa muutetaan nitraatiksi ja denitrifikaatiossa edelleen kaasumaiseksi typeksi. Happitilanteen heiketessä nitrifikaatio hidastuu, ja pohjalle voi kertyä ammoniumtyppeä.

Väri

Veden väri kuvaa veden ruskeusastetta ja ilmentää siten humusleimaa (Oravainen 1999). Sepänsaassa Arrajärven veden väriarvot ovat viime vuosina vaihdelleet pintavedessä lievästi humuspitoisesta humuspitoiseen (30–80 mg Pt/l). Karjusaassa veden väriarvot ovat olleet 40 mg Pt/l tai sen alle, eli lievästi humuspitoisia. Näin on ollut vielä 1970-luvulla pääasiassa Sepänsaassakin, mutta väriarvot ovat nousseet 1980-luvulla. 1990-luvulla väriarvot ovat olleet laskusuunnassa, mutta 2000-luvulla väriarvot ovat jälleen nousseet. Alusvedessä aika-ajoin havaitut korkeat arvot, etenkin 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa, voivat sen sijaan liittyä sedimentin rautayhdisteiden pelkistymiseen vähähappisissa olosuhteissa (Kuva 4, ks. Kappale 3.3).

Kemiallinen hapenkulutus (COD)

Kemiallinen hapenkulutus mittaa vedessä olevien kemiallisesti hapettavien orgaanisten aineiden määrää. Jätevedet kohottavat arvoa, ja vuoden 2010 jätevesipiikki näkyy Sepänsaaren tuloksissa (Kuva 5). Suomalaisissa järvissä COD-arvo heijastelee väriarvon tavoin lähinnä humuspitoisuutta ja valuma-alueen suoperäisyyttä. Metsäojitukset ovat kohottaneet arvoa useissa järvissä. Arrajärven päällysveden arvot ovat vaihdelleet pääasiassa 6–12 mg O₂/l:n välillä, mikä vastaa vain lievästi humuspitoisten vesien arvoa. Alle 10 mg O₂/l:n arvot ovat vielä tyypillisiä värittömille vesille (Oravainen 1999). Arvot ovat 1990-luvulla laskeneet, Karjusaassa Sepänsaarta enemmän. Viime vuosina arvoissa on havaittavissa hienoista nousua, mikä voi värin ohella heijastella humuspitoisuuden kasvua.

Näkösyvyys ja kiintoaine

Veden kirkkautta heijasteleva näkösyvyys on Sepänsaaressa varsin alhainen (Kuva 5). Viiden viime vuoden kesäkeskiarvo on vain 1 m ja talvikeskiarvo 1,9 m. Karjusaassa näkösyvyys on kesäkeskiarvona 1,5 m ja talviarvona peräti 3,4 m. Pitkällä aikavälillä suurin muutos on tapahtunut nimenomaan Karjusaassa, jossa vesi on ollut talviaikaan kirkkaampaa 1990-luvulta lähtien. Sen sijaan Sepänsaaressa vesi ei ole kirkastunut, vaan näkösyvyys on pikemminkin hieman laskenut. Näkösyvyyteen vaikuttaa paitsi veden väri myös kiintoainepitoisuus. Arrajärven kiintoainepitoisuus on mitattu vuodesta 1990 alkaen. Sitä lisäävät jätevesikuormitus, runsas levämäärä tai eroosion kuljettama aines (savisamennus). Arrajärven kiintoainepitoisuus on kesäisin selvästi talviaikaa suurempi. Kun viiden viime vuoden talvikeskiarvo Sepänsaaren pintavedessä on 1 mg/l, on vastaava kesäkeskiarvo 9 mg/l, mikä on varsin korkea. Karjusaassa kiintoainepitoisuus on pienempi (talvi 0,5 mg/l, kesä 5 mg/l). Selvää muutossuuntaa näissä 1990-luvulta lähtien mitatuissa arvoissa ei voida havaita.

Happamuus ja alkaliniteetti

Arrajärven päällysveden pH on lähellä neutraalia. Talviaikaan pH-arvo on hieman alle 7, kesäisin hieman yli (Kuva 5). Pintaveden pH-arvot eivät eroa suuresti Sepänsaaren ja Karjusaaren välillä. Leväkukintojen aikana pH voi päällysvedessä nousta korkealle levien yhteyttäessä aktiivisesti. Havaintosarjassa on useita pH 8 ylittäviä arvoja. Elokuussa 2002 on mitattu jopa pH 9. Tällaiset arvot voivat lisätä sisäistä kuormitusta (ks. Kappale 4.4). Vuoden 2002 jälkeen näin korkeita arvoja ei kuitenkaan ole mitattu. Myöskään hyvin alhaisia arvoja ei ole mitattu. Ainoa pH 6 alittava arvo (5,9) on mitattu talvella 1986.

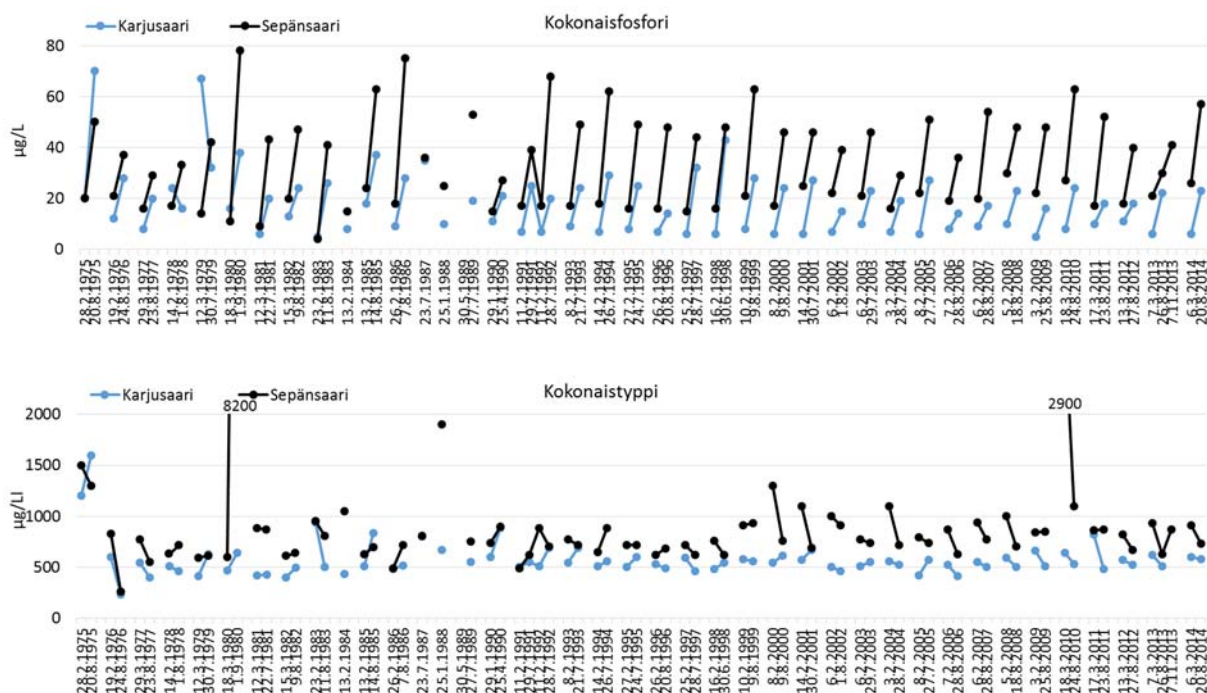
Arrajärven alkaliniteetti, eli veden kyky vastustaa pH:n muutosta siihen happoa lisättäessä, on hyvä ($> 0,2$ mmol/l). Karjusaassa alkaliniteetti on ollut 1990-luvun alkuun asti välttävä, mutta on sittemmin noussut hyvälle tasolle. Sepänsaaressa alkaliniteetti on aina ollut Karjusaarta suurempi (Kuva 5). Puskurikyky riippuu paljolti järven valuma-alueen ja kallioperän laadusta. Peltovaltaisuus kohottaa alkaliniteettia (Oravainen 1999). Sepänsaaren suurempia arvoja selittävät Arrajoen ja lähivaluma-alueen viljelyyn otetut savimaat, kun taas Karjusaassa veden laatuun vaikuttaa myös Kymijoen vesi.

Sähkönjohtavuus

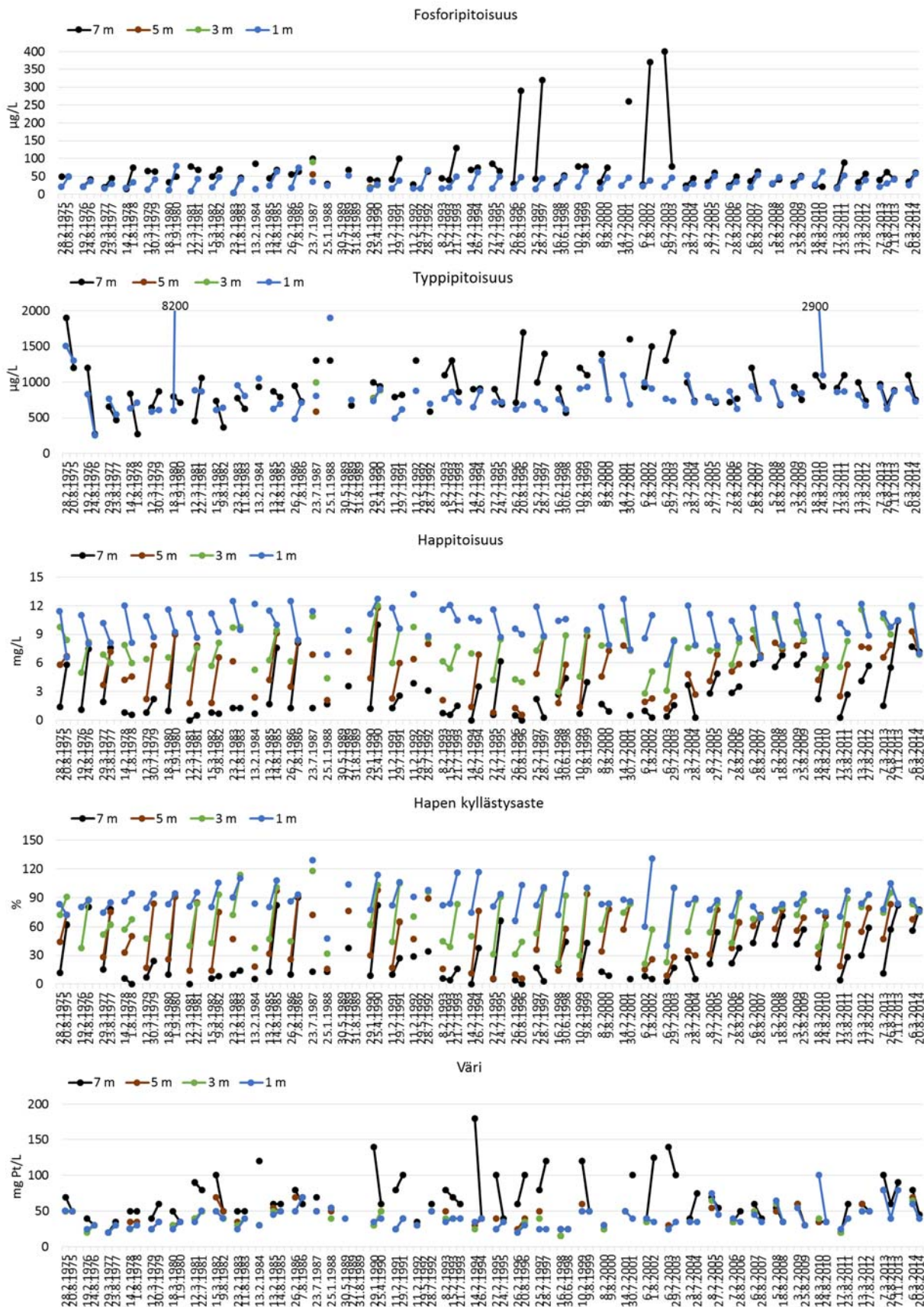
Myös sähkönjohtavuus heijastaa sisävesissä kallioperän rapautumista ja yleistä rehevöitymiskehitystä. Suomen vedet ovat yleensä vähäsuolaisia, sillä kallioperä on heikosti rapautuvaa. Peltolannoitus ja jätevedet voivat kohottaa sähkönjohtavuutta. Sähkönjohtavuutta lisäävät lähinnä natrium, kalium, kalsium, magnesium, kloridit ja sulfaatit (Oravainen 1999). Myös nämä arvot ovat jatkuvasti olleet suurempia Sepänsaaressa kuin Karjusaassa. Sepänsaaressa sähkönjohtavuus on ollut 1990-luvun alkuun saakka 7-9 mS/m, mutta tämän jälkeen talviarvot ovat nousseet yli 10 mS/m:iin. Vuodesta 2005 alkaen arvoissa on hienoista laskua. Karjusaassa arvot ovat vuodesta 1975 alkaen olleet 6 mS/m:n tuntumassa, mutta myös siellä arvot ovat nousseet 1990-luvun lopulta alkaen lähelle 8 mS/m:ä (Kuva 5).

Yhteenvedo

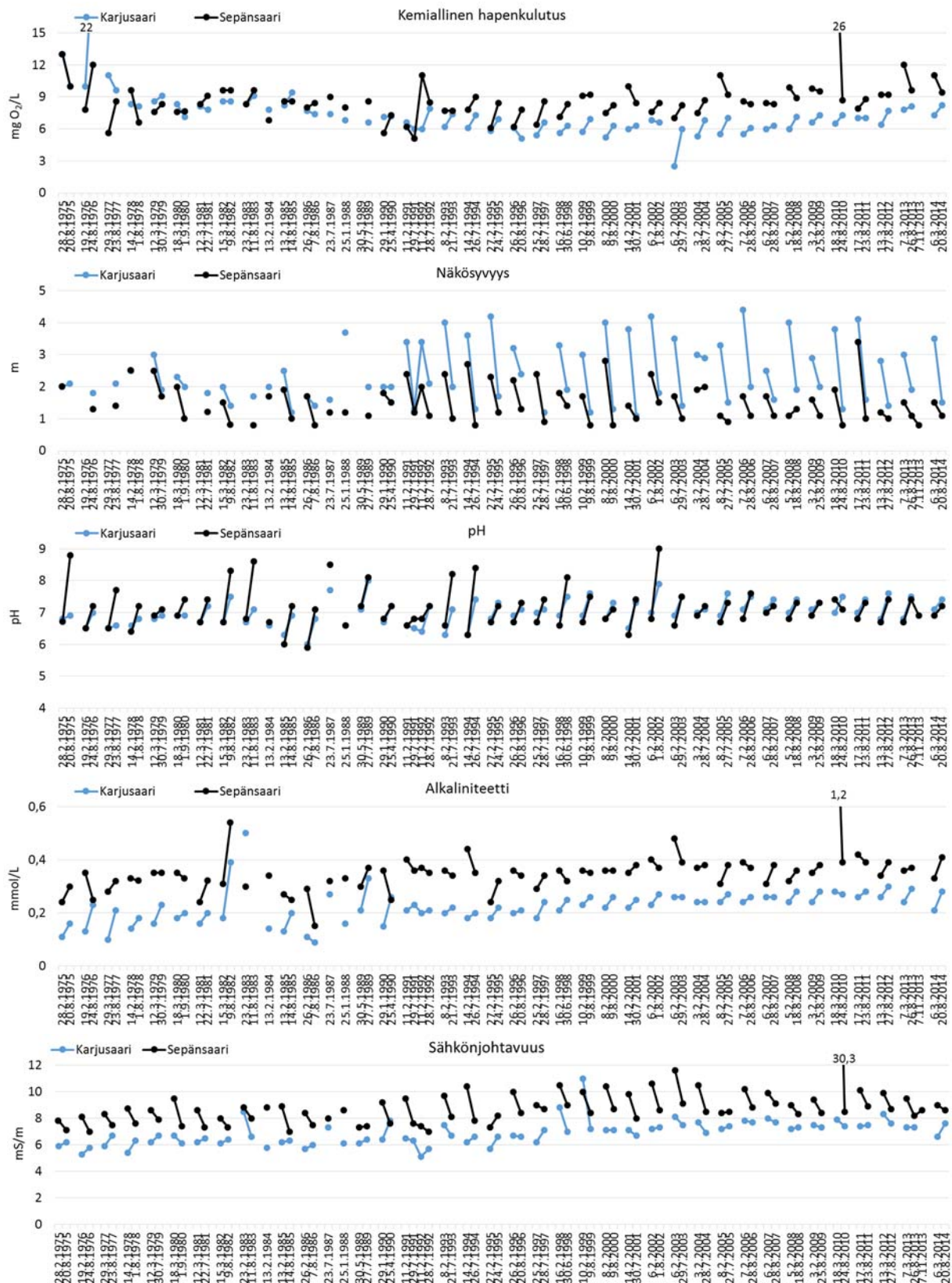
Arrajärven pitkäaikaisen kehityksen arviointi on mahdollista vasta vuodesta 1975 alkaen, jolloin järvi on todennäköisesti ollut jo jonkin verran rehevöitynyt. Järven alkuperäisestä tilasta ei siis ole tarkkaa tietoa. Pääallas on ravinteisuudeltaan selvästi Karjusaarta rehevämpi, luultavasti myös luontaisesti. Vedenlaatu on ollut heikoimmillaan 1990-luvun lopussa ja 2000-luvun alussa. Tämän jälkeen on tapahtunut jonkin verran myönteistä kehitystä, lähinnä Karjusaassa. Pääaltaalla veden laadussa ei ole tapahtunut suuria muutoksia, tai veden laadussa on jopa havaittavissa lievää heikkenemistä. Arrajärven syvänteen happitilanne näyttäisi olleen viime vuosina ollut jonkin verran 2000-luvun taitetta parempi, mutta arviointia vaikeuttaa se, että näytteitä otetaan vain kerran kesässä, jolloin näytteenoton ajoitus voi vaikuttaa suuresti tuloksiin (ks. Kappale 3.3). Väriarvot sekä kemiallinen hapenkulutus ovat 1990-luvun laskusuuntauksen jälkeen lievästi nousseet. Taustalla voivat olla toimenpiteet valuma-alueella, mutta toisaalta väriarvojen nousua on viime vuosikymmenenä havaittu useissa eteläsuomalaisissa järvissä, etenkin reittivesistöissä. Mahdolliseksi syyksi tutkijat arvioivat syksyjen lämpenemisen, jolloin sateet piiskaavat pidempään paljasta maata kuljettaen valuma-alueelta humusta. Myös happaman rikkilaskeuman väheneminen saattaa lisätä humuksen liukenemista vesiin (Meriläinen ym. 2014).



Kuva 3. Arrajärven pintaveden ravinnepitoisuudet 1975 lähtien syvännepisteellä (Sepänsaari 037) sekä Karjusaaren edustalla (Karjusaari 038). Ylhäällä kokonaisfosforipitoisuus, alhaalla kokonaistyyppipitoisuus.



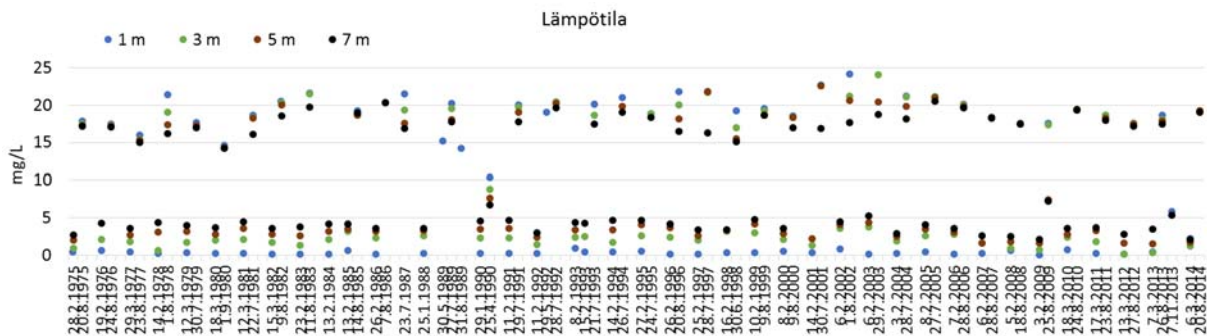
Kuva 4. Arrajärven vedenlaatu tiedot 1975 lähtien eri vesikerroksissa syvännepisteellä (Sepänsaari 037). Kun 1 m on otettu läheltä pintaa, on 7 m:n näyte otettu läheltä pohjaa. Ylhäältä alaspäin järven ravinteisuudesta kertovat fosfori- ja typpipitoisuus, happipitoisuudesta kertova happipitoisuus sekä hapen kyllästysaste, sekä alimmaisena humuspitoisuutta heijasteleva veden väri.



Kuva 5. Arrajärven pintaveden (1 m) vedenlaatuolosuhteita 1975 lähtien syvännepisteeltä (Sepänsaari 037) sekä Karjusaaren edustalta (Karjusaari 038). Ylhäältä alaspäin veden humuspitoisuutta heijasteleva kemiallinen hapenkulutus, veden kirkkaudesta kertova näkösyvyys, happamuudesta kertova pH, haponsitomiskyvystä kertova alkaliniteetti, sekä yleisestä rehevyydestä kertova sähkönjohtavuus. Mittaustuloksia on myös syvemmistä vesikerroksista, mutta näiden parametrien osalta erot pintaveteen eivät olleet suuria.

3.3 HAPPIPITOISUUS

Arrajärven syvänealueella tavataan säännöllisesti hapettomuutta, sekä talvi- että kesäkerrostuneisuuskausina (Kuva 4). Tuloksiin vaikuttaa huomattavasti se, missä vaiheessa kerrostuneisuuskautta happipitoisuus mitataan. Tilanne on yleensä heikoin kerrostuneisuuskausien lopussa, maaliskuussa ja elokuussa ennen vesien viilenemistä. Arrajärven näytteenottoajat vaihtelevat hieman, talvinäytteet on otettu joko helmi- tai maaliskuussa, kesänäytteet heinä- tai elokuussa. Alhaisia happipitoisuuksia syvänealueella on havaittu jo 1970-luvulta lähtien. Viime vuosina tilanne näyttäisi olevan parempi, mutta toisaalta näytteenotto painottuu elokuun loppuun, jolloin syystäyskierto on voinut jo alkaa. Matalan Arrajärven syvänealue on tuulille altis ja kerrostuminen purkautuu varsin helposti. Syystäyskierron alkamiseen viittaavat veden lämpötilat, jotka viime vuosien kesänäytteenotossa ovat olleet eri vesikerroksissa lähes samat (Kuva 6). Veden sekoittuminen parantaa happitilannetta pohjanläheisessä vesikerroksessa.

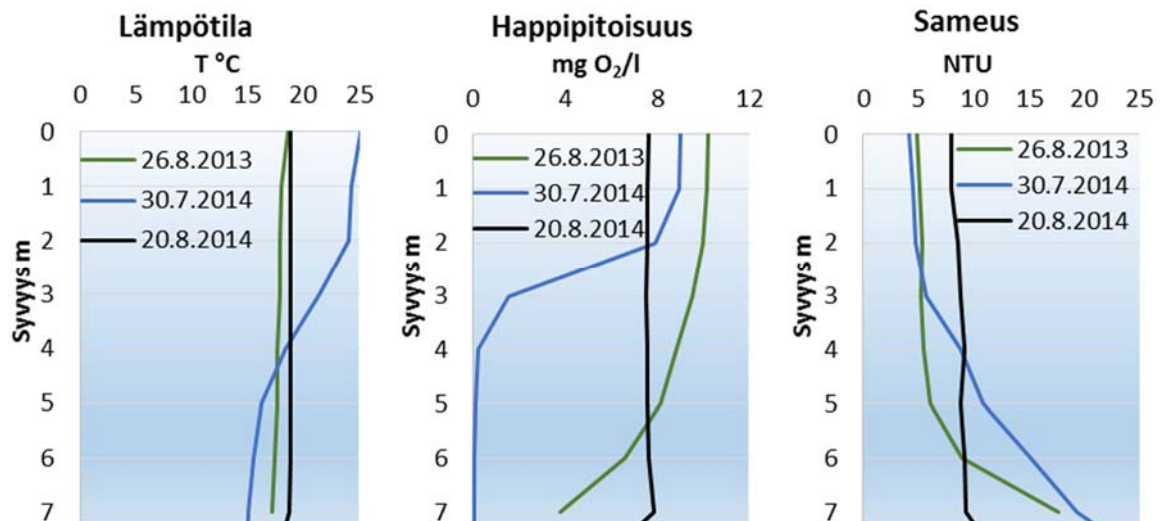


Kuva 6. Arrajärven vedenlämpötila vuodesta 1975 lähtien eri vesikerroksissa syvännepisteellä (Sepänsaari 037). Mitä enemmän lämpötilat eri vesikerroksissa eroavat toisistaan, sitä voimakkaammin järvi on ollut näytteenoton aikaan kerrostunut.

Jotta tilanteesta saataisiin tarkempi kuva, selvitettiin hapettoman vesikerroksen paksuutta ja alueellisesta laajuutta mittaamalla happipitoisuus metrin välein pinnasta pohjaan kenttäkäyttöön soveltuvalla optisella happimittarilla (YSI 6920 V2), joka mittaa myös veden lämpötilaa ja sameutta. Happitilannetta seurattiin Arrajärven syvännepisteellä kolmena ajankohtana kesällä 2013–14 (Kuva 7). Talvitilanteesta ei saatu todellista kuvaa, sillä talvi 2013–14 oli Etelä-Suomessa epätyypillinen. Jäiden sulaminen kesken talven paransi happitilannetta monessa järvessä. Maaliskuun velvoitetarkkailun näytteenotossa happitilanne oli koko mittausjakson talvinäytteistä paras (Kuva 4).

Elokuun lopun näytteenotoissa kesällä 2013 ja 2014 Arrajärvi ei ollut enää lämpötilan suhteen kerrostunut, vaan vesi oli tasalämpöistä pinnasta pohjaan (Kuva 7). Happitilanne oli hyvä, sillä pohjanläheinen vesikerros oli jo saanut happitäydennystä veden kiertäessä. Elokuussa 2013 sekoittuminen ei ollut vielä täydellistä, vaan happipitoisuus aleni pohjan läheisessä vesikerroksessa. Vuonna 2014 happipitoisuutta mitattiin myös heinäkuussa pitkän lämpimän ja tynen jakson aikana. Tuolloin järvi oli lämpötilan suhteen kerrostunut. Pintavesi oli peräti 25 asteista alusveden ollessa lähes 15 asteista. Harppauskerros alkoi jo

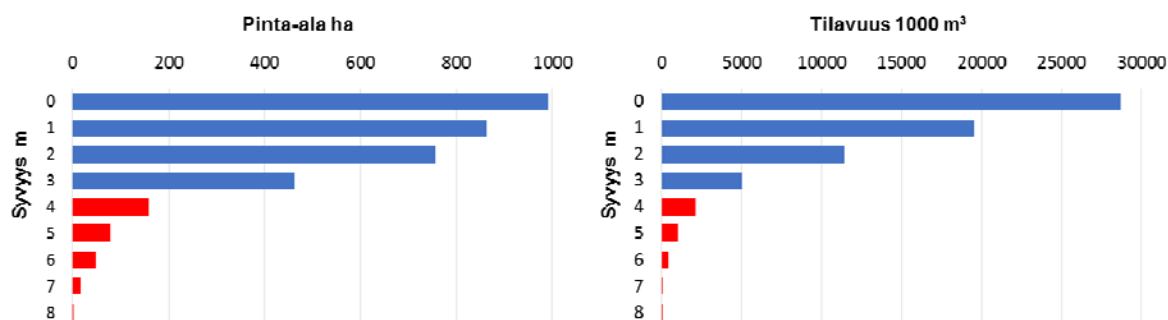
kolmen metrin syvyydestä. Happipitoisuus aleni voimakkaasti 3 metrissä ja oli jo 4 metrissä lähellä nollaa (Kuva 7). Samaan aikaan sameusarvot pohjanläheisessä vedessä kasvoivat. Kerrostumisen purkaannuttua elokuussa 2014 sameusarvot nousivat myös pintavedessä (Kuva 7). Ajoittainen kerrostuminen ja kerrostumisen purkaantuminen kasvukauden aikana voi olla mekanismi, joka tuo myös ravinteita pohjan läheltä pintaveteen levien käyttöön. Sameutta on voinut elokuussa kasvattaa myös näytteenoton aikaan vallinnut voimakas tuuli.



Kuva 7. Arrajärven veden lämpötila, happipitoisuus, sekä sameus pinnasta pohjaan mitattuna kolmella eri seurantapisteellä 2013–2014.

Arrajärven syvänteellä hapettomuus näyttäisi siis olevan edelleen tavallista, mutta ei välttämättä pitkäkestoista. Arrajärven muodosta ja syvyys-suhteista johtuen tuulet pääsevät helposti sekoittamaan veden, ja kesäkerrostuneisuus muodostuu lähinnä tyynten jaksojen aikana. Samasta syystä alusvesi on suhteellisen lämmintä ja hapen kulumisen nopeaa. Näin ollen happi voi kulua loppuun lyhyenkin tyynten jakson aikana. Heinäkuussa 2014 mitattu tilanne edustaa luultavasti kesäajan huonointa tilannetta. Alentuneita happipitoisuuksia on havaittu 3 metrin syvyydellä myös seurantajakson aikana, kuten vuosina 1996 ja 2002, jolloin myös fosforipitoisuus alusvedessä nousi korkeaksi (Kuva 4). Myös talviaikaan happipitoisuus voi aleta jo 3 metrin syvyydessä, jos jääpeitteinen aika on pitkä.

Kun tarkastellaan järven syvyys-suhteita (Kuva 8), on yli 4 metriä syvien alueiden osuus järven kokonaispinta-alasta 16 % ja yli 3 metriä syvien jopa 47 %.



Kuva 8. Arrajärven hypsografiat. Kuvassa on esitetty kumulatiivisesti eri syvyysvyöhykkeiden pinta-alat ja tilavuudet. Esimerkiksi vasemman puoleisesta pinta-alakuvasta voidaan nähdä, että koko järven ala (990 ha) on vähintään 0 m syvää, kun vähintään 4 m syvää on järven pinta-alasta 159 ha. Kuvaan on merkitty punaisella 4 m ylittävät vesikerrokset, joilla happipitoisuus voi ajoittain mennä lähelle nollaa.

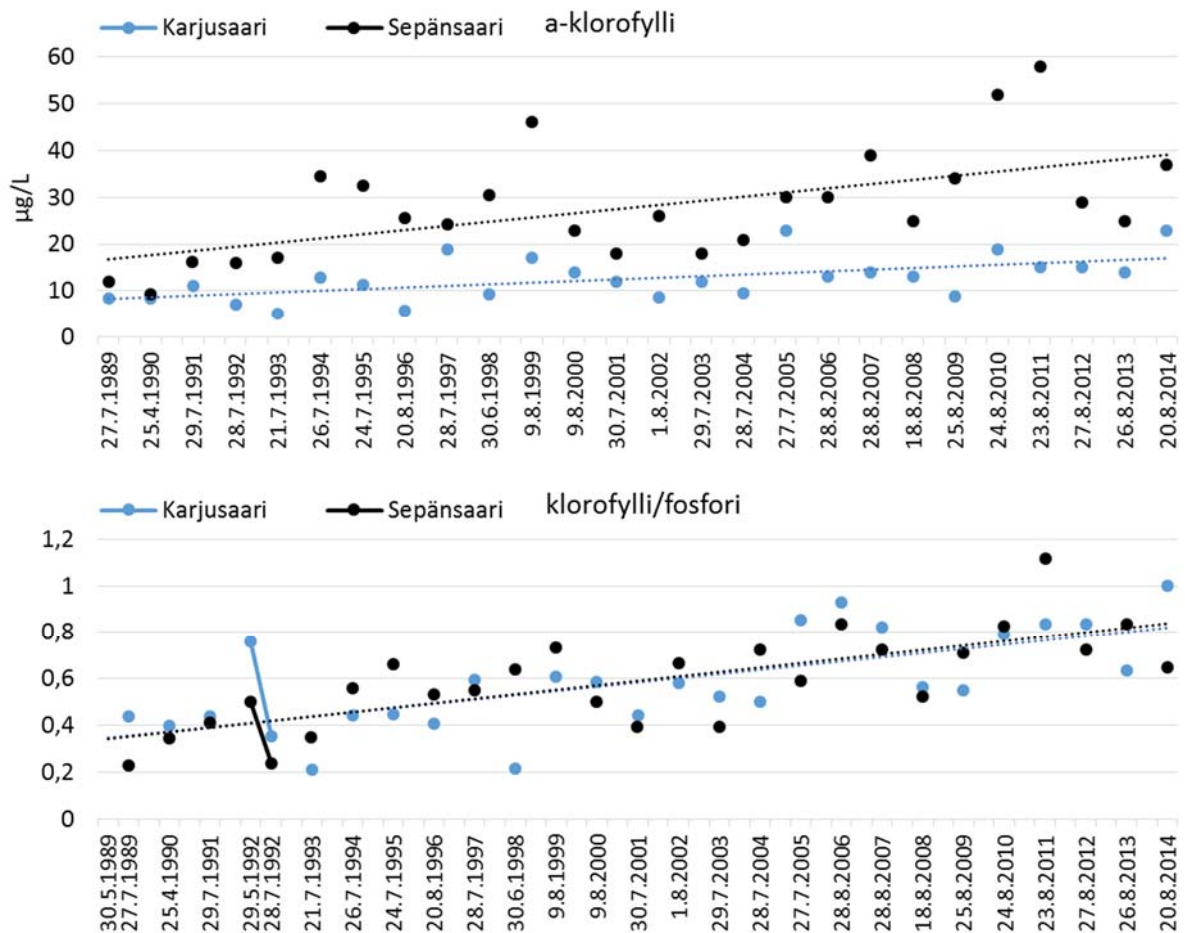
3.4 KASVIPLANKTON JA A-KLOROFYLLI

Arrajärven tila on luokiteltu kasviplanktonin perusteella *välttäväksi*. Kasviplanktonista on saatavilla tuloksia lähinnä a-klorofyllistä (Kuva 9). Tämän levämäärää ilmentävän yhteyttämispigmentin pitoisuudet ovat Sepänsaassa vaihdelleet koko mittausjakson aikana välillä 8–58 µg/l (Kuva 9). Pitoisuudet ovat olleet nousussa, ja viime vuosina pitoisuudet ovat olleet välillä 25–58 µg/l (5 vuoden keskiarvo 40 µg/l), mikä on rehevyysluokituksen perusteella erittäin rehevä (20–50 µg/l; Oravainen 1999). Yli 50 µg/l pitoisuudet ovat jo ylireheviä. *Keskikokoisille humusjärville* määritellyt luokkarajat ovat *erinomainen* < 6 µg/l, *hyvä* 6–11 µg/l, *tydyttävä* 11–20 µg/l, *välttävä* 20–40, *huono* 40–72 µg/l (Aroviita ym. 2012). Arrajärven pitoisuudet ovat tasoa *välttävä*, ajoittain jopa *huono*. Karjusaassa a-klorofyllipitoisuudet ovat hieman eteläosaa alhaisempia. Viiden viime vuoden keskiarvo 17 µg/l on kuitenkin rehevä taso (10–20 µg/l; Oravainen 1999), ja vastaa ekologisessa luokittelussa *tydyttävää* tilaa.

Levien dynamiikka on nopeaa, ja etenkin rehevissä järvissä vaihtelut voivat olla suuria. Näin ollen kerran kesässä toteutettu näytteenotto ei välttämättä anna kuvaa todellisesta tilanteesta. Levämäärät näyttäisivät kuitenkin olleen kasvussa molemmilla altailla, Sepänsaassa Karjusaarta enemmän (Kuva 9).

Järvessä esiintyvien levien määrä riippuu paitsi järven ravinteisuudesta, joka Sepänsaassa on Karjusaarta suurempi, myös leviä laiduntavan eläinplanktonin laidunnustehosta. Jos levien laidunnus on tehokasta, esiintyy samalla fosforimäärällä vähemmän levää, kuin jos laidunnus on tehotonta (Mazumder 1994; Sarvala ym. 2000). Tätä voidaan arvioida tarkastelemalla a-klorofyllin ja kokonaisfosforin suhdetta (Kuva 9). Suhdeluku on vaihdellut suuresti, mutta se on ollut viime vuosina kasvussa molemmilla näytteenottopisteillä. Viiden viime vuoden keskiarvo on 0,8, mikä viittaa eläinplanktonin heikkoon laidunnustehoon ja hoitokalastustarpeeseen (ks. myös Kappaleet 3.5 ja 3.8).

Rehevyyserosta huolimatta suhdeluku Sepänsaarella ja Karjusaarella on samaa tasoa ja myös vaihtelee samalla lailla.



Kuva 9. Yläkuvassa Arrajärven a-klorofyllin pitoisuus, josta ensimmäiset mittaustulokset ovat vuodelta 1989. Hyvän ja tyydyttävän tilan luokkaraja on 11 µg/l, joka ylittyy selvästi. Alakuvassa on esitetty eläinplanktonin laidunnustehoa ilmentävä klorofyllin ja kokonaisfosforin suhde. Kun suhdeluku ylittää 0,4, katsotaan järvellä olevan hoitokalastuksen tarvetta (Sammalkorpi & Horppila 2005).

Varsinaisia, mikroskoopilla analysoituja kasviplanktonnäytteitä Arrajärveltä ei ole. Näin ollen ei ole tietoa, esiintyykö Arrajärvellä reheville humusvesille tyypillistä limalevää, jonka klorofyllisisältö on korkea. Arrajärvellä kuitenkin esiintyy säännöllisesti sinilevää, jota oli ajautuneena Säyhteen osakaskunnan veneenlaskupaikalle varsin runsaasti 30.7.2014. Rantavedestä otettiin näyte karkeaa lajimääritystä varten. Näytteessä esiintyi useita sinilevälajeja. Runsaasti esiintyi *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* sekä *Anabaena affinis* -lajeja, ja vähäisemmässä määrin *Anabaena spiroides* ja *Woronichiana naegeliana* -lajeja. *Anabaena* ja *Microcystis* -lajit sekä *Woronichiana naegeliana* voivat muodostaa myös myrkyllisiä kantoja (Lepistö 1992; OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Uimista levien vihreäksi värjäämässä vedessä kannattaa joka tapauksessa aina välttää.

3.5 ELÄINPLANKTON

Eläinplanktonilla on keskeinen rooli järviökosysteemin ravintoverkossa perustuottajien ja petojen välissä. Eläinplankton säätelee laidunnuksellaan perustuottajien, eli levien määrää. Toisaalta eläinplankton on kalojen tärkeää ravintoa ulappa-alueella, joten se välittää levien sitoman auringon energian ylemmille ravintoverkon tasoille. Kalat saalistavat eläinplanktonia näköaistinsa avulla, joten ne valikoivat saaliikseen äyriäisplanktonin suurikokoisia, näkyviä lajeja ja yksilöitä. Niinpä planktonia syövän kalaston kantojen vaihtelut vaikuttavat paitsi eläinplanktonin runsauteen (Sarvala ym. 1998), myös niiden lajikoostumukseen ja kokojakaumaan (Brooks & Dodson 1965; Hall ym. 1976; Helminen & Sarvala 1997). Kalojen lisäksi eläinplanktonia käyttävät ravintonaan myös selkärangattomat pedot, kuten *Leptodora kindtii* ja *Bythotrephes longimanus* -petovesikirput ja *Chaoborus*-sulkasääsken toukka (Branstrator 1998; Liljendahl-Nurminen ym. 2003). Selkärangattomat pedot ovat myös kalojen suosimaa ravintoa, joten muutokset kalastossa vaikuttavat selkärangattomien petojen esiintymiseen, ja myös sitä kautta laiduntavaan eläinplanktoniin.

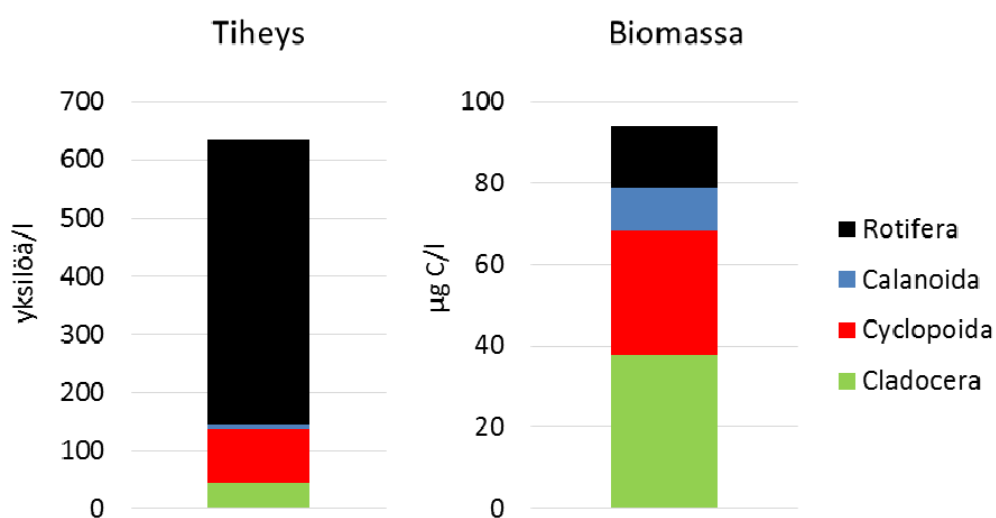
Eläinplanktonin yksilökoko, runsaus ja yhteisökoostumus vaikuttavat sen laidunnustehoon ja kykyyn pitää leväkasvua kurissa. Kun eläinplanktonissa vallitsee suurikokoinen äyriäisplankton, erityisesti vesikirput, levää on ravinnetasoon nähden tyypillisesti vähemmän kuin jos vallitsevina ovat pienikokoinen äyriäisplankton ja rataseläimet (Mazumder 1994; Sarvala ym. 2000; Hietala ym. 2004, Vakkilainen ym. 2004). Lisäksi eri eläinplanktonilajit varastoivat itseensä eri suhteessa ravinteita ja vaikuttavat siten leville käytettävissä olevien ravinteiden saatavuuteen (Hessen ym. 2013) ja leväkukintojen syntymiseen. Eräs ravintoketjukurinostuksen, eli biomanipulaation keskeinen tavoite on vähentää kalojen eläinplanktoniin kohdistuvaa saalistusta, jolloin suurikokoiset, tehokkaasti leviä laiduntavat lajit voivat runsastua ja pitää leväkasvua kurissa (Shapiro ym. 1975; Shapiro & Wright 1984).

Arrajärven eläinplanktonia ei ole tiettävästi tutkittu aikaisemmin. Eläinplanktonin runsautta ja yhteisökoostumusta selvitettiin näytteenotolla Arrajärven syvännepisteellä 26.8.2013 (Sepänsaari 037). Näyte otettiin kokoomanäytteenä 0–7 m vesikerroksista, eli pinnasta pohjaan. Tuolloin järvi ei ollut lämpötilan suhteen kerrostunut, vaan koko vesipatsas oli 17–18 asteista ja happitilanne heikkeni 4 mg/l:aan vasta aivan pohjanläheisessä vesikerroksessa (Kuva 7). Näytteenotto- ja laskentamenetelmät on kuvattu tarkemmin Liitteessä 1. Myös laskentatulokset ovat taulukoituina Liitteessä 1.

Arrajärven eläinplanktonin kokonaisbiomassa (C, hiilen määrä) oli elokuun lopussa 94,0 µg C/l (Kuva 10). Rataseläinten kokonaistiheys oli 492 yksilöä/l ja äyriäisplanktonin 143 yks./l. Rataseläimet ovat hyvin pienikokoisia, joten suuresta lukumäärästään huolimatta ne muodostivat kokonaisbiomassasta 16 % äyriäisplanktonin osuuden ollessa 84 % (Kuva 10).

Arrajärven eläinplankton koostui lähinnä pienikokoisista lajeista (rataseläimet, kyklooppihankajalkaiset, pienet vesikirppulajit), mikä on merkki voimakkaasta eläinplanktoniin kohdistuvasta saalistuksesta. Rataseläimistä selvästi runsain oli *Keratella*

cochlearis ja seuraavana *Pompholyx sulcata* (Liitteen 1 Taulukko 1). Hankajalkaisista kyklooppihankajalkaiset olivat selvästi keijuhankajalkaisia runsaampia (Kuva 10; Liitteen 1 Taulukko 2). Kyklooppihankajalkaisten (*Meso-* ja *Thermocyclops* nauplius- ja kopepodiittivaiheineen) osuus eläinplanktonin kokonaisbiomassasta oli 33 % ja keijuhankajalkaisten 11 % (*Eudiaptomus* sp.). Kyklooppihankajalkaiset pystyvät keijuhankajalkaisia paremmin väistämään kalojen saalistusta. Tyypillisesti lähinnä viileässä alusvedessä elävien suurten keijuhankajalkaislajien esiintymistä voi rajoittaa myös Arrajärven mataluus sekä alusveden varsin korkea lämpötila ja ajoittain alhainen happipitoisuus.



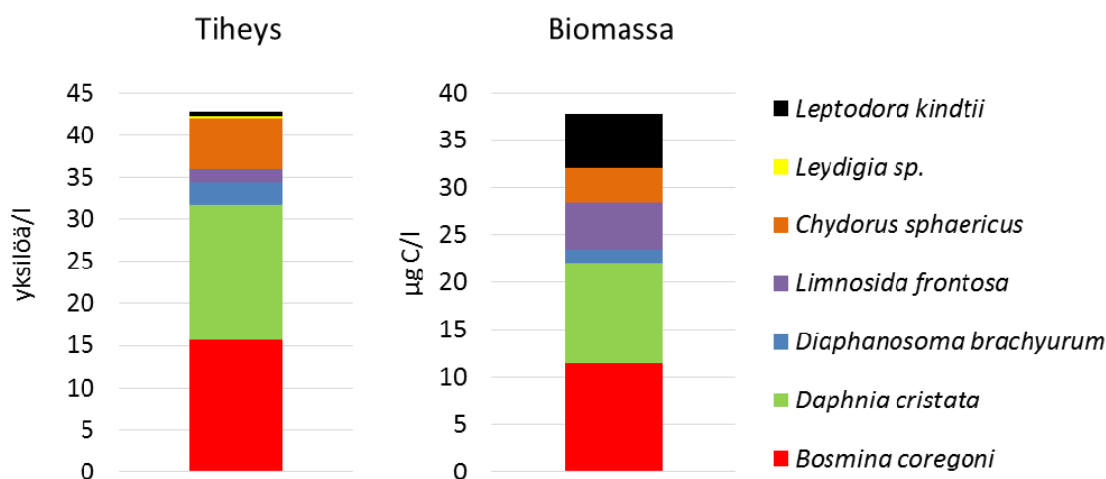
Kuva 10. Arrajärven eläinplanktonin kokonaistiheys (vasemmalla) sekä biomassa (oikealla) 26.8.2013. Rotifera, rataseläimet; Calanoida, keijuhankajalkaiset; Cyclopoida, kyklooppihankajalkaiset; Cladocera, vesikirput.

Vesikirppujen osuus eläinplanktonin kokonaisbiomassasta oli 40 %. Kokonaisbiomassa ja tiheys jäivät varsin alhaisiksi (37,8 µg/l; 43 yksilöä/l). Vesikirpuista runsaimpia olivat melko pienikokoinen *Bosmina coregoni* (30 % vesikirppujen biomassasta) sekä *Daphnia cristata* (28 %). Muiden lajien osuudet jäivät alhaisiksi. Biomassaltaan kolmanneksi runsain oli suurikokoinen petovesikirppu *Leptodora kindtii*, ja neljänneksi runsain suurikokoinen *Limnoscira frontosa*. Molempien tiheydet olivat kuitenkin alhaisia (0,6 ja 1,6 yksilöä/l). Tiheyden perusteella kolmanneksi runsain oli pienikokoinen *Chydorus sphaericus*. Näiden lisäksi tavattiin *Diaphanosoma brachyurum* sekä yksittäisenä havaintona *Leydigia* sp. joka ei kuitenkaan ole planktoninen laji (Kuva 11; Liitteen 1 Taulukko 2).

Vesikirppujen tiheyspainotettu keskipituus oli 0,53 mm (laiduntavien lajien 0,48 mm). Vesikirput ja erityisesti *Daphnia*-lajit ovat tehokkaita levien laiduntajia. Laidunnusteho kasvaa yksilökoon kasvaessa. Arrajärvellä esiintyi *Daphnia*-lajeista vain *Daphnia cristata*, ja yksilöt olivat pienikokoisia. Eräs hoitokalastustarpeesta kertova indikaattori on yli 1 mm pituisten *Daphnia*- sekä yli 0,5 mm pituisten *Bosmina coregoni* -yksilöiden puuttuminen eläinplanktonista (Sammalkorpi & Horppila 2005). Näin suuria yksilöitä ei Arrajärveltä

löytynyt ainuttakaan. *Daphnia cristata* -lajin keskipituus oli 0,61 mm ja *Bosmina coregoni* –lajin 0,35 mm. Järvellä esiintyi kuitenkin vähäisessä määrin *Limnosida frontosa* -vesikirppua, jonka keskikoko oli niukasti yli 1 mm.

Eläinplanktonin vuodenaikaiset muutokset ovat suuria ja luotettavamman kuvan saamiseksi Arrajärveltä tulisi ottaa useampi näyte kesän aikana. Esimerkiksi alkukesällä runsastuvat lajit jäivät todennäköisesti tästä tutkimuksesta pois. Kaiken kaikkiaan äyriäisplanktonin varsin alhaiset yksilötiheydet ja biomassat, rataseläinten ja kyklooppihankajalkaisten melko suuri osuus sekä vesikirppujen pieni koko, viittasivat kuitenkin eläinplanktoniin kohdistuvaan voimakkaaseen saalistukseen. Rataseläimet ja hankajalkaiset ovat ravintonsa suhteen valikoivia ja siten heikompia kasviplanktonin laiduntajia kuin suuret vesikirput, jotka suodattavat leviä suhteellisen valikoimattomasti. Lisäksi kyklooppihankajalkaisten aikuisvaiheet ovat pääosin petoja, jotka eivät käytä ravintonaan kasviplanktonia. Tämän kaltaisen eläinplanktoniyhteisön laidunnusteho on alhainen, eivätkä ne pysty pitämään leväkasvua kurissa niin hyvin, kuin suurista vesikirpuista koostuva yhteisö. *Daphnia*-vesikirput ovat tehokkaita levien laiduntajia, joten niiden osuuden toivotaan kasvavan. *Daphnia*-vesikirppujen osuus oli kohtalainen, mutta yksilöt olivat pienikokoisia. Arrajärvellä todennäköisesti kalat saalistavat eläinplanktonia tehokkaasti päällysvedessä. Isot vesikirput eivät saa suojaa pimeästä alusvedestä, sillä alusvesi menee hapettomaksi. Siellä on myös *Chaoborus*-sulkasääsken toukkia, jotka niin ikään saalistavat tehokkaasti eläinplanktonia (ks. Kappaleet 3.6 ja 3.7).



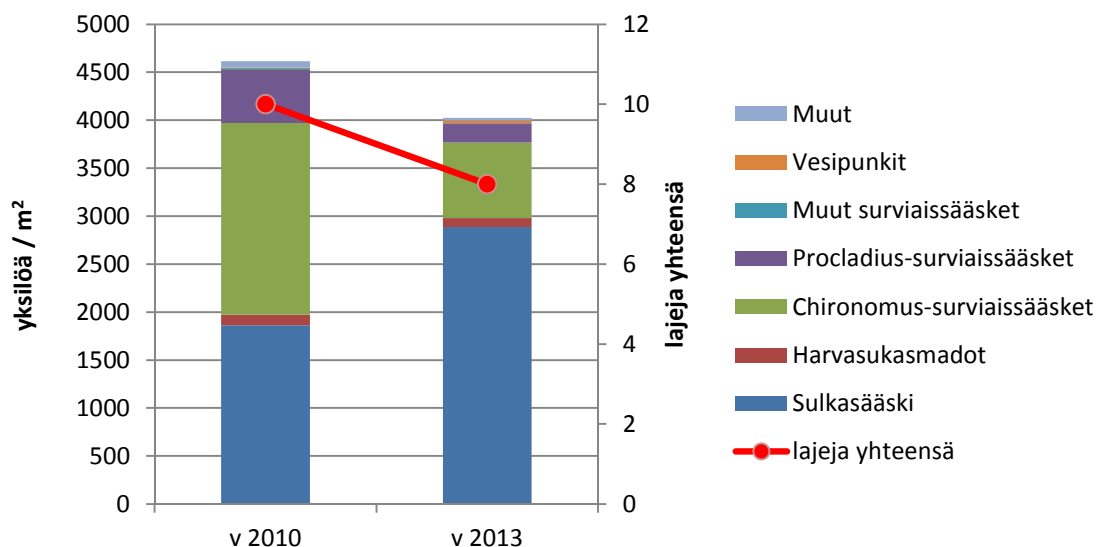
Kuva 11. Arrajärven vesikirppulajien keskinäiset osuudet tiheyden ja biomassan suhteen 26.8.2013. Runsaimmat lajit sekä tiheyden että biomassa suhteen olivat *Bosmina coregoni* sekä *Daphnia cristata*.

3.6 POHJAEELÄIMET

Vuoden 2013 ekologisen tilan luokittelussa Arrajärven pohjaeläintulosten on katsottu ilmentävän tyydyttävää tilaluokkaa (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Arviointi

perustui vuonna 2010 otettuihin näytteisiin. Jotta pohjaeläimistön mahdollisesta muutossuunnasta saataisiin tarkempi kuva, otettiin 7.11.2013 uudet pohjaeläinnäytteet ympäristöhallinnon ohjeiden mukaisesti (Meissner ym. 2013). Syvänealueelta otettiin Ekman-noutimella 6 rinnakkaista näytettä, jotka seulottiin 500 µm:n sankoseulalla. Näytteet poimittiin elävänä ja säilöttiin 70 % etanoliin lajimääritystä varten. Näytteet määritti ja tässä esitetyt tulokset raportoi Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n pohjaeläintutkija Marja Anttila-Huhtinen. Nostokohtaiset yksilömäärätulokset on tallennettu ympäristöhallinnon pohjaeläinrekisteriin (OIVA Ympäristö- ja paikkatietojärjestelmä).

Pohjaeläinyhteisön lajikoostumus oli vuosina 2010 ja 2013 hyvin samankaltainen, mutta lajien runsaussuhteissa oli pientä vaihtelua (Kuva 12). Vuonna 2010 runsain laji oli rehevän pohjan surviaissääski *Chironomus plumosus* ja vasta seuraavana tuli sulkasääskentoukka (*Chaoborus flavicans*). Vuonna 2013 sulkasääski oli selkeä valtalaji. Em. kahden lajin yhteinen osuus oli molempina vuosina 80–90 % yksilömäärästä. Molemmat lajit ovat tyypillisiä rehevän pohjan lajeja ja kestävät huonoja happioloja. Sulkasääskentoukat saavat ravintonsa pinta- ja välivedestä, mutta ne voivat oleskella hapettomassa alusvedessä pitkiäkin aikoja. Elintapansa vuoksi laji ei kuulu varsinaiseen pohjaeläimistöön. Muu lajisto oli joko ns. jokapaikan lajistoa tai reheville järville tyypillistä. Lajeja oli yhteensä 10 vuonna 2010 ja 8 vuonna 2013 (Kuva 12). Vuonna 2013 määritettiin myös biomassa (WW eli märkápaino). Keskimääräinen biomassa oli 16,7 g/m², josta sulkasääskien osuus oli yli 70 %. Biomassoihin perustuvan pohjan ravinteisuusluokituksen (Paasivirta 1984; Taulukko 2) mukaan pohja oli ravinteikasta, mutta jo hyvin lähellä erittäin ravinteikasta.



Kuva 12. Arrajärven syvänealueen pohjaeläimistön kokonaisyksilömäärät ja lajikoostumus vuosina 2010 ja 2013. Selkeät valtalajit olivat molempina vuosina sulkasääski (*Chaoborus flavicans*) ja surviaissääskentoukka *Chironomus plumosus*, jotka molemmat ovat rehevien ja huonoista happioloista kärsivien pohjien lajeja.

Taulukko 2. Profundaalin makrofaunan keskimääräiseen biomassaan (WW eli märkápaino) perustuva pohjan ravinteisuuden alustava luokitus (Paasivirta 1984).

Pohjan ravinteisuus	Biomassa g/ m ² WW
Niukkaravinteinen	0,1-0,5
Melko niukkaravinteinen	0,5-1,6
Lievästi ravinteikas	1,6-6,0
Ravinteikas	6,0-17,0
Erittäin ravinteikas	yli 17,0
Myrkyllinen	alle 0,1

Pohjan rehevyyttä kuvaavan surviaissääsken toukkien suhteelliseen runsauteen perustuvan CI-indeksin (Paasivirta 2000) mukaan Arrajärvi oli hyvin rehevä sekä vuonna 2010 että 2013 (Taulukko 3). Ekologiseen luokitteluun kehitetyn PICM –indeksin (Profundal Invertebrate Community Metric) ja siitä lasketun PICM-ELS –arvon (Ekologinen laatusuhde; Aroviita ym. 2012) mukaan järven tila vastasi vuonna 2010 *tyydyttävää* ja vuonna 2013 tila ylitti juuri ja juuri *hyvän* raja-arvon (Taulukko 3). Vuosien 2010 ja 2013 välinen ero PICM-ELS -arvoissa selittyy sillä, että vuonna 2013 sulkasääskentoukka oli erityisen runsas ja sen indikaattoripisteet (0,6) ovat hieman korkeammat kuin lajin *C. plumosus* (0,5), vaikka molemmat ovat rehevien, huonoista happitilanteista kärsivien pohjien lajeja.

PMA-indeksissä verrataan havaittuja lajistosuhteita ko. vesistötyypin vertailuaineistoista laskettuihin lajien keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin (Aroviita ym. 2012). Vuosien 2010 ja 2013 tulosten mukaan Arrajärven pohjaeläimistö vastasi *erinomaisesti Keskikokoisten humusjärvien* vertailuvesistöistä laskettuja lajistosuhteita (Taulukko 3).

Taulukko 3. Järvien ekologiseen luokitteluun laadittujen syvänpohjaeläinindeksien PICM-ELS:n (Ekologinen laatusuhde, malli 2) ja PMA:n arvot sekä pohjan rehevyyttä kuvaava CI – arvo Arrajärvellä vuosien 2010 ja 2013 tulosten mukaan. Taulukossa on esitetty myös luokkarajojen ja tulosten mukainen luokittelu.

Arrajärvi		
	2010	2013
PICM-ELS	0,56	0,61
PMA	0,404	0,376
CI -arvo	1,00	1,00
	erinomainen	
	hyvä	
	tyydyttävä	
	välttävä	
	huono	
CI 1,00-1,50	hyvin rehevä	

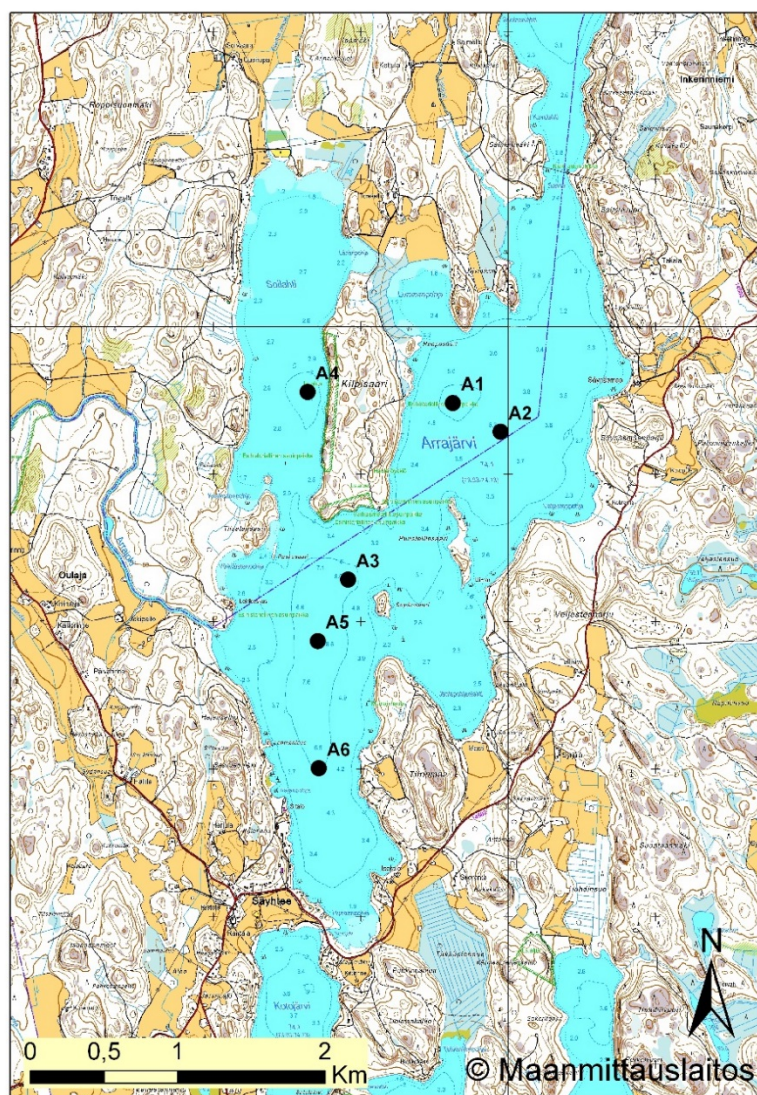
3.7 SULKASÄÄSKI

Koska sulkasääski oli vuoden 2013 pohjaeläintuloksissa runsastunut edellisestä näytteenotosta (ks. Kappale 3.6), päätettiin sen merkitystä Arrajärven ravintoverkossa tutkia tarkemmin marraskuussa 2014. Sulkasääsken toukka nousee pohjalta öiseen aikaan vesipatsaaseen saalistamaan eläinplanktonia. Runsaana esiintyessään se voi merkittävästi säädellä eläinplanktonin runsautta ja siten vaikuttaa sinileväkukintojen syntymiseen. Koska sulkasääsket ovat kalojen ravintoa, ne välttelevät päivisin päällysvettä, jos siellä on kaloja. Sedimentissä niiden ravintovarot ovat kuitenkin selvästi päällysvettä huonommat. Kalojen vähentäminen voi saada aikaan sulkasääsken runsastumisen. Tällaisessa tapauksessa hoitokalastuksella tavoiteltua sinileväkukintojen vähenemistä eläinplanktonin runsastumisen kautta ei välttämättä saavuteta (Liljendahl-Nurminen ym. 2003; Horppila & Liljendahl-Nurminen 2005). Erityisesti järvissä, joissa alusveden vähähappisuus tai sameus mahdollistaa sulkasääsken esiintymisen vesipatsaassa myös päivisin, voi sulkasääsken merkitys eläinplanktonin saalistajana olla voimakas. Tällainen on tilanne esimerkiksi savisameilla Hiidenvedellä ja Tammelan Kaukjärvellä (Liljendahl-Nurminen ym. 2002; Malinen ym. 2008). Myös monista humusvesistä toukkia on löytynyt runsaasti (Malinen ym. 2011; Malinen & Vinni 2013a).

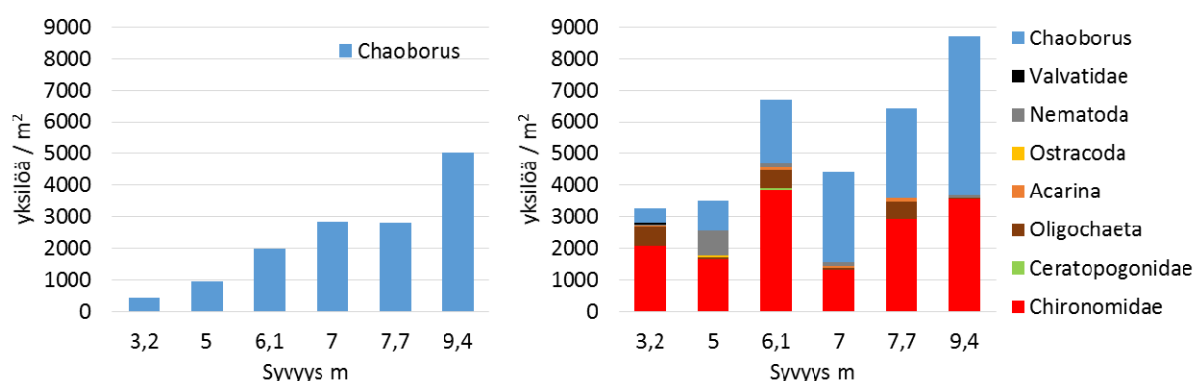
Sulkasääsken runsauden kartoittamiseksi Arrajärven eri syvyysvyöhykkeiltä valittiin yhteensä 6 näytepistettä (Kuva 13), joista otettiin päiväaikaan näytteet sekä pohja-sedimentistä Ekman-näytteenottimella, että suurella planktonhaavilla vesipatsaasta. Näytteenottomenetelmät on kuvattu tarkemmin Liitteessä 2. Sedimenttinäytteistä määritettiin ryhmätasolle sulkasääsken lisäksi myös muut pohjaeläimet.

Sulkasääskeä esiintyi kaikilla tutkituilla syvyysvyöhykkeillä (Kuva 14; Liitteen 2 Taulukko 1), mutta ainoastaan sedimentissä luultavasti myöhäisestä näytteenottoajankohdasta johtuen. Kaikki havaitut sulkasääsket olivat lajia *Chaoborus flavicans*, mikä on Suomessa esiintyvistä lajeista yleisin. Vähiten sulkasääsken toukkia oli 3,2 metrin syvyydestä (Piste A4; 433 yksilöä/m²), ja ne runsastuivat tasaisesti syvemmälle mentäessä. Eniten toukkia oli syvimmissä näytepisteessä (Piste A3; 5022 yksilöä/m²), jossa näytteenottohetkellä mitattiin käsikaiulla 9,4 m:n syvyys. Seuraavaksi runsaimpina eliöryhminä sedimentissä esiintyivät surviaissääsken toukat (Chironomidae) sekä harvasukasmadot (Oligochaeta), joita esiintyi kaikilla näytepisteillä (Kuva 14). Eniten pohjaeläimiä oli 6,1 metrin syvyydellä (Piste A6; 4719 yksilöä/m²). Sulkasääski oli runsain laji vain syvimmissä pisteessä sekä 7 metrin syvyydellä (Kuva 14).

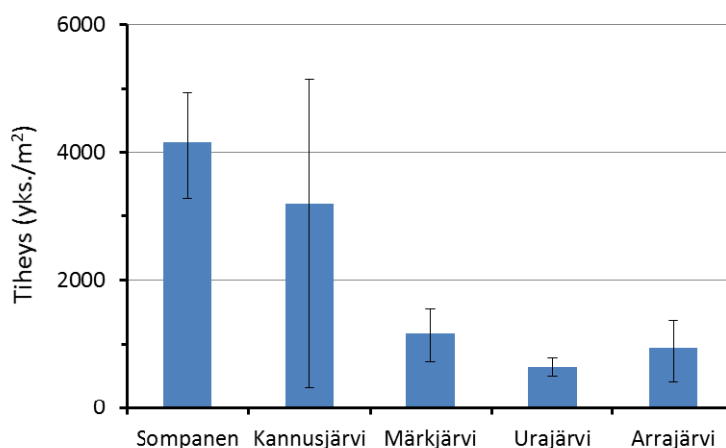
Syvyysvyöhykkeittäin ositetun otannan kaavoilla voidaan arvioida sulkasääsken runsautta koko järven mittakaavassa, kun eri syvyysvyöhykkeiden pinta-ala järvestä tunnetaan. Tällä tavoin laskien Arrajärven yli 3 metriä syvien alueiden keskimääräiseksi toukkatiheydeksi tuli 951 yksilöä/m² (Kuva 15). Tätä matalammilla alueilla sulkasääskentoukkien esiintyminen on yleensä vähäistä (Liljendahl-Nurminen ym. 2002).



Kuva 13. Arrajärven sulkasääskitutkimuksen näytepisteet. Samoilta pisteiltä tehtiin myös sedimenttitutkimus (Kappale 3.10).



Kuva 14. Vasemmalla sulkasääskentoukan (*Chaoborus*) esiintyminen Arrajärven eri syvyysvyöhykkeillä 9.10.2014. Sulkasääskeä esiintyi vain sedimentissä. Oikean puoleisessa kuvassa on esitetty lisäksi sedimenttinäytteissä esiintyneet muut pohjaeläinryhmät: *Chironomidae*, surviaissääsket; *Ceratopogonidae*, polttiaissääsket; *Oligochaeta*, harvasukasmadot; *Acarina*, punkit; *Ostracoda*, raakkuäyriäiset, *Nematoda*, sukkulamadot; *Valvatidae*, liejukotilot.



Kuva 15. Sulkasääsken (*Chaoborus flavicans*) keskimääräinen tiheys sekä 95 %:n luottamusväli Arrajärven yli 3 metrin syvyisillä alueilla 9.10.2014. Tiheysarvio on laskettu yli 3 metriä syvät alueet kattavalla ositetulla otannalla. Vertailun vuoksi kuvassa on esitetty vastaavalla menetelmällä määritetyt tiheydet muista syksyllä 2014 tutkituista järvistä.

Syksyllä sulkasääsken kokonaistiheydet ovat kevättä korkeampia, sillä sulkasääskiä kuolee talven aikana (Malinen ym. 2008). Useimmat vertailuaineistot ovat alkukesältä. Jos kuolleisuuden oletetaan olevan 50 %, olisi keväksi jäljelle jäävä tiheys Arrajärvellä 476 yksilöä/m². Esimerkiksi Hiidenvedellä, jossa sulkasääsken on osoitettu olevan merkittävässä roolissa järven ravintoverkossa, on toukkia kesäaikaan noin 1000 yksilöä/m² (Malinen & Vinni 2013b). Arrajärven osalta näyttääkin, ettei sulkasääski ole vielä lisääntynyt huolestuttavasti. Sulkasääsken tiheydet olivat syvänealueella varsin suuria, mutta Arrajärven syvyysuhteet huomioiden sulkasääsken merkitys koko järven mittakaavassa jää vähäisemmäksi. Tarkkaa raja-arvoa haitallisen suuresta tiheydestä on kuitenkin vaikea antaa.

Tässä tutkimuksessa sulkasääskeä havaittiin vain sedimentissä. On mahdollista, että sulkasääski oli jo vetäytynyt sedimenttiin talvehtimaan. Toisaalta haavinäytteenotossa pohjan lähelle jää pieni katvealue, jos sulkasääsket olivat aivan lähellä pohjaa. Kesäaikaan sulkasääskeä on havaittu myös vesipatsaassa. Elokuussa 2013 otettuun eläinplanktonnäytteeseen (Kappale 3.5) tuli muutama sulkasääski. Lisäksi elokuussa 2011 Arrajärven säännöstelyn kalataloudelliseen tarkkaluun liittyvässä kaikuluotaustutkimuksessa sulkasääskiä havaittiin päiväaikaan pohjanläheisessä vesikerroksessa (Malinen ym. 2012). Myös tuolloin sulkasääsket näyttivät rajoittuvan varsin pienelle alueelle, joten niiden merkitys ravintoverkossa arvioitiin vähäiseksi. Arrajärven alhainen näkösyvyys sekä alusveden vähähappisuus tarjoavat todennäköisesti suojaa sulkasääskelle, joten syvimmillä alueilla se voi esiintyä vedessä myös päiväaikaan, kuitenkin vain lähellä pohjaa.

Arrajärvellä on jonkin verran tehokkaasti hämärässä tai pimeässä sulkasääsken toukkia syövää kuoretta (Horppila ym. 2004; Malinen ym. 2012). Muutoin kalasto koostuu lähinnä särjistä ja ahvenista (ks. Kappale 3.8), jotka eivät pysty saalistamaan tehokkaasti sulkasääsken toukkia pimeässä.

3.8 KALASTO

Arrajärven kalastoon perustuvaa tilaluokkaa ei ole määritelty ympäristöhallinnon vuoden 2013 ekologisen tilan määrittelyssä, sillä käytettävissä ei ole ollut Nordic-verkoilla tehtyä koekalastusaineistoa. Hankkeessa tehtiin verkkokoekalastukset Arrajärvellä Nordic-yleiskatsausverkoilla elokuussa 2013 (Liite 5, Kuisma 2014), ja tiedot tallennettiin RKTL:n koekalastusrekisteriin. Edellinen verkkokoekalastus on tehty tiettävästi vuonna 1996 litin kunnan vetämän hankkeen puitteissa (Levänen 1996). Kalaston koostumusta on tutkittu samana vuonna myös saalisotantana koeluontoisista nuotta- ja rysäpyynneistä (Levänen 1996), sekä vuonna 1999 EU-rahoitteisen Arrajärven vesistöalueen kunnostushankkeen yhteydessä (Seppälä & Huttunen 2001). Lisäksi Arrajärven kalastoa on selvitetty monipuolisesti Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn lupaehtojen edellyttämässä velvoitetarkkailussa (Jaala 2006; Raunio 2011). Tarkkailu on koostunut mm. verkkokalastajien saaliskirjanpidosta, vapakalastajien saaliskirjanpidosta ja kalastustiedustelusta, hauen sähkökoekalastuksista sekä taimenen, kirjolohen ja kuhan merkintäkokeista. Viime vuosina tarkkailuun ovat kuuluneet kaikuluotaimella tehty ulappa-alueen kalakanta-arvio (Malinen ym. 2012) sekä kuhan kasvututkimus (Raunio 2013).

Vuoden 1996 koekalastus on tehty ns. yleiskatsausverkoilla, joissa yhdessä verkossa on 9 eri silmäkokoa (solmuväli 10-55 mm). Verkot eroavat hieman Nordic-verkoista (12 silmäkokoa, solmuväli 5-55 mm), joten yksikkösaaliit eivät ole täysin vertailukelpoisia. Yksikkösaalis on ollut 3253 g/verkko ja 156 kpl/verkko (Levänen 1996). Särkikalajien osuus saaliin painosta on ollut 68 % ja kappalemääristä peräti 82 %. Särki on ollut runsain laji. Tavatut lajit ovat olleet painon mukaisessa runsausjärjestyksessä särki (38 %), salakka (14 %), ahven (11 %), lahna (10 %), kuha (8,9 %), hauki (8,2 %), pasuri (5,6 %), siika (2,5 %), kiiski (1,2 %) ja kuore (0,1 %). Ahvenen ja särjen 9-12 cm mittaisiin kaloihin keskittyneet pituusluokat ovat kuvastaneet voimakasta lisääntymispotentiaalia tai tiheän kannan aiheuttamaa kasvun vähentymistä. Myös lahnan pituusluokat ovat kuvastaneet tiheää populaatiota (Levänen 1996).

Vuonna 2013 Nordic-koeverkoilla tehdyssä koekalastuksessa saalista kertyi 77 kg (3576 kpl), yksikkösaaliin ollessa 4052 g/verkko ja 188,2 kpl/verkko (Liite 5, Kuisma 2014). Yksikkösaaliit olivat erittäin korkeita. Koeverkotuksessa tavatut lajit painon mukaisessa runsausjärjestyksessä olivat särki (41 %), ahven (27 %), kuha (12 %), salakka (5,8 %), hauki (4,7 %), ruutana (3,2 %), pasuri (2,4 %), sorva (1,5 %), suutari (1,5 %), lahna (1,4 %) ja kiiski (0,1 %). Ahven, särki sekä lahna ja pasuri olivat pienikokoisia (Liite 5, Kuisma 2014). Edelliseen tutkimukseen nähden nyt tavattiin enemmän särkikalalajeja (sorva, ruutana, suutari), mutta siikaa ja kuoretta ei saatu saaliiksi lainkaan. Särkikalajien osuus saaliin painosta oli 56 % ja kappalemääristä 66 %, joten siinä on tapahtunut 1990-lukuun nähden laskua. Särjen osuus on kuitenkin pysynyt ennallaan. Ahvenen osuus näyttäisi sen sijaan kasvaneen, samoin kuhan. Näin ollen ahvenkalajien osuus oli kasvanut 24 %:sta 39 %:iin. Petokalajien paino-osuus oli varsin hyvä (33 %). Suurimman osuuden tästä muodostivat petokokoiset ahvenet (16 %) sekä kuha (12 %). Haukea saaliin painosta oli noin 5 %.

Vuoden 1996 tutkimuksessa ei ole raportoitu erikseen petoahvenia. Kun kuhan osuus oli selvästi kasvanut, oli hauen osuus nyt pienempi edelliseen koeverkotukseen nähden. Hauen osuus verkotuksissa jää yleensä aliarvioksi, joten osuuden muutokset voivat olla myös sattumaa. Hauen poikaskartoituksissa poikasia ei kuitenkaan ole tavattu, joten hauen lisääntyminen Arrajärvestä vaikuttaa heikolta (Malinen ym. 2012). Sen sijaan kuha näyttää lisääntyvän luontaisesti, ja kasvututkimuksen perusteella myös kuhan kasvu Arrajärvestä on hyvää (Raunio 2013).

Pakallisten kalastajien sekä kirjanpitokalastusten (Raunio 2011) mukaan järvestä esiintyy edelleen vähäisessä määrin siikaa, madetta sekä toutainta, vaikkei niitä koekalastussaaliiksi saatukaan. Siikaa on ollut järvestä aikanaan luontaisesti, mutta sitä on järveen myös istutettu runsaasti Mankalan velvoitteena. Istutusmääriä vähennettiin rakkoloision takia. Toutainsaaliit ovat laskeneet, sillä sitä ei ole istutettu vuoden 1999 jälkeen (Raunio 2011). Kaikuluotaustutkimukseen liittyvän koetoolauksen perusteella järvestä esiintyy edelleen vähäisessä määrin myös kuoretta (Malinen ym. 2012). Kuore on kuhan tärkeä ravintokala, joten sen kuolleisuus Arrajärvestä on todennäköisesti suuri.

Vuoden 2013 tulosten perusteella olisi Arrajärven kalastoluokitus *Keskikokoisille humusjärville (Kh)* määritettyjen raja-arvojen mukaan (Taulukko 4; Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012) lähinnä *välttävä*. Neljästä kalastomuuttujasta lukumäärä- ja painoyksikkösaalis olivat järvityypille erittäin korkeita, jolloin luokaksi tuli molempien osalta *huono*. Särkikalajien osuus oli luokkaa *välttävä*. Indikaattorilajien esiintymisen perusteella tilaluokka olisi lähinnä *tydyttävä*, mikäli siian ja mateen luontainen lisääntyminen on heikkoa.

Taulukko 4. Arrajärven koekalastustulokset verrattuna Keskikokoisille humusjärville (Kh) määriteltyihin hyvän ja tyydyttävän tilaluokan välisiin raja-arvoihin (H/T luokkaraja) kolmen kalastomuuttujan osalta. Arvot olivat selvästi hyvän tilan luokkarajaa korkeampia.

	Painoyksikkösaalis, g/verkko	Lukumäärä yksikkö- saalis, kpl/verkko	Särkikalajien osuus, (paino) %
H/T luokkaraja	992	37,3	44,2
Arrajärvi	4052	188,2	56,3

Arrajärveä on hoitokalastettu 1990-luvulta lähtien sekä nuottaamalla että rysäpyynnillä, viime vuosina lähinnä nuottaamalla. Järveen on myös istutettu kuhaa (Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen istutusrekisteri; ks. Liite 5, Kuisma 2014). Tehtyjen toimenpiteiden ansiosta petokalakanta on vahvistunut ja särkikalajien osuus on hieman laskenut. Yksikkösaalis on kuitenkin edelleen korkea ja järvi on särkikalavaltainen. Tarkemmin Arrajärven kalastoa käsitellään liitteenä olevassa hoitokalastussuunnitelmassa (Liite 5, Kuisma 2014).

3.9 VESIKASVILLISUUS

Myös vesikasvillisuudelle on kehitetty erilaisia indeksiarvoja, joiden perusteella järven tilaa verrataan kyseiselle järvityypille ominaisiin arvoihin. Arrajärven vesikasvillisuus on kartoitettu päävyöhykelinjaminetelmällä vuonna 2011, jolloin on tutkittu 10 kasvillisuuslinjaa (Taulukko 5, Peltomäki 2011). Vesikasvillisuuden perusteella Arrajärven tilaluokaksi on arvioitu *hyvä*. Kaikki arvioon vaikuttaneet indeksit (tyyppilajien suhteellinen osuus, prosenttinen mallinkaltaisuus ja referenssi-indeksi) ovat antaneet luokan *hyvä* (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu).

Arrajärvellä vuonna 2011 havaitut lajit ilmentävät pääasiassa keskirehevää tai rehevää kasvupaikkaa (Taulukko 5). Ilmaversoisista yleisimpiä ovat olleet terttualpi, järviruoko ja järvikorte. Myös harvinaisempaa piurua on tavattu. Kelluslehtisistä yleisimpiä ovat olleet vesitatar ja ulpukka. Lisäksi on tavattu harvinaisempaa konnanulpukkaa sekä suomenlummetta. Karua kasvupaikkaa ilmentäviä lajeja on tavattu vähälukuisina. Tällaisia ovat pohjalehtiset, kuten nuottaruoho (*Lobelia dortmanna*) ja vaalea lahnaruoho (*Isoetes echinospora*), joita on tavattu yhdellä linjalla. Uposlehtisistä on tavattu vitalajien lisäksi keskitali vähäravinteisuutta ilmentävää ruskoärviää (*Myriophyllum alterniflorum*). Rehevyyttä ilmentävistä lajeista on havaittu irtokeijujiin kuuluva karvalehti (*Ceratophyllum demersum*). Uposlehtisten suurin esiintymissyvyys on ollut 2,5 m ja pohjalehtisten 1,8 m.

Arrajärven kasvillisuutta kartoitettiin yleispiirteisesti kesällä 2014 niittotarpeen arvioimista varten (Liite 6, Kokko 2014). Kartoituksen mukaan järviruoko muodostaa monin paikoin laajoja kasvustoja. Järvikaislaa, järvikortetta ja melko harvinaista piurua esiintyy laikuittain. Ruovikkojen edustalla avovedessä kasvaa yleisesti ja erittäin runsaana kelluslehtistä vesitatar. Rehevyyttä ilmentävä karvalehti kasvaa runsaana matalien lahtien pohjan tuntumassa. Myös erilaiset vesisammalet esiintyvät monin paikoin runsaina etenkin aiemmin niitettyjen vesialueiden pohjassa. Vähäravinteisuutta ilmentävää nuottaruohoa tavattiin vain Arrajärven pohjoisosassa, joka oli kasvillisuudeltaan karumpi. Esimerkiksi rehevyyttä ilmentävä karvalehti puuttui pohjoisosista.

Kartoituksessa havaittiin myös joitakin lajeja, joita ei havaittu vuoden 2011 tutkimuksessa (Liite 6, Kokko 2014). Tiisalanlaan alueella havaittiin rehevyyttä ilmentävää uposkasvilajia, vesiruttoa (*Elodea canadensis*). Muita lajeja olivat luhtavuohennokka (*Scutellaria galericulata*), pohjanlumme (*Nymphaea alba* spp. *candida*), pikkuvita (*Potamogeton berchtoldii*), järvisätkin (*Ranunculus peltatus*), pikkupalpakko (*Sparganium natans*) sekä tummalahnaruohoa (*Isoetes lacustris*).

Tarkemmin Arrajärven kasvillisuutta ja niittotarvetta käsitellään tämän kunnostussuunnitelman liitteenä olevassa niittosuunnitelmassa (Liite 6, Kokko 2014).

Taulukko 5. Arrajärven kasvillisuus vuonna 2011 päävyöhykelinjaminetelmällä kartoitettuna 10 linjalta (Peltomäki 2011). Kasvilajien ilmentämät ravinteisuusluokat ovat seuraavat (Toivonen 1981, 1984): i = indifferentti eli esiintyy ravinteisuudeltaan erilaisissa kasvupaikoissa; o = oligotrofia eli karu; m = mesotrofia eli keskiravinteinen; e = eutrofia eli rehevä. Yleisyys tarkoittaa linjafrekvenssiä, eli sellaisten linjojen osuutta tutkimuslinjoista, joilla laji esiintyy. Peittävyys tarkoittaa lajin keskimääräistä peittävyyttä niillä linjoilla, joilla laji esiintyy.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Ravinteisuus-luokka	Yleisyys %	Peittävyys %
Rantakasvit				
<i>Carex acuta</i>	viiltosara	m-e	60	10
<i>Carex vesicaria</i>	luhtasara	m-e	10	5
<i>Cicuta virosa</i>	myrkkyykeiso	m	50	4
<i>Potentilla palustris</i>	kurjenjalka	i	50	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ranta-alpi		20	2
<i>Lythrum salicaria</i>	rantakukka	m	20	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	ruokohelpi	m-e	10	5
Ilmaversoiset				
<i>Eleocharis mamillata</i>	mutaluikka	i	30	1
<i>Equisetum fluviatile</i>	järvikorte	i	60	1
<i>Iris pseudacorus</i>	kurjenmiekkä	m-e	10	5
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	terttualpi	i	80	5
<i>Phragmites australis</i>	järviruoko	i	60	45
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	järvikaisla	i	10	50
<i>Scolochloa festuacea</i>	piuru	m-e	10	30
<i>Typha latifolia</i>	leveäosmankäämi	m-e	10	3
Kelluslehtiset				
<i>Nuphar lutea</i>	ulpukka	i	40	22
<i>Nuphar pumila</i>	konnanulpukka	o-m	10	15
<i>Nymphaea tetragona</i>	suomenlumme	o-m	10	20
<i>Persicaria amphibia</i>	vesitatar	m-e	50	40
<i>Potamogeton natans</i>	uistinviita	i	10	30
Pohjalehtiset				
<i>Eleocharis acicularis</i>	hapsiluikka	o-m	10	1
<i>Isoetes echinospora</i>	vaalealahnanruoho	o	10	1
<i>Lobelia dortmanna</i>	nuottaruoho	o	10	3
<i>Ranunculus reptans</i>	rantaleinikki	o-m	10	1
Uposlehtiset				
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	ruskoärviä	o-m	10	7
<i>Potamogeton gramineus</i>	heinäviita	m	10	1
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	tylppälehtiviita	m-e	10	1
Irtokeijijat				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	karvalehti	e	10	40
<i>Utricularia australis</i>	lännessivesiherne	i	10	3

3.10 SEDIMENTTI

Sedimentti eli kerrostuma on järven pohjalle laskeutunutta ainetta. Sedimentti sisältää kivennäisainetta, kuten savea, sekä eloperäistä ainetta, kuten mutaa ja liejua. Eloperäinen aines voi olla peräisin valuma-alueelta tai järven omasta tuotannosta. Sedimentti on osa järven prosesseja varastoiden tai vapauttaen aineita kuten ravinteita, sekä kuluttamalla happea. Prosessit sisältävät sekä fysikaalisia ja kemiallisia, että mikrobien ja muun eliöstön aiheuttamia reaktioita. Sedimentin rooli on keskeinen järven sisäisessä kuormituksessa, jossa ravinteita etupäässä vapautuu veteen, sen sijaan että ne varastoituisivat sedimenttiin ja poistuisivat kierrosta (ks. Kappale 4.4).

Arrajärven sedimentin laatua kartoitettiin 9.10.2014 sulkasääskitutkimuksen yhteydessä samoilta näytepisteiltä (Kuva 13). Eri syvyysvyöhykkeiltä otettiin viipaloivalla Limnos-näytteenottimella yhteensä 6 näytettä, joista analysoitiin pintasedimentin (0–2 cm) vesipitoisuus, orgaaninen aines (hehikutushäviö SFS 3008), sekä hiili- ja typpipitoisuus (Leco CNS-2000) Helsingin yliopiston AlmaLab ympäristölaboratoriossa. Myös hapettomissa olosuhteissa syntyvien mustien sulfidiraitojen esiintymistä tarkasteltiin koko näytteen pituudelta (Taulukko 6). Näytteenotin upposi sedimenttiin noin 17–26 cm:n syvyyteen. Eteläsuomalaisissa järvissä kerrostumisnopeus vaihtelee suuresti, joten ilman luotettavaa ajoitusta on vaikea sanoa, mitä ajanjaksoa tämä edustaa. Keskimääräinen sedimentaationopeus suomalaisissa järvissä on 0,1–0,3 cm vuodessa, mutta rehevöitymisen myötä tämä voi jopa 5–10-kertaistua (Alasaarela & Rantala 1990). Myös järven syvyyssuhteet vaikuttavat siihen, kuinka hyvin sedimentti tietylle alueelle kerääntyy. Todennäköisesti sedimenttipatsas edusti useampaa vuosikymmentä, ainakin syvillä alueilla.

Arrajärven pintasedimentti oli kaikilla pisteillä hyvin vesipitoista, joten lähes kaikki näytepisteet olivat todennäköisesti sedimentin kerrostumis- eli akkumulaatioalueella (Håkanson & Jansson 1983). Alhaisin vesipitoisuus (84 %) oli pisteellä A2, joka sijaitsi Kilpisaaren ja Veljestenpohjan välisellä matalammalla selkäalueella (Kuva 13). Tämä piste voi olla myös ns. transportaatiopohjaa, jossa ainesta välillä sedimentoituu, välillä sekoittuu uudelleen veteen. Orgaanisen aineen pitoisuutta ilmentävä hehikutushäviö oli erittäin tasainen eri näytepisteillä (11 %–12 %; Taulukko 6). Hehikutushäviön perusteella Arrajärven sedimentin laatu on luokiteltavissa saviliejuksi. Myös sedimentin hiili- ja typpipitoisuudet vaihtelivat vähän. Sedimentin kuiva-aineen hiilipitoisuus vaihteli välillä 4,9–5,8 %, mikä oli hieman alle puolet orgaanisesta aineesta. Sedimentin kuiva-aineen typpipitoisuus vaihteli välillä 0,55–0,67 % (Taulukko 6).

Sedimentin C/N-suhteesta voidaan päätellä orgaanisen aineksen alkuperää, sillä levien korkea typpipitoisuus heijastuu C/N-suhteeseen (C/N-suhde: plankton 5,6; humus 10–20; Håkanson & Jansson 1983). Kun suhdeluku on alle 10, voidaan sedimentti luokitella karkeasti autoktoniseksi, eli silloin pääosa pohjalle kertyneestä orgaanisesta aineesta on peräisin järven omasta tuotannosta. Kun suhdeluku on yli 10, on pääosa orgaanisesta aineesta peräisin valuma-alueelta. Arrajärven C/N-suhde vaihteli välillä 8,2–8,9 eli se

voidaan luokitella vielä autoktoniseksi. Pääosa Arrajärven sedimentin orgaanisesta aineesta on siis peräisin järven omasta tuotannosta.

Taulukko 6. Arrajärven sedimentinäytteenoton tulokset 9.10.2014, sekä veden syvyys näytteenottopisteillä. Näytepisteiden (tunnus A1-A6) sijainti on esitetty Kuvassa 13. Taulukkoon pisteet on järjestetty syvyyden mukaan.

Tunnus	Syvyys, m	Vesipi-toisuus %	Hehku-tushäviö %	C %	N %	C/N	Sedimentin kuvaus
A3	9,4	88	11	5,0	0,62	8,2	0-3 cm: pinnassa hapekas, vaalean ruskea lieju, 3-7 cm: tummanharmaata, punaruskeaa, sekä runsaasti mustia raitoja, yleisilme musta. 7-24 cm: Musta väri lisääntyy, onkaloita.
A5	7,7	91	11	4,9	0,55	8,8	0-2 cm: vaalean ruskea hapekas pintakerros. 3-4 cm: myös tummanharmaita juovia. 5-6 cm: harmaata, mustia sulfidiraitoja 8-24 cm: mustat raidat lisääntyvät
A1	7	90	12	5,8	0,67	8,6	0-9 cm: pinnassa hapekas, vaalean ruskea esilieju, heti sen alla harmaanruskeaa, punaruskeaa ja mustaa raitaa. Yleisilme musta. 10-20 cm: punaruskeat raidat katoavat, syvemmällä onkaloita. 21-24 cm: mustat sulfidiraidat vähenevät
A6	6,1	91	11	4,9	0,55	8,9	0-3 cm: vaalean ruskeaa liejua. 4-26 cm: harmaan ruskeaa, punaruskeita juovia, hieman mustia raitoja, muttei paljon. Käytäviä, joiden reunat punaruskeat.
A2	5	84	12	5,7	0,67	8,5	0-2 cm: Pinnassa hapekas, vaaleanruskea esilieju, muutoin harmaata-harmaanruskeaa. 3-17 cm: muutamia mustia sulfidiraitoja, 7-9 cm:n kerroksessa hieman enemmän. 14 cm:ssä survaissaäskien toukka, onkaloita.
A4	3,2	92	12	5,5	0,61	8,9	0-3 cm: Vaalean ruskeaa liejua. 4-9 cm: seassa hieman enemmän harmaata. Pinta erittäin vesipitoinen, kiinteytyy 10 cm:ssä. 15-24 cm: harmaa väri lisääntyy. Matoja 23 cm:ssä

Arrajärven sedimentissä esiintyi hapettomista jaksoista kertovia mustia sulfidiraitoja (Taulukko 6). Erityisesti syvimmällä pisteellä (9,4 m) sedimentin yleisväri oli kauttaaltaan tumma, jopa musta (Kuva 16). Syvännealue näyttäisi siis kärsineen happivajeesta jo kauan. Syvemmällä sedimentissä (yli 7 cm) mustia raitoja oli vielä enemmän kuin pintakerroksissa, mikä voi viitata siihen, että viime vuosina hapettomuus on ollut lyhytkestoisempaa kuin ennen. Pintakerros oli syystäyskierron aikaan hapekas. Syvännealueella sedimentti oli varsin tummaa ja sulfidiraitoja esiintyi yleisesti vielä 7 metrin näytepisteelläkin. Sen sijaan 6,1 metrin syvyydessä raidat vähenivät selvästi. Mustia raitoja esiintyi vain hieman, ja pääasiassa sedimentti oli väriltään hapellisissa olosuhteissa kerrostuvaa. Tilanne oli samanlainen 5 metrin syvyydessä, jossa tummin kerrostuma oli 7 cm:n syvyydellä. Sen sijaan matalimmassa pisteessä Soilahdella (3,2 m) mustia sulfidiraitoja ei juuri esiintynyt.

Syvimmissä näytepisteissä sedimentissä esiintyi myös onkaloita, jotka voivat viitata kaasujen, kuten metaanin tai rikkivedyn muodostumiseen. Erityistä hajua ei kuitenkaan havaittu. Sen sijaan 6,1 m:n pisteellä, havaitut punaruskeat käytävät olivat todennäköisesti pohjaeläinten kaivamia. Tällä pisteellä mustat sulfidiraidat vähenivät selvästi viitaten parempaan happitilanteeseen (Kuva 16). Myös pohjaeläimiä oli tällä pisteellä Ekman-näytteessä runsaimmin (ks. Kappale 3.7, Kuva 14).



Kuva 16. Arrajärven sedimenttinäyte järven syvimmästä pisteestä (A3, 9,4 m; vasemmalla) sekä syvänealueen eteläreunalta (A6, 6,1 m; oikealla). Pinnan vaaleaa, hapekasta esiliejukerrosta lukuun ottamatta syvänteeseen sedimentti oli kauttaaltaan mustien sulfidiraitojen hallitsemaa saviliejua. Matalammalla pisteellä sedimentti oli selvästi vaaleampaa, ja mustia sulfidiraitoja oli vain satunnaisesti. Sedimentissä oli myös runsaasti pohjaeläinten kaivamia onkaloita.

4 ARRAJÄRVEN KUORMITUS

Ulkoinen kuormitus tarkoittaa kaikkea järveen sen ulkopuolelta tulevaa kuormitusta, kuten ilmaperäistä laskeumaa sekä valuma-alueelta veden mukana kulkeutuvaa ainesta. Yleisimmin kuormituksella viitataan ravinnekuormitukseen. Ravinteilla tarkoitetaan etenkin levien tarvitsemia pääravinteita, fosforia ja typpeä, jotka aiheuttavat vesistöjen rehevöitymistä ja siihen liittyviä moninaisia ongelmia. Valumavesien mukana järveen tulee myös humusta ja muuta kiintoainesta. Näihinkin partikkeleihin on sitoutuneena ravinteita, mutta ne eivät välttämättä ole leville yhtä nopeasti käyttökelpoisia kuin liukoissa muodossa huuhtoutuvat ravinteet. Ruskeat humusyhdisteet (partikkelimaiset ja liukoiset) aiheuttavat kuitenkin rehevöitymisen lisäksi veden tummumista, pohjan liettymistä sekä hapen kulumista. Kiintoaineella tarkoitetaan kaikkea partikkelimaista ainesta, sekä

orgaanista että epäorgaanista (esim. savea), joka aiheuttaa veden samenemista ja etenkin ranta-alueella mataloitumista. Arrajärven ulkoista kuormitusta arvioitiin ojavesinäytteenotolla (Kappale 4.1) sekä laskennallisten mallinnusten perusteella (Kappaleet 4.2 ja 4.3).

Järven hoidossa ulkoisen kuormituksen vähentäminen järven sietokykyä vastaavalle tasolle on ensiarvoisen tärkeää. Kuormituksen vähentämisen vaikutukset voivat kuitenkin olla hitaita, jos järvi on myös sisäkuormitteinen. Tällöin voidaan tarvita myös muita, järven sisäisiä hoitotoimia. Suuri osa järveen tulevista ravinteista laskeutuu järven pohjalle suoraan tai kierrettyään eliöstön kautta. Osa ravinteista poistuu järvestä lasku-uoman kautta tai esimerkiksi kalansaaliin mukana. Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan järvestä jo olevien, eli pohjasedimenttiin tai eliöihin varastoituneiden ravinteiden vapautumista uudelleen kiertoon ja levien käyttöön. Mekanismeja on useita, ja niitä käsitellään Arrajärven osalta tarkemmin kappaleessa 4.4.

4.1 OJAVESINÄYTTEENOTTO

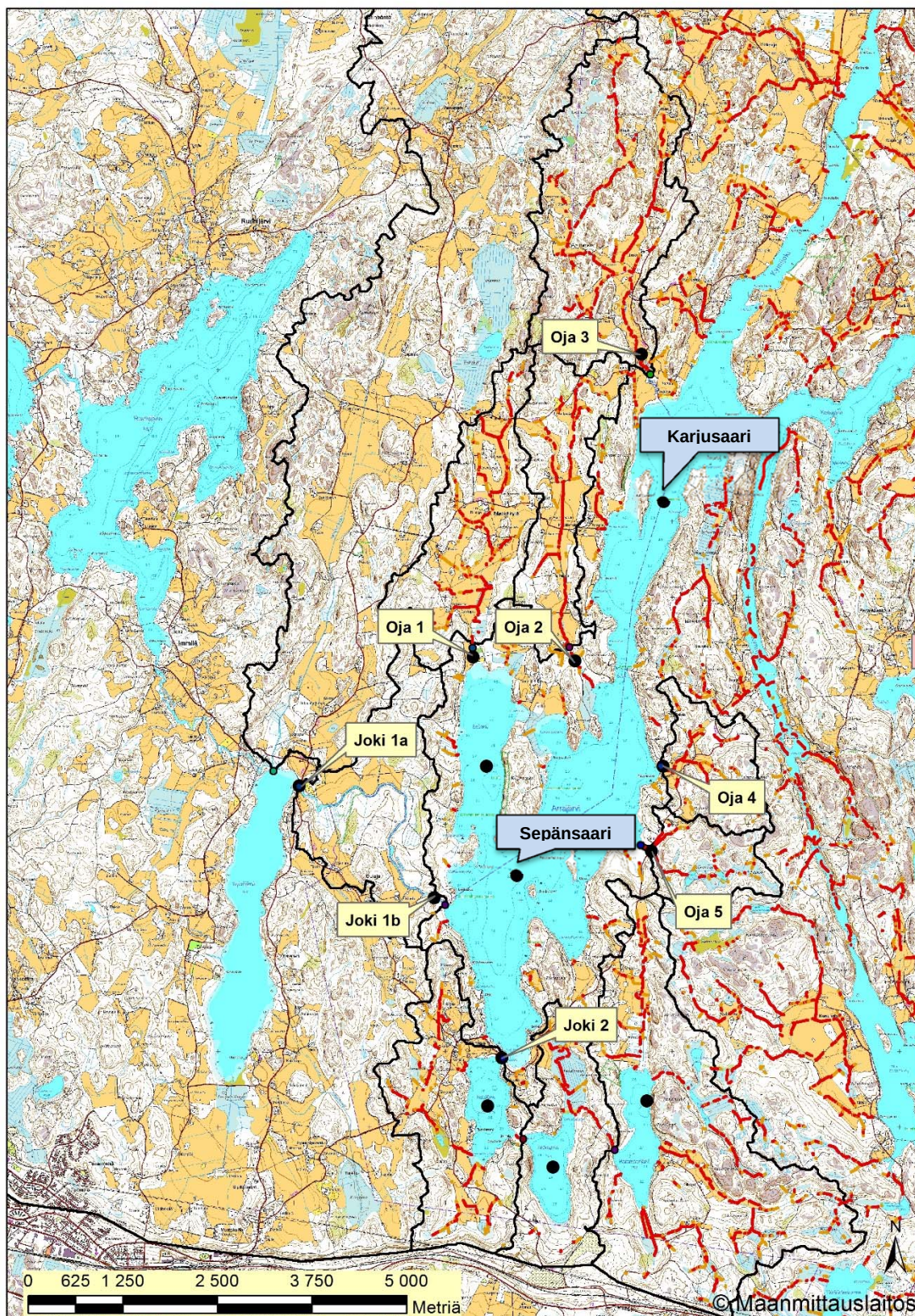
Valuma-alueen vedet laskevat Arrajärveen useita jokia ja ojia pitkin, joiden suhteellista merkitystä järven kuormitukselle pyrittiin arvioimaan ojavesinäytteenotolla. Näytteistä analysoitiin kiintoaines, kemiallinen hapenkulutus, kokonaistyyppi sekä kokonaisfosfori. Samalla mitattiin ojan virtaama ainevirtaamien laskemiseksi. Tutkimus toteutettiin marraskuussa 2013, jolloin virtaamat ojissa olivat kasvaneet syyssateiden myötä. Näytepisteiden sijainti on esitetty Kuvassa 17. Menetelmät on kuvattuna ja tulokset taulukoituna Liitteessä 3.

Virtaama

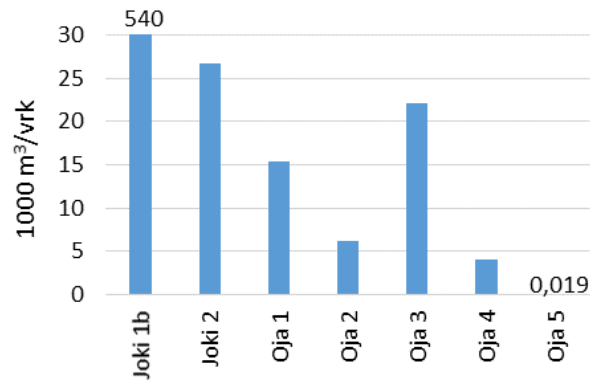
Arrajärven ojien virtaamat heijastelivat niiden valuma-alueen laajuutta (Kuvat 17 ja 18). Virtaamalla on merkitystä ojan kuormitusvaikutukselle vesistöön (ainevirtaama = pitoisuus x virtaama). Marraskuussa 2013 Arrajärven tulo-ojien virtaamat vaihtelivat välillä 0,2–6248 l/s. Suurin virtaama oli luonnollisesti Arrajoessa, jonka valuma-alue on laaja. Seuraavaksi suurin virtaamaltaan oli Kotojärvestä tuleva Kotojoki. Seuraavina olivat Savioja, Kaurissuonoja sekä Lietojoki. Virtaamaltaan vähäisin oli Veljestensuo oja.

Kiintoaines

Jokivesissä kiintoainepitoisuus vaihtelee voimakkaasti. Savialueilla kiintoaines on lähinnä eroosion irrottamaa mineraaliainesta, joka aiheuttaa mataloitumista. Kiintoaineeseen sitoutuneena on myös ravinteita. Metsä- ja suovaltaisilla alueilla kiintoaineessa on todennäköisesti enemmän orgaanista ainesta, joka lisää pohjan liettymistä ja kuluttaa vastaanottavassa vesistössä happea. Mittaushetkellä kiintoainepitoisuudet olivat melko maltillisia (Kuva 19). Suurimmat pitoisuudet olivat Kaurissuonojassa sekä Lietojoessa (17 ja 16 mg/l). Seuraavaksi suurimmat pitoisuudet olivat Arrajoessa sekä Saviojassa. Kotojoen, Säynäsojan ja Veljestensuon ojan pitoisuudet olivat jokivesiksi alhaisia (alle 5 mg/l). Ainevirtaamiksi laskettuna suurin kuorma tuli luonnollisesti Arrajoesta, Seuraavana olivat Kaurissuonoja sekä Savioja (Kuva 19).



Kuva 17. Arrajärven ojanäytteenoton näytenpisteet 7.11.2013. Kuvassa näkyvät mustalla myös osavalmu-aluerajaukset (value-työkalu) sekä ojen eroosioriski (Metsäkeskuksen eroosioriski-aineisto). Punainen tarkoittaa suurta ja oranssi väri kohtalaista eroosioriskiä. Joki 1a) Arrajoen alku, Joki 1b) Arrajoen loppu, Joki 2) Kotojoki, Oja 1) Kaurissuonoja, Oja 2) Lietojoki, Oja 3) Savioja, Oja 4) Säynäsoja, Oja 5) Veljestensuon oja. Kuvassa näkyvät myös Arrajärven vedenlaadun pitkäaikaiset seurantapistet Sepänsaari ja Karjusaari.



Kuva 18. Arrajärven tulouomien virtaamat 7.11.2013. Joki 1b) Arrajoen loppu, Joki 2) Kotojoki, Oja 1) Kaurissuonoja, Oja 2) Lietojoki, Oja 3) Savioja, Oja 4) Säynäsoja, Oja 5) Veljestensuon oja. Arrajoesta virtaama ei uoman suuruuden takia saatu alkupäästä mitatuksi. Mittaus loppupäästä on tehty veneestä käsin, ja sitä on pidettävä lähinnä suuntaa-antavana.

Kemiallinen hapenkulutus

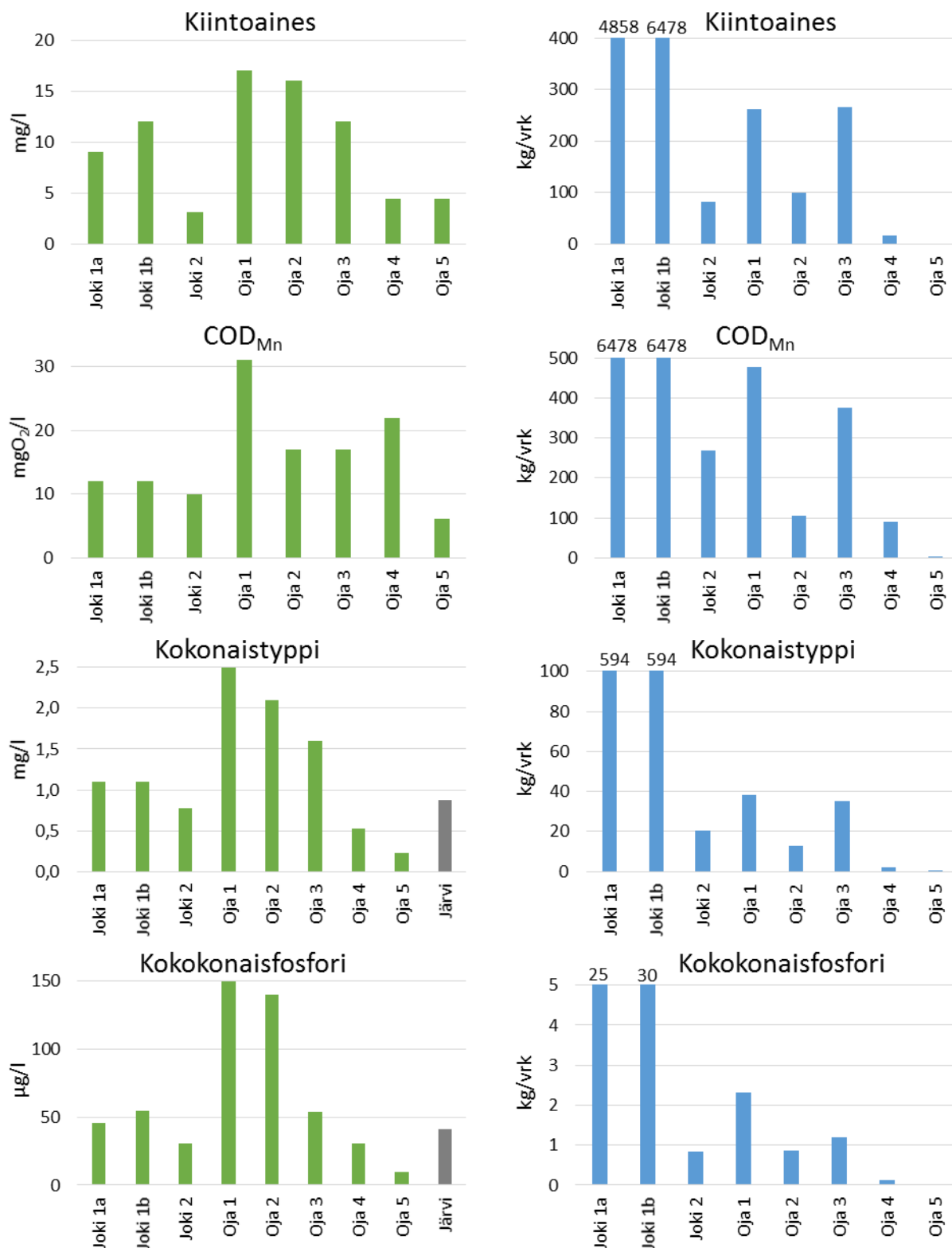
Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) mittaa kemiallisesti hapettuvien orgaanisten aineiden määrää. Niitä on jätevesissä, mutta myös humusyhdisteet hapettuvat määrittämisessä. Humus aiheuttaa vastaanottavassa vesistössä veden tummumista ja pohjan liettymistä, mutta myös hapen kulumista, rehevöitymistä sekä muutoksia ravintoverkossa. COD-arvot olivat suurimmat Kaurissuonojassa ja alhaisimmat Veljestensuon ojassa (Kuva 19). Ainevirtaamana suurin kuorma tuli Arrajoesta, seuraavana Kaurissuonojasta.

Typpi

Kiintoaineeseen ja humukseen sitoutuneena vesistöön tulee myös rehevöittäviä ravinteita. Ojavesiin voi irrota erityisesti runsaasti viljellyiltä alueilta ravinteita myös liukoissa, epäorgaanisessa muodossa, joka on leville suoraan käyttökelpoista. Kokonaistyyppi-pitoisuus sisältää kaikki tyypin muodot. Pitoisuus oli suurin Kaurissuonojassa (2500 µg/l), ja seuraavaksi suurin Liettojoessa (2100 µg/l). Alhaisimmat pitoisuudet olivat Veljestensuonojassa, Säynäsojassa sekä Kotojoessa. Niissä pitoisuudet olivat Arrajärven pitoisuutta alhaisempia. Ainevirtaamaksi laskettuna kokonaistyyppikuorma oli suurin Arrajoesta. Seuraavina tulivat Kaurissuonoja sekä Savioja (Kuva 19).

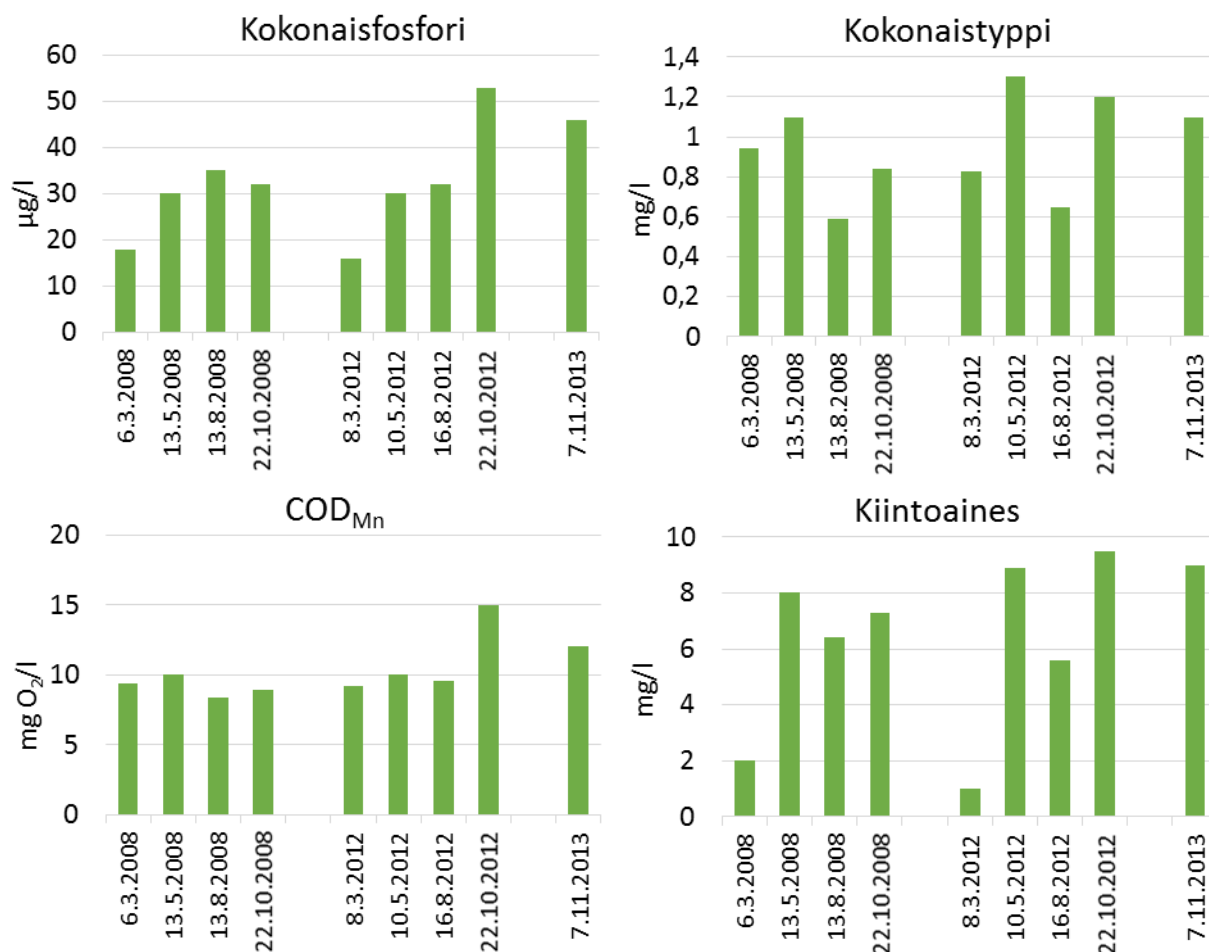
Fosfori

Fosforipitoisuus on tärkeä vesistön rehevyyden arvioinnissa, sillä se on usein perustuotannon minimitekijä, kuten myös Arrajärvellä (vrt. Liite 4, Kotamäki 2014). Kokonaisfosforipitoisuus sisältää vedessä eri muodoissa olevan fosforin kokonaismäärän. Kiintoainekseen sitoutunut fosfori ei ole välttämättä heti levien käytössä, toisin kuin liukoissa muodossa oleva fostaattifosfori. Suurin kokonaisfosforipitoisuus mitattiin Kaurissuonojasta (150 µg/l). Lähes yhtä suuri pitoisuus oli Liettojoessa. Muiden ojien pitoisuudet olivat selvästi alle 100 µg/l (Kuva 19). Järven pitoisuuksia alhaisemmat fosforipitoisuudet tavattiin Veljestensuon ojasta, Säynäsojasta sekä Kotojoesta. Ainevirtaamiksi laskettuna suurin kuorma tuli suuren virtaamansa tähden Arrajoesta, seuraavina olivat Kaurissuonoja sekä Savioja.



Kuva 19. Arrajärven tulouomien ainepitoisuudet (vasemmalla) sekä ainevirtaamat (oikealla) 7.11.2013. Joki 1a) Arrajoen alku, Joki 1b) Arrajoen loppu, Joki 2) Kotojoki, Oja 1) Kaurissuonoja, Oja 2) Lietojoki, Oja 3) Savioja, Oja 4) Säynäsoja, Oja 5) Veljestensuon oja. Ravinnepitoisuuksien osalta kuvissa on harmaalla esitetty myös samana päivänä järvestä (Sepänsaari) mitatut pitoisuudet. Arrajoen alku- ja loppupäässä virtaamana on käytetty joen loppupäässä mitattua virtaamaa, jota on kuitenkin pidettävä lähinnä suuntaa-antavana. Arrajoen suuren virtaaman tähden ainevirtaamat muihin ojiin nähden ovat suuria, joten ne ylittävät kuvassa olevan akselin. Lukuarvo on merkitty akselin ylittävän pylvään päälle.

Arrajoen alkuosan (Kuva 17, Joki 1a) mittauspisteeltä on Hertta-tietokannassa (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu) tuloksia myös vuosilta 2008 ja 2012, jolloin pitoisuuksia on mitattu 4 kertaa vuoden aikana (Kuva 20). Marraskuun 2013 tulokset olivat samaa tasoa kuin syksyn 2012 mittauksissa, syksyllä 2008 pitoisuudet olivat alhaisempia. Pitoisuudet ja virtaamat voivat vaihdella voimakkaasti jopa päivienkin välillä, joten vesinäytteenoton tulokset kuvaavat lähinnä hetkellisiä arvoja. Marraskuussa 2013 yhtä aikaa useassa ojassa toteutettu tutkimus antaa kuitenkin varsin hyvän kuvan eri ojien suhteellisesta merkityksestä Arrajärven kuormitukselle. Arrajoen yläpuolinen valuma-alue on suuri, joten siellä etenkin Sylvöjärven ja Halkokorvenjoen valuma-alueella toteutetut vesiensuojelutoimet hyödyttäisivät myös Arrajärveä. Arrajärven lähivaluma-alueen ojista vesiensuojelutoimia kannattaa kohdistaa Kaurissuonojaan, Lietojokeen sekä Saviojaan, joissa ravinnepitoisuudet olivat suurimmat.



Kuva 20. Arrajoen aikaisemmat ojanäytteenottotulokset vuosilta 2008 ja 2012 verrattuna syksyn 2013 tuloksiin.

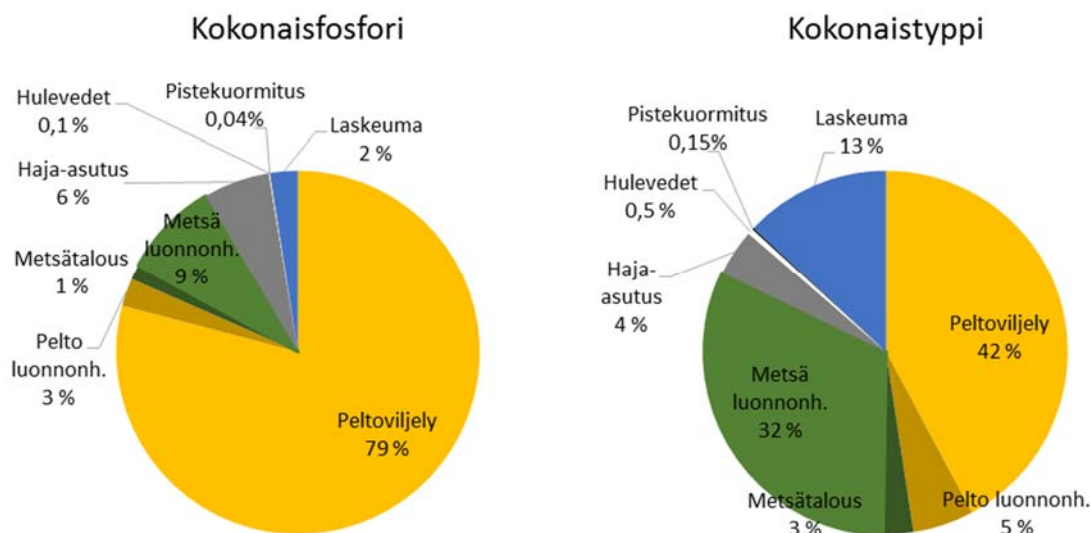
4.2 VEMALA-KUORMITUSLASKENTA

Suomen ympäristökeskuksen kehittämän vesistömallijärjestelmän kuormituslaskentaosion (VEMALA) avulla on mahdollista arvioida yksittäisen järven fosfori- ja typpi- kuormituksen suuruusluokkaa sekä sen jakaantumista kuormituslähteittäin (Taulukko 7; Kuva 21). Malli ottaa huomioon toteutuneen sadannan vaikutuksen valuntaan sekä valuma-alueella esiintyvät maankäyttömuodot. On kuitenkin huomattava, ettei mallilaskennassa ole tietoa siitä, miten esimerkiksi yksittäistä peltoa lannoitetaan tai muokataan. Tämä tuo epävarmuutta tuloksiin. Kuormitusarviot perustuvat useisiin malleihin, joista pelloilta tulevaa kuormitusarviota on kehitetty eniten (Vihma- ja tulevaisuudessa Icecream-mallit). Karjatalous (myös mm. turkistuotanto) on mukana peltujen kuormituksessa pelloille levitettävän lannan kautta tulevana kuormituksena. Lantatiedot perustuvat MYTVAS tutkimuksen (Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus) tietoihin alueen eläinmääristä. Tarkkaa tietoa lannan levityksestä ei kuitenkaan ole. Metsätalouden kuormitusarvio sekä hajajätevedet tulevat Veps-mallista. Pistekuormitustiedot tulevat VAHTI-järjestelmästä. Pistekuormituksen ja haja-asutuksen tiedot on koottu toistaiseksi vasta 3. jakovaiheen alueille, joten sitä pienemmillä valuma-alueilla tuloksissa on huomattavaa epävarmuutta. Arrajärven valuma-alue koostuu useasta 3. jakovaiheen valuma-alueesta.

VEMALAssa on arviot myös kiintoaineksen ja orgaanisen aineen (TOC) kuormitukselle (Taulukko 7). Nämä mallit ovat yksinkertaisia ja vasta kehitteillä. Mallissa ei ole toistaiseksi huomioitu esimerkiksi maalajeja tai toimenpiteitä valuma-alueella, vaan jako pellon ja metsän välillä on tehty suoraan niiden pinta-alojen suhteessa (Markus Huttunen, SYKE, sähköpostitiedonanto 31.10.2014).

Taulukko 7. Vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) antamat arvot Arrajärven keskimääräiselle (2000–2013) fosfori- ja typpikuormitukselle kuormituslähteittäin. Lisäksi karkeat arviot kiintoainekselle ja orgaaniselle aineelle (TOC) metsien ja peltujen pinta-alojen suhteessa (Suomen ympäristökeskus 2014).

	Fosfori, kg/vuosi	Typpi, kg/vuosi	Kiintoaines, kg/vuosi	TOC, kg/vuosi
Pellot, peltoviljely	5158	50610	1972980	0
Pellot, luonnonhuhuhtouma	162	6500	162750	169910
Metsät, metsätalous	88	3210	83610	0
Metsät, luonnonhuhuhtouma	560	38300	532380	721590
Haja-asutus	386	5010	0	0
Hulevesi	6,1	610	0	0
Pistekuormitus	3	180	310	0
Laskeuma	159	15600	0	0
Yhteensä	6521	120020	2752030	891500



Kuva 21. Arrajärven keskimääräisen (2000-2013) ravinnekuormituksen jakaantuminen kuormituslähteittäin vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) mukaan (Suomen ympäristökeskus 2014).

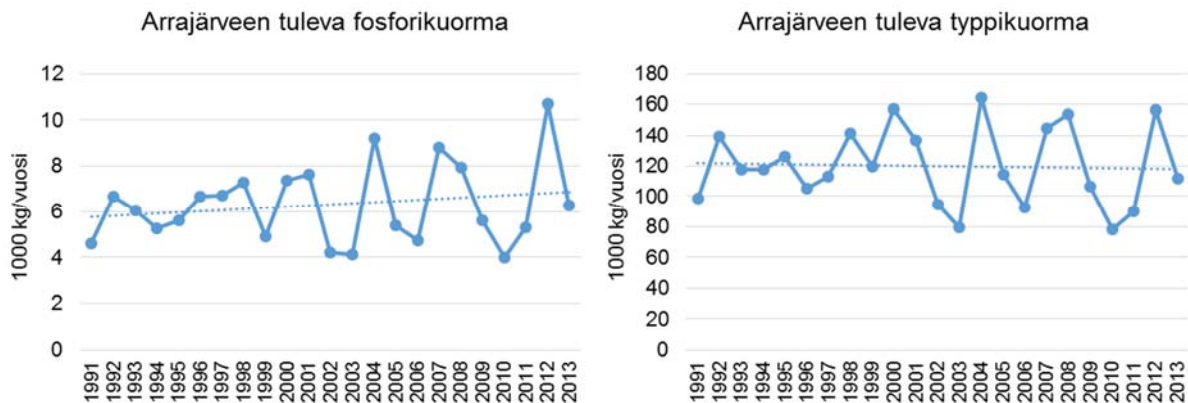
VEMALAN mukaan (Suomen ympäristökeskus 2014) Arrajärven keskimääräinen vuosikuorma ajanjaksolla 2000–2013 on fosforin osalta 6521 kg/vuosi ja typen osalta 120 020 kg/vuosi (Taulukko 7). Suurin osa Arrajärven fosfori- ja typpekuormituksesta tulee VEMALAN mukaan peltoviljelystä (fosfori 79 %, typpi 42 %; Kuva 21). Peltoa Arrajärven koko valuma-alueen maa-alasta on 18 %. Haja- ja loma-asutuksen osuus kokonaisfosforista on 6 % ja tyypestä 4 %. Typen osalta myös luonnonhuuhtouman sekä ilmaperäisen laskeuman osuus on varsin suuri. Kiintoaineesta suurin osa huuhtoutuu karkean arvion mukaan peltoalueilta ja orgaanisesta hiilestä metsäalueilta.

4.3 LLR-KUORMITUSVAIKUTUSMALLINNUS

LLR (Lake Load Response) on Suomen ympäristökeskuksessa kehitetty mallinnustyökalu kuormitusvaikutusten arviointiin. LLR auttaa arvioimaan, minkä verran järveen tulevaa ravinnekuormitusta tulisi vähentää, jotta hyvä ekologinen tila voitaisiin saavuttaa. Malli hyödyntää kuormituksen osalta Suomen ympäristökeskuksen vesistömallijärjestelmää (VEMALA; Kuva 22), sekä järvestä mitattuja vedenlaatutietoja mahdollisimman pitkältä ajalta. Mallinnuksella lasketaan, miten ulkoinen kuormitus ja sen muutokset vaikuttavat vesimuodostuman kokonaisravinne- ja a-klorofyllipitoisuuksiin. Malli antaa arvion myös sisäisen kuormituksen merkityksestä järvessä.

LLR-mallinnuksen periaatteet sekä tulokset ovat kokonaisuudessaan Liitteenä 4 (Kotamäki 2014). Mallinnuksen mukaan fosforin keskimääräinen kuorma (1991–2013) Arrajärvessä on 16,6 kg/vrk (järven pinta-alaan suhteutettuna 0,61 g/m²/vuosi). Tällä kuormalla järven fosforipitoisuus on keskimäärin 47 µg/l, mikä vastaa *välttävää* tilaa. Keskimääräinen kuormitus, jolla hyvään tilaan päästäisiin on 9,6 kg/vrk (0,36 g/m²/vuosi), mikä on 42 %

vähemmän kuin nykyinen keskimääräinen kuormitus. Tällä vähennyksellä järvi olisi fosforin osalta hyvässä tilassa pitkällä aikavälillä 50 %:n todennäköisyydellä (Liitteen 4 Kuva 1, Kotamäki 2014). Jos hyvässä tilassa halutaan olla suuremmalla todennäköisyydellä, on kuormitusvähennystarve suurempi. Typen keskimääräisellä nykykuormalla (321 kg/vrk; 11,8 g/m²/vuosi) typpipitoisuus järvessä on tyydyttävän tilan puolella. Kuormitusvähennystarve hyvään tilaan pääsemiseksi on typen osalta 12 %.



Kuva 22. Arrajärven tuleva ravinnekuormitus vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) mukaan ajanjaksolla 1991–2013 (Suomen ympäristökeskus, 2014). LLR-mallinnus käyttää viipymäajaksolle keskiarvoistettuja kuormitusarvoja niiltä vuosilta, joilta on vedenlaatuaineistoa. Arrajärven viipymä on alle vuoden, joten mallinnus käyttää vuosikeskiarvoja.

LLR-mallilla saadaan ulkoisen kuormituksen lisäksi arvio sisäisen kuormituksen suuruusluokasta fosforin osalta. On huomattava, että jos ulkoisen kuormituksen todelliset arvot poikkeavat huomattavasti mallinnetuista, tuo se virhettä myös sisäisen kuormituksen arvioon. Arrajärven sisäinen kuormitus oli mallin mukaan vain 3 % ulkoisesta kuormituksesta, mikä lukuarvoina tarkoittaa 0,5 kg/vrk ja järven pinta-alaan suhteutettuna 0,02 g/m²/vuosi. Näin ollen sisäisen kuormituksen puolittamisen vaikutus järven fosforipitoisuuteen oli mallinnuksen mukaan pieni (Liitteen 4 Kuva 2, Kotamäki 2014). Mahdollisia sisäisen kuormituksen mekanismeja on useita, ja niitä käsitellään tarkemmin kappaleessa 4.4.

Keskimääräisillä fosforin ja typen tulokuormilla sekä arvioidulla sisäisen fosforikuormituksen arvolla levämäärää kuvastava a-klorofyllipitoisuus on järvessä mallinnuksen mukaan 25 µg/l, kun hyvän tilan raja-arvo olisi 11 µg/l. Nykykuormilla järvi on siis a-klorofyllipitoisuuden osalta välttävässä tilassa 100 %:n todennäköisyydellä. Mallinnuksen mukaan järvi on fosforirajoitteinen (Liitteen 4 Kuva 4, Kotamäki 2014). Klorofyllipitoisuuden alentamiseksi hyvän tilan tasolle tarvitaan jopa edellä mainittua suurempia kuormitusvähennyksiä.

Mallinnus on hyvä ja käyttökelpoinen työkalu kuormituksen vähennystarpeen arviointiin. Silti on huomattava, että mallinnuksessa on myös useita virhelähteitä. Arvio ulkoisesta kuormituksesta perustuu mallinnukseen, ei todellisiin pitoisuusmittauksiin. Mallia voidaan

parantaa, kun mittaustietoa ojista ajan myötä karttuu. Myös Arrajärven lyhyt viipymä voi tuoda epävarmuutta tuloksiin vuosikeskiarvoja käytettäessä. Mallinnuksen mukaan Arrajärven tilaa pystyttäisiin kuitenkin parantamaan tehokkaimmin ulkoista kuormitusta vähentämällä. Hyvään tilaan pääsemiseksi kuormitusvähennystarve on kuitenkin suuri.

4.4 SISÄINEN KUORMITUS

LLR-mallinnuksen (ks. Kappale 4.3 sekä Liite 4, Kotamäki 2014) mukaan Arrajärven sisäinen fosforikuormitus on 3 % ulkoisesta kuormituksesta (0,5 kg/vrk). Jos sisäinen kuormitus saataisiin puolitettua, ei sillä olisi suurta vaikutusta järven fosforipitoisuuteen, ellei ulkoista kuormitusta vähennetä (Liite 4, Kotamäki 2014). Sisäisen kuormituksen osuus saattaa olla suurempi, jos todellinen ulkoinen kuormitus on mallinnettua alhaisempi. Mahdollisia sisäisen kuormituksen mekanismeja on useita, ja seuraavassa niiden merkitystä Arrajärven tilalle pyritään arvioimaan.

Tuuli

Järven pohjassa ja pohjasedimentin huokosvedessä on aina huomattavasti enemmän ravinteita kuin yläpuolisessa vesipatsaassa. Matalissa järvissä tuulen sekoittava vaikutus voi ulottua pohjaan saakka, jolloin ravinteita voi sekoittua pohjalta veteen. Näin voi käydä etenkin, jos pohjalla ei ole kasvillisuutta sitomassa löyhää sedimenttiä. Rehevissä järvissä planktonlevien lisääntynyt kasvu samentaa vettä heikentäen pohjan valaistusolosuhteita, jolloin pohjakasvillisuus tyypillisesti taantuu.

Järven alttiutta resuspensiolle, eli sedimentin uudelleen sekoittumiselle voidaan arvioida sekoittumisindeksin avulla (Index of mixing; Giziński 1978), mikä on päällysveden paksuus jaettuna järven keskisyvyydellä. Lämpötilan vertikaalimittausten perusteella Arrajärven päällysveden paksuus oli pienimmillään 2 m, harppauskerroksen muodostuessa 2–4 metrin välille (Kuva 7). Kerrostuneisuus ei kuitenkaan ollut lämpötilan suhteen jyrkkä, ja kerrostuneisuus purkaantui helposti veden ollessa elokuun lopussa jo tasalämpöistä. Arrajärven teoreettinen päällysveden paksuus on noin 8 metriä laskentakaavalla, jossa käytetään järven suurinta tuulelle tehoisaa pituutta ja leveyttä (Patalas 1960, Mieszczański & Noryskiewicz 2000 mukaan; $4,4\sqrt{D}$, jossa $D = (\text{pituus} + \text{leveys, km})/2$). Tämä on jo lähellä järven maksimisyvyyttä, joten kerrostuneisuuden voi olettaa olevan heikko. Sekoittumisindeksiksi tulee yli 1, mikä viittaa suureen resuspension todennäköisyyteen. Tähän sisäisen kuormituksen mekanismiin on vaikea puuttua, sillä se riippuu järven muodoista ja syvyysuhteista. Jos järven ulkoinen kuormitus vähenee ja muiden kunnostustoimien myötä vesi kirkastuu, voivat pohjalehtiset kasvit levitä syvemmälle sitoen sedimenttiä.

pH

Leväkukintojen aikaan aktiivinen yhteyttäminen voi kohottaa päällysveden pH:n jopa yli 9:ään. Myös hyvin tiheissä vesikasvikasvustoissa pH voi kohota päiväaikaan yhteyttämisen

seurauksena (Kairesalo 1980). Syvässä vedessä pH on yleensä matalampi hengitysreaktioiden tuottamasta hiilidioksidista johtuen. Korkeaksi nouseva pH voi lisätä ravinteiden vapautumista sedimentistä etenkin matalilla alueilla, jotka ovat kosketuksissa päänlysveden kanssa. Jos pH sedimentin ja veden rajapinnassa nousee yli 8:n, fosforin vapautuminen sedimentistä voi lisääntyä useiden eri prosessien kautta, irroten mm. rauta- ja alumiiniyhdisteistä (Håkanson & Jansson 1983). Arrajärven pitkäaikaisella Sepänsaaren seurantapisteellä pintaveden pH on ylittänyt arvon 8 useamman kerran (Kuva 5). Tähänkään sisäisen kuormituksen mekanismiin ei ole suoraa ratkaisua. Jos järven ulkoinen kuormitus vähenee ja kunnostustoimien myötä rehevyys ja leväkukinnot vähenevät, alenee myös riski pH:n nousuun.

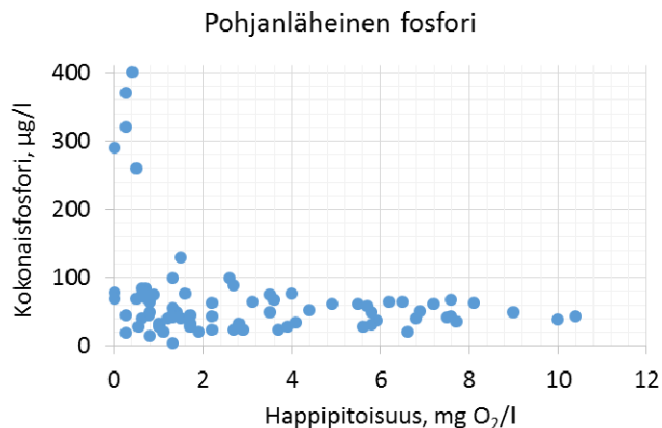
Hapettomuus

Orgaanisen aineen hajotus ja hengitysreaktiot kuluttavat happea. Happi saattaa kulua loppuun etenkin järven syvänteissä, joihin orgaanista, hajoavaa ainesta kertyy. Syvän veden alueella valo ei riitä yhteyttämislle. Kun päänlysvesi kesällä lämpenee, tiheyseroista johtuen järvi kerrostuu, eikä tuulen voima pääse sekoittamaan järveä ja tuomaan hapekasta vettä pohjalle. Näin ollen happi voi syvänteissä kulua loppuun. Myös hyvin tiheissä ruovikoissa voi happi käydä vähiin yöllä, kun happea tuova yhteyttäminen on vähäistä ja hengitysreaktiot vallitsevat. Happi voi kulua loppuun myös talviaikana, jolloin ilmasta ei saada happitäydennystä jääkannen alle, eikä valo riitä yhteyttämislle. Happea kuluttava orgaanisen aineen hajotustoiminta jatkuu hitaasti myös talvella. Hapettomissa olosuhteissa järven pohjaan muodostuvat pelkistävät olosuhteet, jolloin etenkin rautayhdisteisiin sitoutunut fosfaatti voi vapautua. Kemiallisen pelkistysreaktion lisäksi mikrobitoiminnalla on merkitystä fosfaatin vapautumisessa (Kalff 2003). Mikrobiprosessien muuttuminen anaerobiseksi voi näkyä myös ammoniumtyyppipitoisuuden kohoamisena alusvedessä, kun nitrifikaatio hidastuu. Hapettomissa olosuhteissa voi syntyä myös kaasua, kuten metaania ja rikkivetyä. Kaasukuplien kohoaminen sedimentistä tehostaa ravinteiden siirtymistä pohjalta veteen.

Arrajärven syvänealueella tavataan hapettomuutta sekä talvi- että kesäkerrostuneisuuskausina (Kuva 4). Myös pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat kohonneet ajoittain korkealle. Arrajärven suurimmat havaitut fosforipitoisuudet pohjanläheisessä vedessä ovat todennäköisesti yhteydessä veden happipitoisuuden alenemiseen, mutta muutoin selvää yhteyttä pohjanläheisen happi- ja fosforipitoisuuden välillä ei ole (Kuva 23). Happipitoisuuden vertikaalimittausten (Kappale 3.3) sekä sedimenttitutkimuksen perusteella (Kappale 3.10) näyttää siltä, että hapettomuus syvänealueella on yleistä, muttei välttämättä kovin pitkäkestoista. Teoreettinen sekoittumissyvyys Arrajärvellä on yli 8 metriä, mikä viittaa heikkoon kerrostuneisuuteen. Hapen kuluminen on kuitenkin hyvin nopeaa sopivien kerrostumisolosuhteiden muodostuessa. Esimerkiksi pitkällä tyynellä jaksolla vähähapinen vesi nousi enimmillään 3–4 metrin syvyyteen (Kuva 7). Myös talvina, jolloin jääkansi muodostuu aikaisin ja vesi ja sedimentti jäävät kohtuullisen lämpimiksi, voi happi vähetä jo 3 metrin syvyydessä (Kuva 4). Kun tarkastellaan järven syvyyssuhteita (hypsografia, Kuva 8), on yli 3 metriä syvien alueiden osuus järven pinta-alasta jopa 47 %. Mustat sulfidiraidat

vähenevät selvästi sedimentissä kuitenkin jo 6 metrin syvyysvyöhykkeellä, joten hapettomuus ei ole tällä syvyydellä enää yleistä. Yleisemmin hapettomuudesta kärsivien vähintään 7 metriä syvien alueiden osuus järven kokonaispinta-alasta on vain 1,6 %.

Järvien happitilanteen parantamiseksi kunnostamiskeinona voidaan käyttää hapetusta (Lappalainen & Lakso 2005). Arrajärvellä vähähappisuus on pidempikestoista vain hyvin pienellä alueella, joten mahdollisuudet Arrajärven tilan parantamiseen hapetuksella ovat heikot.



Kuva 23. Arrajärven kokonaisfosforipitoisuuden yhteys happipitoisuuteen pohjanläheisessä vedessä (1 m pohjasta). Korkeimmat fosforipitoisuudet on havaittu happipitoisuuden ollessa alhainen. Muutoin pitoisuudet vaihtelevat varsin laajasti happipitoisuudesta riippumatta.

Särkikalat

Termillä bioturbaatio tarkoitetaan järven eliöstön aiheuttamaa pohjan pöyhintää ja muokkausta, joka vaikuttaa sedimentin rakenteeseen ja ravinteiden vapautumiseen. Pohjaeläimet, kuten surviaissääsken toukat, liikkuvat pohjassa ja kaivavat sinne käytäviä. Sekoitustoiminta voi lisätä ravinteiden vapautumista, mutta pohjaeläinten toiminta voi myös edistää ravinteiden pidättymistä. Kaivamalla käytäviä sedimenttiin pohjaeläimet pitävät sitä hapellisenä ja luovat hapettoman ja hapellisen sedimentin rajapintoja, jotka ovat mikrobitoiminnalle edullisia.

Rehevöitymisen myötä järven ravintoverkon rakenne ja toiminta muuttuu. Särkikalat runsastuvat ahvenkalojen kustannuksella, sillä sameassa vedessä ne pystyvät kilpailemaan ravinnosta paremmin. Särkikalat, etenkin särki ja lahna, käyttävät pohjaeläimiä ravinnokseen, ja ravintoa etsiessään ne pölyttävät sedimenttiä ja vapauttavat siitä ravinteita veteen. Särkikalat ruokailevat pohjalla ja ranta-alueilla, ja siirtyessään ulappa-alueelle ne kuljettavat pohjalta sitomansa ravinteet ja vapauttavat niitä veteen levien käyttöön. Myös ahvenkannat voivat olla tiheitä ja koostua pääosin pienistä yksilöistä. Pienet kalat kierrättävät ravinteita nopeammin suhteessa isoihin kaloihin (Tarvainen ym. 2002; Tarvainen 2007). Tiheät, pienistä yksilöistä koostuvat särkikalakannat voivat vaikuttaa merkittävästi veden laatuun (Horppila ja Kairesalo 1992; Horppila ym. 1998). Tämä voi

näkyä selvänä järven ravinnepitoisuuden nousuna kesän aikana. Arrajärvellä ravinnepitoisuuksia ei ole mitattu useana kertana kesän aikana, joten kesänaikaista nousua on vaikea arvioida. Kesän ravinnepitoisuudet päällysvedessä ovat kuitenkin jopa yli kaksinkertaiset talven pitoisuuksiin nähden (Kuva 4). Vuoden 2013 koekalastustulosten perusteella Arrajärven kokonaisyksikkösaaliit olivat erittäin korkeat ja kalasto oli särkikalavaltaista ja varsin pienikokoista. Petokalojen osuus oli kuitenkin varsin hyvällä tasolla (Kappale 3.8; Liite 5, Kuisma 2014).

Kalojen aiheuttama ravinteiden siirto sedimentistä veteen aiheuttaa suoraan sisäistä kuormitusta, mutta kaloilla on myös epäsuora vaikutus levämääriin eläinplanktonin kautta. Tiheät kalaparvet saalistavat tehokkaasti eläinplanktonia, jolloin vain pienet lajit ja yksilöt voivat menestyä. Pienikokoisen eläinplanktonin laidunnusteho ja kyky pitää levien kasvua kurissa on suuria lajeja huonompi. Eläinplanktonitutkimuksen perusteella Arrajärven eläinplankton yhteisössä vallitsevat rataseläimet, kyklooppihankajalkaiset sekä pienikokoiset vesikirput (Kappale 3.5). Tämä viittaa voimakkaaseen eläinplanktoniin kohdistuvaan saalistuspaineeseen. Eläinplanktonin laidunnustehoa voidaan arvioida myös klorofylli/fosfori-suhteen perusteella (Kuva 9). Luku ilmentää hoitokalastuksen tarvetta, jos se on 0,3–0,4 tai suurempi (Sammalkorpi & Horppila 2005; Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Suhdeluku on heilahdellut, mutta on ollut viime vuosina selvästi yli tämän arvon, ja näyttäisi olevan jopa kasvusuunnassa. Arrajärvellä eläinplanktonia saalistavat kalojen lisäksi *Chaoborus*-sulkasääsken toukat, mutta niiden esiintyminen näyttäisi rajoittuvan varsin pienelle alueelle (ks. Kappale 3.7).

Tulosten perusteella näyttää siltä, että kaloilla on merkitystä Arrajärven sisäiselle kuormitukselle. Kalojen aiheuttamaan sisäiseen kuormitukseen kunnostuskeinona on käytetty ravintoketjukurinostusta, eli käytännössä teho- ja hoitokalastusta sekä petokalakantojen vahvistamista istutuksin tai kalastusta sääntelemällä (Sammalkorpi & Horppila 2005). Kalastetun massan mukana järvestä saadaan myös pois kaloihin sitoutuneita ravinteita. Arrajärven hoitokalastustarvetta on arvioitu tarkemmin Liitteessä 5 (Kuisma 2014).

5 JÄRVEN ONGELMIEN KUVAUS

Arrajärven tila on tällä hetkellä tyydyttävä. Järven ongelmana on pitkällä aikavälillä tapahtunut rehevöityminen, mikä ilmenee etenkin sinileväkukintoina, verkkojen limoittumisena sekä kasvillisuuden lisääntymisenä ranta-alueella sekä matalilla lahtialueilla. Ongelmat keskittyvät järven etäosaan, joka on Kymijoen vaikutusalueella olevaa pohjoisosaa selvästi rehevämpi. Rehevöitymisen myötä lisääntynyt orgaanisen aineen tuotanto lisää happea kuluttavaa hajotustoimintaa. Järven keskeisessä syvänteessä havaitaan säännöllisesti hapettomuutta. Järvi on kuitenkin matala ja varsin suuri, joten se ei kerrostu jyrkästi eikä pitkäaikaisesti. Vaikka hapen kuluminen on nopeaa, ovat syvänteiden happiongelmat pääosin lyhytaikaisia ja pienelle alueelle rajoittuvia. Hetkellisesti tilanne voi

kuitenkin olla huomattavan heikko. Kalasto on rehevöitymisen myötä muuttunut tiheäksi ja särkikalavaltaiseksi. Hoitokalastuksella ja petokalaistutuksilla järven petokalakantaa on saatu vahvistettua. Särkikalakannat ovat kuitenkin edelleen suuria.

Rehevöitymisen taustalla on pitkään jatkunut järven sietokykyyn nähden liian suuri ulkoinen kuormitus. Arrajärven ulkoinen kuormitus on hyvän tilan saavuttamiseen nähden liian korkealla tasolla. Arrajärven valuma-alueella on aktiivista maataloutta sekä viemäröinnin ulkopuolella olevaa haja- ja loma-asutusta. Ulkoisen kuormituksen vähennystarve on suuri. Lahtialueiden umpeenkasvua on voinut lisätä myös säännöstelyn aiheuttama vakaa veden pinta ja kevättulvien poistuminen. Järven tämän hetkiseen tilaan vaikuttaa myös sisäinen kuormitus. Vaikka sen osuus on mallinnuksen mukaan ulkoiseen kuormitukseen nähden pieni, on kalastolla todennäköisesti vaikutusta sinileväkukintojen syntymiseen. Levämäärä on fosforitasoon nähden suuri ja eläinplanktonin laidunnusteho on heikko.

Ilmastonmuutos ei tule helpottamaan järven tilan kehitystä, jos ulkoinen kuormitus kasvaa lisääntyneen sadannan myötä, ja samaan aikaan kesäkerrostuneisuus voimistuu pintaveden lämpötilojen noustessa.

6 HANKKEEN TAVOITTEET

Arrajärven kunnostamisen pitkän aikavälin tavoitteena tulisi olla *Keskikokoisille humusjärville (Kh)* määriteltä hyvä ekologinen tila, mikä on EU:n vesipuitedirektiivin mukainen vesienhoidon tavoite. Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve hyvään tilaan pääsemiseksi on niin suuri, että tavoite on vaikea saavuttaa. Ensi vaiheessa kunnostuksen tavoite kannattaa asettaa realistiseksi. Realistisena tavoitteena on etenkin *välttävää* tai *huonoa* tilaa ilmentäneiden muuttujien saaminen vähintään *tydyttävään* tilaan. Näitä ovat Arrajärven kokonaisfosfori- ja klorofyllipitoisuudet, sekä kalaston osalta paino- ja lukumääräyksikkösaalis sekä särkikalojen osuus.

Lisäksi tavoitteena on järven virkistyskäyttöarvon paraneminen, mikä on tavoitteena yhteneväinen ekosysteemin tilan parantamisen kanssa. Järvellä on huomattavaa merkitystä kalavetenä, joten tavoitteena on myös kalastuksellisen arvon lisääminen.

Konkreettisena tavoitteena on veden laadun paraneminen, eli käytännössä veden kirkastuminen, sinileväkukintojen harventuminen sekä limoittumishaittojen väheneminen. Järven kalaston osalta tavoitteena on särkikalavaltaisuuden vähentäminen ja petokalakantojen tukeminen, mikä osaltaan lisää järven kalastuksellista arvoa. Matalien lahtialueiden osalta tavoitteena on umpeenkasvun hidastaminen. Pitkän aikavälin tavoitteena on myös happitilanteen parantuminen, jolla on merkitystä sisäisen kuormituksen kannalta. Hyvä happitilanne on eduksi myös viileää, hapekasta alusvettä vaativille kaloille, kuten siialle ja kuoreelle.

7 ARRAJÄRVELLE SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET

7.1 SOVELTUVAT TOIMENPITEET

Hyvään tilaan pääsemiseksi Arrajärven ulkoista kuormitusta tulisi LLR-mallinnuksen mukaan vähentää fosforin osalta jopa 42 % ja typen osalta 12 % (Liite 4, Kotamäki 2014). Vielä suurempia kuormitusvähennyksiä tarvittaisiin, jotta järven levämäärää ilmentävä a-klorofylli saataisiin hyvän tilan puolelle. Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve hyvään tilaan pääsemiseksi on niin suuri, että tavoite on vaikea saavuttaa. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen niin, että järven fosforipitoisuus alenisi *välttävästään tyydyttävälle* tasolle on kuitenkin realistista saavuttaa. Jo tällä olisi edullisia vaikutuksia veden laatuun ja samalla estettäisiin veden laadun heikkeneminen.

Ulkoista kuormitusta kannattaa vähentää myös siksi, että järven sisäisten hoitotoimenpiteiden vaikutukset ovat palautuvia, jos ulkoinen kuormitus ylittää jatkuvasti järven sietokyvyn. Sisäisen kuormituksen vähentämisellä on LLR-mallinnuksen mukaan vain pieni merkitys järven tilaan. Järven kalastolla on kuitenkin todennäköisesti merkitystä sinileväkukintojen syntymiseen, sillä järven levämäärä on fosforitasoon nähden korkea ja eläinplankton pienikokoista. Näin ollen ravintoketjukurinnot voisi vähentää leväkukintoja, vaikkei sillä yksinään pystyisi alentamaan järven ravinnepitoisuuksia.

Arvio erilaisten kunnostusmenetelmien soveltuvuudesta Arrajärvelle on esitetty tiivistettynä Taulukossa 8. Arrajärvelle ensisijaisena toimenpiteenä suositellaan ulkoisen kuormituksen vähentämiseen tähtääviä toimenpiteitä valuma-alueella. Järven sisäisistä, rehevyyttä vähentävistä toimenpiteistä Arrajärvelle suositellaan ravintoketjukurinnotusta, jota on jo hoitokalastuksena toteutettukin. Hapetus ei ole kustannustehokas vaihtoehto Arrajärven kunnostuksessa. Monitavoitteisista menetelmistä tarvetta on lähinnä vesikasvillisuuden niitoille umpeenkasvavissa lahdissa.

Taulukko 8. Eri kunnostusmenetelmien soveltuvuus Arrajärvelle: +++ suositeltava toimenpide, +-hyödyt eivät selviä haittoihin tai kustannuksiin nähden, - ei suositella.

Menetelmä	Soveltuvuus	Perustelut
<u>Ulkoisen kuormituksen vähentäminen</u>		
Kuormituksen synnyn vähentäminen	+++	Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve suuri, myös mahdollisuuksia toteuttaa
Kuormituksen alentaminen syntypaikan ulkopuolella	+++	Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve suuri, myös mahdollisuuksia toteuttaa
<u>Rehevyyttä vähentävät, järven sisäiset kunnostusmenetelmät</u>		
Ravintoketjukurinnot	+++(-)	+ Hoitokalastus ja petokalaistutukset ovat jo tuottaneet tuloksia: petokalojen osuus kasvanut Leväkukinnot jatkuvat, eläinplankton pienikokoista ja särkikalojen tiheys suuri → teho- ja hoitokalastukselle tarvetta

		Sulkasääsken runsastumisriski rajoittuu pienelle alueelle Korkeasta rehevyydestä johtuen varauduttava pitkäkestoiseen työhön. Ravinnepitoisuuksien alentaminen pelkästään ravintoketjukurkennostuksella vaikeaa
Hapetus	-	Syvännealueen merkitys järven kokonaisuuden kannalta pieni, matalien alueiden prosessit tärkeitä sisäiselle kuormitukselle Ei kustannustehokasta tällä hetkellä
Fosforin kemiallinen saostus	-	Soveltuu Arrajärveä pienempiin järviin, joissa myös pidempi viipymä
Alusveden poisjohtaminen	-	Arrajärven kerrostuneisuus heikko, ei saavuteta etua
Lisäveden johtaminen	+-	Mahdollisuudet rajalliset, ei saavuteta pysyvää muutosta
<u>Monitavoitteiset menetelmät</u>		
Vesikasvillisuuden vähentäminen	++	Umpeenkasvavissa lahdissa niittotarve
Ruoppaus	+-	Salmin kapeikon avoimena pysymistä seurattava Aiheuttaa samentumista ja ravinteiden irtoamista Ei ensisijainen, ei tarvetta tällä hetkellä
Säännöstelyn kehittäminen	+-	Kevättulvien palauttaminen mahdollisesti eduksi hauelle sekä umpeenkasvun ehkäisylle Selvät haitat maataloudelle, mökkeilylle ja virkistyskäytölle.

7.2 ULKOISEN KUORMITUKSEN VÄHENTÄMINEN

Arrajärvelle tehdyn LLR-mallinnuksen mukaan ulkoisen kuormituksen vähennystarve on fosforin osalta 42 % ja typen osalta 12 % (ks. Kappale 4.3; Liite 4, Kotamäki 2014). Näin suuriin kuormitusvähennyksiin on vaikea päästä. Pienemmätkin kuormitusvähennykset kannattaa kuitenkin tehdä, sillä ulkoisen kuormituksen vähentämisellä vaikutetaan tehokkaimmin Arrajärven veden laatuun. Tyydyttävään tilaan fosforipitoisuus nousisi 50 %:n todennäköisyydellä jo 6–7 %:n vähennyksellä (Kuva 1 Liitteessä 4, Kotamäki 2014).

Kuormitusta voidaan vähentää useilla eri menetelmillä, jotka voidaan jakaa kuormituksen synnyn vähentämiseen sekä kuormituksen vähentämiseen syntypaikan ulkopuolella. Kaikkein tehokkainta on kuormituksen synnyn vähentäminen, sillä suureen vesimäärään liuenutta kuormitusta on vaikea pysäyttää myöhemmin. Kuormituksen vähentäminen syntypaikan ulkopuolella tarkoittaa erilaisia vesiensuojelurakenteita, joilla kuormitusta pyritään pidättämään ennen sen päätymistä järveen. Seuraavaan on koottu yleisiä, kirjallisuudesta löytyviä ohjeita kuormituksen vähentämiseen.

7.2.1 Kuormituksen synnyn vähentäminen

Maatalous

Arrajärven valuma-alueella on aktiivista maataloutta. Maatalouden aiheuttamaa kuormitusta voidaan estää parhaiten sellaisilla toimenpiteillä, jotka estävät peltojen pintaeroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista. Ravinteiden ja pintamaan pysyminen pellossa sekä maan hyvä kasvukunto ja kuivatustila ovat myös viljelyn kannattavuuden kannalta olennaisia asioita ja siten yhteneväisiä kuormituksen vähentämistavoitteiden kanssa. Eroosion määrä vaihtelee paljon pellon maalajista, kaltevuudesta, kasvipeitteestä sekä sääoloista riippuen. Suurin kiintoaine- ja ravinnekuormitus tapahtuu yleensä keväällä lumien sulaessa tai kesällä ja syksyllä rankkasateiden aikaan. Ilmastomuutoksen myötä lauhtuvat, lumettomat talvet voivat lisätä talviaikaista valuntaa samalla, kun lumen sulamisesta johtuvat kevättulvat jäävät pois. Voimakkainta eroosio on silttipitoisilla mailla, kun taas runsas orgaanisen aineen määrä maaperässä rajoittaa eroosiota (Peltonen 1996, Mattilan 2005 mukaan).

Lannoitusmäärien saamiseksi oikealle tasolle peltojen fosforitaso voidaan määrittää viljavuusanalyysillä. Nykyään tehdään myös lohkoakohtaisia ravinnetaselaskelmia, joilla pyritään mahdollisimman tehokkaaseen lannoituksen käyttöön, mikä vähentää myös ravinnehuuhtoumia (Rajala 2001, Hagmanin 2012 mukaan; Mattila 2005). Karjanlannan aiheuttamaa kuormitusta vähentää lannan levittäminen vain kokonaan sulaan maahan mieluiten kasvukauden alussa, hehtaaria kohti määritetyn enimmäismäärän mukaisesti. Tämä edellyttää tiivistä lantala ja 12 kk:n varastotilavuutta (Mattila 2005). Ympäristöministeriön ohjeet kotieläintalouden ympäristönsuojelusta antaa ohjeita myös lannanlevityksestä (Ympäristöministeriö 2010).

Kuormitusta voidaan vähentää myös viljelyteknisillä toimenpiteillä (Mattila 2005). Jos pelto kynnetään rantojen ja ojien suuntaisesti, vähenee fosforikuormitus huomattavasti verrattuna ojaan kohtisuorasti tehtyyn kyntöön. Maan rakenteen hoito ja kasvipeitteisen ajan lisääminen (kevätkuokkaus, syysviljat, kerääjäkasvit, nurmiviljely, suorakylvö) vähentävät eroosiota ja fosforin huuhtoumaa etenkin eroosioherkillä tai tulvavesien vaivaamilla alueilla.

Säätösalaajitus on keino parantaa pellon vesitaloutta kasvukauden aikana. Siinä normaaliin salaajitukseen on lisätty säätökaivot, joiden avulla salaajissa olevan veden pinnankorkeutta voidaan säätää vallitsevien sääolosuhteiden mukaan. Tällöin kastelutarve vähenee ja kasvit käyttävät ravinteet tehokkaammin hyväkseen. Menetelmä toimii ja on taloudellisesti kannattava kuitenkin vain hiekka- tai hietapitoisilla, varsin tasaisilla peltomailla (Mattila 2005).

Kuormitusta voidaan pidättää myös muodostumisalueellaan erilaisten toimenpiteiden, kuten suojakaistojen ja -vyöhykkeiden avulla (Harjula ja Sarvilinna 2003; Mattila 2005). Suojavyöhykkeet vähentävät tehokkaasti ravinne- ja kiintoainekuormitusta vesistöihin. Suojavyöhyke on pellolle järven, joen, puron tai valtaojan varrelle perustettu monivuotisen kasvillisuuden peittämä alue, jota ei lannoiteta eikä käsitellä kasvinsuojeluaineilla.

Perustamiseen voi saada ympäristötukea, jonka määrittelyn mukaan vyöhykkeen on oltava vähintään 15 m leveä. Hoito tapahtuu ensisijaisesti niittämällä tai laiduntamalla. Suositeltavia kohteita ovat erityisesti kaltevat (kaltevuus yli 10 %), ojaan tai vesistöön viettävät pellot, helposti sortuvat rantapellot, sekä toistuvasti tulvavesien alle jäävät alueet. Suojakaistat ovat kapeampia, 1–3 metrin levyisiä ojan tai vesistön varteen jätettäviä alueita, jotka ovat maatalouden ympäristötuen perustuen edellytyksenä.

Pelto-ojien uomaeroosiota voidaan vähentää luiskia vahvistamalla tai loiventamalla. Loiventaminen lisää uoman tulvatilavuutta ja vähentää sortumista (Mattila 2005). Jos uoman vedenjohtokykyä on tarvetta parantaa, voidaan se tehdä luonnonmukaisen vesirakentamisen menetelmillä kaivamalla uoman poikkileikkaus kaksitasoiseksi. Vanha mutkitteluva uoma säilytetään koskemattomana alivesiuomana, jossa vesi virtaa kuivaan aikaan. Keskivedenkorkeuden yläpuolelle alivesiuoman viereen kaivetaan tulvatasanne, jonka annetaan kasvittua. Vesi nousee sille korkean veden aikaan hilliten tulvavesien nousua pelloille ja vähentäen luiskien sortumista (Toivonen & Korkiakoski 2014). On myös huomattava, että valuma-alueen yläosaan rakennettavat pato- tai allasratkaisut varastoivat vettä valuma-alueen yläosiin. Tällöin ylivalumat alapuolisilla alueilla pienenevät, jolloin veden hallinta pelto-ojissa helpottuu ja uomaeroosio pienenee.

Asiantuntevaa, tilakohtaista neuvontaa maatalouden tuotantomenetelmien, maaperän kasvukunnon ja vesiensuojelun kehittämiseksi sekä erilaisten ympäristötukien hakemiseksi saa ProAgria Etelä-Suomesta sekä Neuvo 2020-mautilojen neuvontajärjestelmän kautta. Lisätietoa maatalouden ympäristötuista löytyy myös Maaseutuviraston Internet-sivuilta (www.mavi.fi) kohdasta viljelijätuet.

Metsätalous

Arrajärven valuma-alueella on suhteellisen vähän metsätaloutta. Metsätalouden kuormitukseen vaikuttavat paitsi toteutetut metsänhoitotoimenpiteet, niiden etäisyys vesistöön, alueen maaperä ja pinnanmuodot, sekä sääolot (Harjula & Sarvilinna 2003; Ahola & Hyvärinen 2013). Uusia ojituksia ei nykyään juuri tehdä, joten eniten metsätaloustoimenpiteistä kuormitusta aiheuttaa kunnostusojitus. Peratusta uomasta irtoaa kiintoainetta ja ravinteita, jotka kulkeutuvat valumaveden mukana alapuoliseen vesistöön, etenkin heti perkausta seuraavien vuosien aikana. Ravinteet aiheuttavat rehevöitymistä, orgaaninen kuormitus hapen kulumista ja kiintoaines liettymistä. Vesistökuormitusta aiheuttaa myös muokkaus, jonka tarkoituksena on johtaa vettä pois muokkausalueelta (mm. ojitusmätästys). Muita metsätalouden kuormituslähteitä voivat olla ojiin jääneet hakkuutähteet sekä metsänlannoitus (Ahola & Hyvärinen 2013).

Tehokkain keino kuormituksen synnyn vähentämiseksi on perkaamatta jättäminen. Jos alueen ojastoa täytyy perata, valitaan perattavaksi vain ne ojat, joissa on välitön perkaustarve. Perkaamista tulisi kuitenkin välttää etenkin isoissa laskuojissa, sekä jyrkissä rinteissä olevissa ojissa. Ojia ei myöskään pidä perata järven tai lammen rantaan asti, vaan

rantaan jätetään kaivukatko. Myös perattaviin ojiin suositellaan jätettäväksi perkaamattomia kaivukatkoja, jos niiden teko on mahdollista. Tarvittavat vesiensuojelurakenteet rakennetaan ennen perkausta. Suojavyöhykkeet parantavat vesiensuojelua myös metsätalousalueilla. Järven rannalle ja ojien reunoille jätettävässä suojavyöhykkeessä ei muokata, lannoiteta tai poisteta pintakasvillisuutta. Rinnemaastossa suojavyöhykkeiden pitäisi olla leveämpiä kuin tasaisessa maastossa (Liite 7, Ahola 2014). Äestysten osalta kuormitusta voidaan vähentää tekemällä äestys rannan tai ojan suuntaisesti, ei rinteiden laskusuunnassa, eli suoraan kohti vesistöä.

Metsätaloudessa vesiensuojelun tavoitteena on eroosion synnyn estäminen sekä jo syntyneen eroosion vähentäminen erilaisilla vesiensuojelurakenteilla (ks. Kappale 7.2.2). Vesiensuojelun kannalta riskikohteiden tunnistaminen on tärkeää. Oikein tehdyillä, kohteen ominaispiirteisiin parhaiten soveltuvalla ja oikein mitoitettulla vesiensuojeluratkaisuilla voidaan vähentää merkittävästi kiintoaineen ja ravinteiden huuhtoumaa (Ahola & Hyvärinen 2013).

Metsätalouden vesiensuojelua valvotaan vesilain mukaisesti kunnostusohjelmien hankkeista tai muusta ojan perkauksesta vastaavan on ilmoitettava kirjallisesti muusta kuin vähäisestä ojituksesta valtion valvontaviranomaiselle vähintään 60 vuorokautta ennen ojitukseen ryhtymistä. Lisäksi metsätalouden vesiensuojelua valvotaan esimerkiksi kestävän metsätalouden rahoituslain tuella rahoitettavissa kunnostusohjelmahankkeissa, joissa pitää tehdä kattava, tuen myöntävän viranomaisen tarkastama vesiensuojelusuunnitelma. Hyvän vesiensuojelun toteuttaminen metsätaloudessa on kansallisen metsäohjelman 2015 ja valtioneuvoston periaatepäätöksen tavoite. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio on laatinut yleiset metsätalouden vesiensuojelusuositukset (Joensuu ym. 2012). Lisäksi useilla metsäyhtiöillä on omat suosituksensa omille maille.

Haja-asutuksen ja loma-asuntojen jätevesien hallinta

Arrajärven valuma-alueella on viemäriverkon ulkopuolella olevaa haja-asutusta sekä runsaasti loma-asuntoja. Hajajätevesien osuus Arrajärven kuormituksesta on varsin suuri. Hajajätevesien sisältämä fosfori on suoraan leville käyttökelpoisessa liukoisessa muodossa, minkä vuoksi jätevesikuormitus rehevöittää järveä hyvin helposti. Lisäksi jäteveden orgaaninen aines kuluttaa happea ja käymälävesien bakteerit ja virukset ovat hygieniariski.

Haja-asutuksen talousjätevesien käsittelystä säädetään ympäristönsuojelulain (YSL). Sitä koskeva lakimuutos tuli voimaan maaliskuussa 2011. Tällöin annettiin valtioneuvoston uusittu asetus 209/2011 talousvesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla. Asetuksen 3 §:ssä annetaan vähimmäisvaatimukset jätevesien puhdistustasolle. Talousjätevedet on puhdistettava siten, että ympäristöön aiheutuva kuormitus vähenee orgaanisen aineen osalta vähintään 80 prosenttia, kokonaisfosforin osalta vähintään 70 prosenttia ja kokonaistypen osalta vähintään 30 prosenttia verrattuna haja-asutuksen kuormitusluvun avulla määritettyyn käsittelemättömän jäteveden

kuormitukseen. Kunta voi halutessaan tiukentaa kyseisiä määräyksiä pilaantumiselle herkillä alueilla, kuten vesistöjen läheisyydessä ja pohjavesialueilla. Vuoden 2014 lopussa ympäristöministeri on ilmoittanut, että jätevesiasetusta hieman muutetaan. Merkittävien muutosten rantakiinteistöjen osalta on se, että siirtymäajan loppua jatketaan parilla vuodella vuoden 2018 maaliskuuhun.

Jos oma jätevesien käsittelyjärjestelmä ei täytä lain vaatimuksia, on liittyminen vesihuoltolaitoksen tai vesiosuuskunnan viemäriverkostoon suositeltavaa myös haja-asutusalueilla. Jos tällaista mahdollisuutta ei ole, on talousvesien käsittelyyn tarjolla useita vaihtoehtoja, mm. sakokaivot ja maahanimeytys tai maasuodattamo, umpisäiliö tai pienpuhdistamo. Vesi-WC:n hyvänä vaihtoehtona voi olla myös kuivakäymälä. Jätevesijärjestelmän toimivuuden kannalta olennaista on valita kiinteistölle oikeantyyppinen järjestelmä. Mahdollisuuksiin vaikuttavat asukkaiden määrä, kiinteistön käyttöaika ja varustetaso sekä tontin koko ja maaperä. Sijainti lähellä vesistöä tai pohjavesialueella tuovat omat puhdistusvaatimukset käsittelyjärjestelmälle. Kiinteistökohtainen selvitys ja ammattilaisten suunnitteluapu auttavat käsittelyjärjestelmän valinnassa. Lisätietoja saa kunnan ympäristöviranomaisilta sekä esimerkiksi ajan tasaisilta internet-sivuilta <http://www.ymparisto.fi/hajajatevesi>.

7.2.2 Kuormituksen alentaminen syntypaikan ulkopuolella

Syntynyttä kuormitusta voidaan vähentää erilaisilla vesiensuojelurakenteilla ennen sen päätymistä järveen (Harjula ja Sarvilinna 2003; Mattila 2005; Ahola & Hyvärinen 2013; Liite 7, Ahola 2014). Sopivan vesiensuojelurakenteen valintaan vaikuttavat ennen kaikkea yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala, maaston kaltevuus sekä maalaji. Tulouomaan järven läheisyyteen sijoitettavat rakenteet käsittelevät kaiken järveen tulevan kuormituksen, ja ovat siksi vesiensuojelun kannalta edullisia. Jos yläpuolinen valuma-alue on hyvin suuri, voi ongelmia tulla kuitenkin siitä, että hallittavat vesimäärät kasvavat suuriksi. Tällöin toimivan vesiensuojelurakenteen vaihtoehdot vähenevät, ja esimerkiksi kosteikon vaatimat pinta-alat kasvavat suuriksi. Valuma-alueen yläosaan rakennettavat pato- tai allasratkaisut varastoivat vettä valuma-alueen yläosiin, jolloin ylivalumat alapuolisilla alueilla pienenevät ja selvittää usein huomattavasti pienemmillä rakenteilla, jotka ovat myös edullisia ja helpommin huollettavia (Mattila 2005).

Lietekuopat ovat metsätalouden yksittäisten sarkaojien vesiensuojelukeino (valuma-alue korkeintaan 5 ha), joiden tarkoituksena on kerätä veden mukana kulkeutuvaa karkeaa kiintoainesta. 1–2 m³ suuruinen syvennys tehdään jokaisen sarkaojan alkuun sekä pidempiin sarkaojiin 100–150 metrin välein.

Laskeutusallas soveltuu sekä metsä- että maatalousvaltaisille alueille. Tarkoituksena on hidastaa veden virtausta niin, että kiintoainesta laskeutuu altaan pohjalle. Laskeutussallas soveltuu etenkin karkeiden ja keskikarkeiden maalajien laskeuttamiseen alle 50 hehtaarin

valuma-alueilla. Altaan mitoitus tehdään yläpuolisen valuma-alueen koon mukaan (2–5 m³/ha). Lähtöjaan tehdään kynnys tai pato, jottei altaan pohjalle kerääntyvä aines lähde liikkeelle.

Putkipato on etenkin ojitettujen suoalueiden tehokas vesiensuojelukeino, sillä siellä padottava vesi voi varastoitua sarkaojiin tulvahuippujen aikana. Putkipadon yhteyteen tehdään usein laskeutusallas. Putkipadon tarkoitus on hidastaa vedenvirtausta padon yläpuolisella valuma-alueella ja siten vähentää uomaeroosiota. Se muistuttaa ojarumpua ja toimii myös ojanylityspaikkana. Putkipato sopii yleensä alle 250 hehtaarin valuma-alueille.

Pohjapato on kivistä tai puusta tehty pato ojassa. Sen tavoitteena on vedenvirtauksen hidastaminen ja siten uomaeroosion vähentäminen. Ojan vesipoikkileikkauksen on oltava riittävän suuri ylivaluman aikaiselle vesimäärälle. Pohjapadot sopivat käytettäväksi erityisesti eroosioherkissä laskuojissa ja rinnemaastossa alle 1 000 hehtaarin valuma-alueilla. Niitä voidaan käyttää myös pienillä valuma-alueilla kohteissa, joissa uomien maalaji on hienojakoista, eikä laskeutusallas sen vuoksi sovi.

Kosteikon tarkoituksena on veden mukana kulkevan kiintoaineksen laskeuttaminen ja ravinteiden sitominen (Puustinen ym. 2007). Kosteikot sopivat alle 1 000 ha:n valuma-alueille. Metsätaloudessa kosteikon suosituspinta-ala on noin 1–2 % kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, turvetuotantoalueilla 3–4 %. Maatalousalueilla suosituspinta-ala on 1 %, mutta ei-tuotannollista investointitukea kosteikon perustamiseen on myönnetty, kun pinta-ala on ollut vähintään 0,5 % ja yläpuolisen valuma-alueen peltoisuus vähintään 20 %. Veden tavoiteviipymä kosteikossa on 24–48 tuntia ylivaluman aikana. Mitä kauemmin vesi viipyy kosteikossa, sitä pienemmät partikkelit ehtivät laskeutua. Kosteikoissa on yleensä laskeutusaltaan kaltainen osa kiintoaineksen laskeuttamiseen, sekä matalampi osa, jossa on myös ravinteita poistavaa kosteikkokasvillisuutta. Kosteikkoja ja altaita suositellaan tehtäväksi mieluiten luontaisiin notkelmiin, jolloin vältetään kaivamiselta. Kaivamalla tehty allas voi kuormittaa vesistöä pitkäänkin, jos altaiden reunoilla tapahtuu eroosiota. Loivat tulvatasanteet vähentävät eroosiota ja edesauttavat kasvillisuuden kehittymistä. Kosteikot ovat mieluisia elinympäristöjä linnuille, ja niitä voidaan perustaa myös riistakosteikoiksi (Aitto-oja ym. 2010).

Pintavalutuskentän tarkoituksena on kosteikon tapaan kiintoaineksen laskeuttaminen ja ravinteiden sitominen. Pintavalutuskentällä vesi jakautuu tasaisesti kentälle, joka on yleensä ojittamaton suoalue. Vesi suodattuu kentän kasvillisuudessa ja turpeessa. Eniten menetelmää on käytetty turvetuotannon valumavesien käsittelyyn. Pintavalutuskentän suosituspinta-ala on vähintään yksi prosentti yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, joka on yleensä alle 100 hehtaaria. Oikein mitoitettu ja toteutettu pintavalutuskenttä on tehokas vesiensuojelurakenne.

Arrajärven valuma-alueelle tehtiin kolmeen ojaan vesiensuojelusuunnittelu. Soveltuvien vesiensuojelurakenteiden paikat sekä ehdotus niiden toteuttamisjärjestyksestä on esitetty

liitteenä olevassa vesiensuojelusuunnitelmassa (Liite 7, Ahola 2014). Koska vesiensuojelurakenteiden rakentamiseen tarvitaan aina maanomistajan lupa, on suunnitteluvaiheessa oltu yhteydessä maanomistajiin. Suunnitelmassa esitetään vain ne rakenteet, joille on saatu maanomistajalta alustava suostumus. Kun suunnitelmat etenevät, on maanomistajiin oltava uudelleen yhteydessä, jotta vesiensuojelurakenteen sijoittamisesta maanomistajan maalle voidaan tehdä kirjallinen sopimus.

Ennen rakennustöitä toteutettavalle vesiensuojelurakenteelle tulee tehdä rakenne-suunnittelu, jotta toteutus onnistuu ja vaikutus on vedenlaatua parantava. Erityisesti pohjapatojen rakentaminen vaatii ojien vaaituksen, jolla selviää padon sopiva korko ja paras sijoituspaikka. Myös putkipadon ja kosteikon teko vaatii suunnitellun alueen vaaituksen. Suunnitteluun kannattaa käyttää asiantuntijaa. Lisäksi suunnittelun yhteydessä tulee arvioida, tarvitaanko esimerkiksi kosteikon rakentamiseen vesilain mukainen lupa. Myös pohjavesialueet voivat vaikuttaa vesiensuojelurakenteiden toteutukseen. Pohjavesialueella kosteikkojen ja patojen yhteyteen tehtävien laskeutusaltaiden teossa voi joutua tinkimään kaivuussyvyydestä. Purojen kaltaisten uomien vesiensuojelurakenteissa kannattaa ottaa huomioon myös kalojen kulku, sillä purot voivat toimia tärkeinä lisääntymisalueina. Vesiensuojelurakenteet ja esimerkiksi suojavyöhykkeet tukevat kalataloudellisia kunnostuksia, sillä uoman liettyminen vähenee (Harjula & Sarvilinna 2003; Aulaskari ym. 2003). Valmiit vesiensuojelurakennesuunnitelmat pitää tarkastuttaa ELY-keskuksessa, joka kommentoi, jos muutoksiin on tarvetta.

Vesiensuojelurakenteet on pyritty suunnitelmassa sijoittamaan mahdollisuuksien mukaan tien tai pellon reunaan niin, että vesiensuojelurakenteita pääsee tarvittaessa kunnostamaan. Rakenteet tulisi tarkistaa aina runsaiden virtaamien jälkeen mahdollisten vuotojen varalta. Laskeutusaltaat tulee tyhjentää laskeutuneesta lietteestä ajoittain. Kertynyt liete voidaan mahdollisuuksien mukaan hyödyntää viereisillä pelloilla. Pienet altaat voi tyhjentää traktorikaivurilla, suuriin altaisiin tarvitaan iso kaivinkone. Jos kerrostunut aines on hyvin löyhää, kannattaa tyhjennys tehdä lietepumpulla ja viedä putki riittävän kauas maa-alueelle, ettei aines pääse valumaan takaisin järveen tai altaaseen. Tyhjennys olisi toteutettava mahdollisimman alhaisen virtaaman aikaan (talvi, keskikesä). Kosteikkojen kasvillisuutta voi joutua ajoittain niittämään tai pajukoita poistamaan liiallisen umpeenkasvun estämiseksi.

7.3 RAVINTOKETJUKUNNOSTUS

Ravintoketjुकunnostuksella eli biomanipulaatiolla tarkoitetaan menetelmää, jolla pyritään parantamaan vedenlaatua vähentämällä rehevöitymisen seurauksena vesistöön muodostunutta särkikalavaltaista kalastoa (Shapiro ym. 1975; Shapiro & Wright 1984; Sammalkorpi & Horppila 2005; Niinimäki & Penttinen 2014). Kalamassan mukana järvestä poistuu ravinteita, kalojen ruokailusta aiheutuva ravinteiden kierrätysvaikutus pienenee, eläinplankton muuttuu tehokkaammin laiduntavaksi ja näin ollen myös veden laatu paranee ja sinileväkukinnot vähenevät. Veden kirkastuminen voi saada aikaan myönteisiä, itseään

vahvistavia vaikutuksia (Scheffer ym. 1993). Veden kirkastuessa pohjakaasvillisuus voi levitä syvemmälle ja edesauttaa veden pysymistä kirkkaana mm. sitomalla sedimenttiä ja kilpailemalla ravinteista levien kanssa. Ravintoketjukurkennostus soveltuu erityisesti järviin, jotka ovat rehevöityneet ulkoisen kuormituksen vaikutuksesta, mutta joiden tila ei ole parantunut merkittävästi kuormituksen alentamisen jälkeen, koska sisäinen kuormitus pitää yllä korkeaa rehevyytensä (Sammalkorpi ja Horppila 2005). Arrajärven ulkoinen kuormitus on edelleen suuri, mutta kalastolla on todennäköisesti merkitystä sinileväkukintojen syntymiseen. Järven fosforitaso nousee kesäisin 2–3 kertaiseksi talveen nähden, levämäärä on fosforitasoon nähden korkea ja eläinplankton on pienikokoista (Kappaleet 3.2, 3.4 ja 3.5). Näin ollen ravintoketjukurkennostus voisi vähentää leväkukintoja, vaikkei sillä yksinään pystyttäisi riittävästi alentamaan järven ravinnepitoisuuksia. Ravintoketjukurkennostuksella on myös kalastonhoidollista merkitystä.

Yleisin toimenpide ravintoketjukurkennostuksessa on särkikaloiden, joskus myös kuoreen ja pienten ahvenkaloiden poistopyynti troolaamalla, nuottaamalla, rysillä tai katiskoilla. Poistopyynnin vaikutusta vahvistetaan lisäämällä petokaloiden kantoja istutuksin sekä kalastusta säätelemällä. Jos särkikalakanta on runsas, aloitetaan ravintoketjukurkennostus tehokalastuksella, jonka tavoitteena on saada selkeä muutos kalakantoihin. Tämän jälkeen pyyntiä jatketaan hoitokalastuksena, jolla ylläpidetään saavutettua muutosta kunnostuksen jälkeen. Rehevissä järvissä liian pieneksi jäävä saalis ei tuo merkittäviä muutoksia veden laatuun. Lisäksi kaloiden lisääntymiskyky on suuri, joten ne täyttävät tehokkaasti vapautuneen tilan ravintokilpailun hellittäessä. Tällöin vain kohotetaan kalakannan tuottavuutta, ja kalaston rakenne saattaa muuttua jopa haitallisesti pienten kaloiden suuntaan. Pienet kalat syövät tehokkaasti eläinplanktonia ja kierrättävät ravinteita nopeammin suhteessa isoihin kaloihin (Tarvainen ym. 2002; Tarvainen 2007). Kalastusta onkin varauduttava jatkamaan useana vuonna, jotta uusien vuosiluokkien runsastuminen ehkäistään. On myös erittäin tärkeää, että järveen muodostuu riittävän vahva petokalakanta, joka pystyy pitämään särkikaloiden lisääntymisen kurissa.

Tarkan saalistavoitteen määrittely on vaikeaa, sillä se riippuu useasta tekijästä. Yleensä saalistavoite suhteutetaan järven pinta-alaan ja veden fosforipitoisuuteen. Sammalkorpi ja Horppila (2005) esittävät fosforitasoon suhteutetun kaavan, jonka mukaisella poistetun särkikalan määrällä Jeppesen ja Sammalkorpi (2002) ovat havainneet ainakin lyhytaikaisia vedenlaatuvaikutuksia. Arrajärven viime vuosien (2010–2014) pintaveden kokonaisfosforipitoisuuden (TP) kesäajan keskiarvo on 48 µg/l. Kaavan ($16,9 \cdot TP^{0,52}$) mukaan Arrajärvellä poistotarve olisi 104 kg/ha vuodessa, jotta vedenlaatuvaikutuksia näkyisi. Tämä kuvaa tilannetta, jolloin kalastusta ei ole vielä aloitettu.

Arrajärveä on hoitokalastettu 1990-luvulta lähtien ja järveen on istutettu kuhaa. Hoitokalastukset on suoritettu sekä nuottaamalla että rysäpyynnillä, viime vuosina pelkästään nuottaamalla. Vuosittaiset saaliit ovat liikkuneet noin 1 000–18 000 kg:n välillä, mikä hehtaarisaaaliina tarkoittaa 1,0–18,4 kg/ha (Liite 5, Kuisma 2014). Varsinkin suurimpia saaliita voidaan pitää tyydyttävänä hoitokalastusta ajatellen, mutta tehokalastuksella haettuja

vedenlaadun muutoksia ei vielä tällä tasolla saavuteta. Ravinteiden kierrätysvaikutuksen alenemisen lisäksi järvestä poistuu myös suoraan ravinteita hoitokalastussaaaliin mukana. Kalamassa tuorepainosta fosforia on 0,6–0,8 % ja typpeä 2,5 % (Sammalkorpi & Horppila 2005). Arrajärven suurimman vuosisaaliin mukana (18 000 kg) järvestä on poistettu 108–144 kg fosforia ja 450 kg typpeä. Tämä on ollut 2,2 % fosforin keskimääräisestä vuosikuormasta (Taulukko 7). Arrajärven hoitokalastuksessa positiivista on ollut jatkuvuus, ja se on edesauttanut muutoksia kalaston rakenteessa. Särkikalojen osuus on 1990-lukuun nähden hieman laskenut ja ahventen sekä kuhien osuus on kasvanut (Kappale 3.8). Arrajärvessä kuha lisääntyy jo luontaisesti ja kasvaa hyvin (Raunio 2013).

Arrajärvelle on laadittu hoitokalastussuunnitelma (Liite 5, Kuisma 2014). Siinä tehokalastusvaiheen saalistavoitteeksi asetetaan 75 kg/ha/vuosi ja hoitokalastusvaiheen tavoitteeksi 20–25 kg/ha/vuosi. Saalistavoitetta tulee tarvittaessa tarkentaa seurannan perusteella. Lisäksi esitetään kuhille vähintään 45 cm:n alamittaa. Kuhan kasvututkimuksen perusteella kuhan kasvu Arrajärvessä on nopeaa, joten suositeltava alamitta voisi olla jopa 50 cm, jotta valtaosa kuhista ehtisi lisääntyä ainakin kerran ennen joutumistaan saaliiksi (Raunio 2013). Lisäksi suositellaan toimia haukikannan vahvistamiseksi, sillä se on tärkeä petokala etenkin lahna- ja pasurikannan säätelyssä.

Arrajärvellä esiintyy jonkin verran sulkasääskeä (ks. Kappale 3.7), jota kalat käyttävät ravinnokseen. Koska sulkasääski käyttää ravinnokseen eläinplanktonia, voi sulkasääsken mahdollinen runsastuminen heikentää hoitokalastuksen myönteisiä vaikutuksia eläinplanktoniin. Matalalla Arrajärvellä sulkasääski rajoittuu lähinnä syvännealueelle. Arrajärvellä esiintyy jonkin verran tehokkaasti hämärässä tai pimeässä sulkasääsken toukkia syövää kuoretta (Horppila ym. 2004; Malinen ym. 2012), johon teho- ja hoitokalastusta ei ole syytä kohdentaa. Kuormituksen vähentämistoimet, jotka edesauttavat veden kirkastumista heikentävät myös sulkasääsken mahdollisuuksia lisääntyä liiallisesti.

7.4. HAPETUS

Järvien happitilanteen parantamiseksi kunnostamiskeinona käytetään hapetusta, joka voi olla hapen liuottamista ilmasta (tai happisäiliöstä) veteen, hapekkaan veden johtamista vähähappiseen alusveteen, tai hapen lisäämistä veteen kemikaalina (Lappalainen & Lakso 2005). Hapetuksen tavoitteena on sisäisen kuormituksen vähentäminen parantamalla pohjasedimentin pintakerroksia ja siellä tapahtuvaa aineen ja energian kiertoa siten, että sedimentti sitoisi paremmin ravinteita. Kun mikrobiprosessit ovat aerobisia, vähenee haitallisten yhdisteiden, kuten ammoniumin, rikkivedyn sekä metaanin syntyminen, typen kierto paranee ja orgaanisen aineen hajoaminen tehostuu. Myös fosforin liukeneminen veteen vähenee. Hapellinen vesi parantaa myös kalojen ja pohjaeläinten elinolosuhteita. Kaloista hapentarve on suurin lohikaloilla. Myös made, ahven ja kuha tarvitsevat särkikaloja enemmän happea. Särkikaloista lahna, pasuri, karppi, suutari ja ruutana sietävät jopa alle 2

mg/l:n happipitoisuuksia (Koli 1984). Näin ollen myös happitilanteen heikkeneminen voi edesauttaa kalaston särkikalavaltaistumista.

Happipitoisuuden mittaustulosten sekä syvänneseimentin mustan värin perusteella happitilanne heikkenee Arrajärven syvänealueella säännöllisesti. Ajoittain huono happitilanne voi koskea myös matalampia alueita, mutta yleisemmin vähähappisuudesta kärsivät vähintään 7 metriä syvät alueet. Niiden osuus Arrajärven pinta-alasta on pieni. Arrajärvellä matalien alueiden prosesseilla sekä kaloilla on todennäköisesti heikosti kerrostuvaa syvännettä suurempi merkitys järven sisäiselle kuormitukselle. Näin ollen hapettaminen ei ole kustannustehokas kunnostusmenetelmä Arrajärvellä. Jos järven ulkoista kuormitusta saadaan vähennettyä sekä ravinteiden että humuksen osalta, ja kunnostustoimien myötä järven levätuotanto laskee, vähenee happea kuluttavan orgaanisen, hajotettavan aineen määrä. Tämä voi pitkällä aikavälillä parantaa myös happitilannetta.

7.5 VESIKASVILLISUUDEN NIITOT

Kasvillisuuden lisääntyminen ja vähittäinen umpeenkasvu kuuluvat järven luontaiseen kehitykseen, mutta ihmistoiminta voi nopeuttaa tätä kehitystä huomattavasti. Liiallinen vesikasvillisuus koetaan usein virkistyskäyttöä ja maisema-arvoa alentavana. Vesikasvillisuuden niiton tavoitteena on torjua vesikasvien liiallista runsastumista ja umpeenkasvua, ei poistaa kaikkia kasveja. Rehevöitymisen myötä ilmaversoiset kasvillisuusalueet (järviruoko, järvikaisla, osmankäämi, järvikorte) tyypillisesti laajenevat ja tihenevät. Myös kelluslehtiset kasvit (etenkin lumme ja ulpukka) saattavat lisääntyä haitallisesti. Sen sijaan upos- ja etenkin pohjalehtinen kasvillisuus yleensä taantuu pohjan liettyessä, veden samentuessa ja leväkasvun lisääntyessä rehevöitymisen myötä. Joskus ongelman kuitenkin muodostavat nimenomaan uposlehtiset kasvit, kuten rehevissä vesissä menestyvät vesirutto tai karvalehti (Kääriäinen & Rajala 2005; Laita ym. 2007). Arrajärven kasvillisuus on pohjoisosassa suhteellisen karua, mutta eteläosan matalilla lahtialueilla vesikasvillisuus on runsastunut (ks. Kappale 3.9; Liite 6, Kokko 2014).

Jokien ja ojien mukanaan tuoma liete mataloittaa etenkin ojien suulla olevia lahtialueita, joille kehittyy laajat ilmaversoisista koostuvat kasvustot. Tiheissä kasvustoissa edellisvuotinen, kuollut kasvusto ei pääse huuhtoutumaan pois, vaan jää maatumaan uuden kasvuston alle muodostaen turvetta ja liejua, mikä edesauttaa rannan mataloitumista ja umpeenkasvua. Säännöstelyn tasaama vedenpinnanvaihtelu edesauttaa edellisvuoden kasvillisuuden jäämistä veteen, kun kevättulvat eivät huuhto niitä maalle. Tiheässä kasvustossa happi voi ajoittain kulua loppuun. Tämä voi aiheuttaa haitallisia ilmiöitä sedimentissä, kuten ravinteiden vapautumista sekä hajuhaittoja, jos pohjalla kehittyy rikkivetyä. Niitoilla pyritään ehkäisemään näitä haitallisia vaikutuksia. Vesikasvillisuuteen niitetyt väylät parantavat veden kiertoa alueella ja hidastavat umpeenkasvukehitystä. Vesikasvillisuuden mukana

järvestä poistuu myös ravinteita, mutta suurimman osan niistä kasvit ovat sitoneet juuriston avulla sedimentistä, joten vaikutus vedenlaatuun on sitä kautta yleensä pieni.

Vesikasvillisuudella on myös myönteisiä vaikutuksia veden laatuun, mikä tulee muistaa kasvillisuuden poistossa. Ilmaversoiskasvillisuuden laaja juuristo ehkäisee aallokon aiheuttamaa ranta-alueen eroosiota. Ranta-alueiden kasvillisuus sitoo tehokkaasti pintavalunnan mukana tulevaa kuormitusta. Etenkin tulouomien suulla kasvillisuus sitoo kiintoainetta ja ravinteita ennen kuin ne päätyvät ulapalle samentamaan vettä ja lisäämään planktonlevien kasvua. Tämän vuoksi kaikkea ranta-alueen kasvillisuutta ei tule poistaa, etenkin tulouomien suulta. Pohjaan juurtuva kasvillisuus vähentää tuulen ja virtausten aiheuttamaa resuspensiota, eli ravinteikkaan pohjasedimentin sekoittumista veteen. Vesikasvillisuuden läheisyydessä vesi on usein kirkkaampaa kuin kasvustojen ulkopuolella, sillä kasvillisuus tarjoaa leviä laiduntavalle suurikokoiselle eläinplanktonille suojaa kalojen saalistusta vastaan. Vesikasvien pinnoilla kasvavat päällyslevät kilpailevat tehokkaasti ravinteista planktisten levien kanssa edesauttaen veden pysymistä kirkkaana. Laaja-alainen niitto voi joissain tapauksissa johtaa leväkukintaan, kun nämä tekijät poistuvat. Niitettyjen ilmaversoisten kasvien juuret myös jatkavat jonkin aikaa ravinteiden pumppaamista sedimentistä veteen katkaistun version kautta (Kääriäinen ja Rajala 2005).

Kasvillisuusvyöhyke on myös tärkeä elinympäristö monille selkärangattomille eläimille, kaloille ja linnuille. Osa linnuista, kuten kaulushaikara, tarvitsee nimenomaan ruovikkokasvillisuutta. Hauki tarvitsee sekä ilmaversoisia että uposkasveja kutu- ja poikastuottoalueiksi. Myös ahven hyötyy kasvillisuudesta, sillä se on kasvillisuuden joukossa tehokkaampi saalistaja kuin särki. Kuitenkin, jos rantakasvillisuus käy liian tiheäksi, sopivat kutualueet katoavat. Väylien niittämisellä tiheään kasvustoon voidaan parantaa eliöstön elinolosuhteita. Usein ruovikkoon niitetyt väylät korvautuvat muilla kasveilla, mutta ruovikon monimuotoistuminen on eduksi eliöstölle, myös linnuille.

Vesikasvillisuuden mekaanisella poistolla tarkoitetaan kasvien irrottamista kasvupaikaltaan leikkaamalla, kaivamalla (ruoppaus) tai haraamalla. Maatuneilla, umpeenkasvaneilla rannoilla vesikasvillisuutta voidaan myös murskata ja juurakko jyrsiä, jolloin tavoitteena on yleensä maisemallisesti arvokkaan, vesi- ja rantalinnustolle sopivan rantaniityn luominen (Javanainen ym. 2013). Niitolla tarkoitetaan vesikasvin leikkaamista mieluiten läheltä pohjaa. Tämä on tavallisin, etenkin järviruo'on ja muiden ilmaversoisten poistoon käytetty menetelmä. Vedessä irrallaan esiintyviä kasveja voidaan myös nuotata pois. Esimerkiksi karvalehti ja vesirutto voivat lisääntyä version palasista, joten niiden leikkaamista tulisi välttää. Kelluslehtisten, kuten ulpukan juurakoita voidaan poistaa haraamalla. Irrotettu kasvijäte on aina poistettava vedestä, sillä hajoavat kasvinjätteet kuluttavat happea ja vapauttavat ravinteita, mikä voi lisätä levämääriä. Ruovikoissa paikoilleen jätetty niittojäte muodostaa mataloittavaa ruokoturvetta, jonka muodostumista niitoilla nimenomaan pyritään vähentämään. Lisäksi kasvimassa voi muualle ajautuessaan aiheuttaa ongelmia, esimerkiksi laskuojan suulla tai vaikkapa naapurin rannassa.

Tehokkain tulos niitolla saavutetaan, jos se voidaan toistaa 3 kertaa kesässä: ensin kesäkuussa ennen kasvien kukkimista, sitten 3–4 viikon välein. Jos niitto tehdään vain kerran, on paras ajankohta heinä-elokuun vaihde, jolloin suurin osa ravinteista on kasveissa, eikä juurakossa. Tällöin myös lintujen pesintäaika on päättynyt. Merkittävillä lintuvesillä niitto on turvallisinta toteuttaa vasta elokuun puolella. Niitto on toistettava 3–4 vuotena peräkkäin, jotta vaikutus olisi pysyvämpi. Niittoa voidaan tehdä myös jään päältä, mikä helpottaa seuraavan kesän niittoa ja ehkäisee ruokoturpeen syntymistä (Javanainen ym. 2013).

Niittoon on kehitetty useita erilaisia konetyyppejä, joita on kuvannut mm. Kääriäinen ja Rajala (2005). Konetyypin soveltuvuus kyseessä olevaan tilanteeseen kannattaa varmistaa etukäteen. Jotkut konetyypit soveltuvat myös leikatun kasvijätteen keräämiseen tai työntämiseen rannalle, mutta tähän voidaan käyttää myös erillisiä haravointi-, keräily- tai nostolaitteita. Niittojätteen keräys on oleellinen osa niittoa, ja siitä kannattaa sopia etukäteen työstä mahdollisesti vastaavan urakoitsijan kanssa. Jos niitetty massa voidaan kompostoida tai hyödyntää maanparannusaineena, maatuu se tehokkaimmin esimerkiksi niittosilppurilla silputtuna.

Arrajärven kasvillisuutta ja niittokohteita käsitellään tarkemmin liitteenä olevassa niittosuunnitelmassa (Liite 6, Kokko 2014). Niittosuunnitelmassa on otettu huomioon myös luontoarvot, sillä mutkittelevat väylät ja lampareet monipuolistavat yksipuolista ruovikkoa ja hyödyttävät alueen eliöstöä. Esimerkiksi Huhdanpohja, Puustellinsaaren-Veljestenharjun välinen alue, sekä Veljestenpohja on merkitty linnustoltaan arvokkaina alueina (Heinonen 2001) Kymijoen-Mankalan rantayleiskaavaan merkinnällä sl. Näillä alueilla niitto kannattaa tehdä riittävän myöhään, jotta mahdollisesti esiintyvät kaulushaikara ja ruskosuohaukka ovat ehtineet pesiä. Puustellinsaaren-Veljestenharjun välisen väylän avaamisessa on myös huolehdittava, että alueen linnustolle jää riittävän laajat kasvillisuusvyöhykkeet.

7.6 RUOPPAUS

Ruoppauksella tarkoitetaan vesistön pohjalle kertyneen pohjasedimentin tai muun maa-aineksen poistamista veden alta. Ruoppauksen tavoitteena on yleensä vesisyvyyden kasvattaminen, ravinnekierron vähentäminen veden ja sedimentin välillä, kasvillisuuden vähentäminen juurineen tai saastuneiden ainesten poistaminen järvestä. Lisäksi ruoppauksilla voidaan parantaa rantojen käyttökelpoisuutta uimapaikkana tai esimerkiksi veneväylänä (Viinikkala ym. 2005). Arrajärvellä ruoppaus on ollut esillä lähinnä avaamalla Karjusaaren takaa umpeutunut ranta veden kierron parantamiseksi. Veden laatuun toimenpiteellä olisi todennäköisesti vain paikallista vaikutusta, sillä veden vaihtoa järven pohjois- ja eteläosan välillä rajoittaa eniten kapea Salmi. Salmen pysymistä avoimena kannattaa edistää tarvittaessa niitoilla, jotta ruoppaukseen ei tulisi tarvetta.

Ruoppaus aiheuttaa veden samentumista ja kiintoainepitoisuuden nousua. Myös veden ravinnepitoisuudet voivat kasvaa, kun niitä irtaoo sedimentistä. Toimenpide pitää ajoittaa

mieluiten talviaikaan tai myöhäiseen syksyyn, jolloin sen aiheuttamat haittavaikutukset jäävät vähäisemmäksi. Ruoppauksessa ei kannata kaivaa muuta ympäristöä syvempää kuoppaa, sillä sellainen täyttyy nopeasti. Jos ruoppaamiseen tulee tarvetta, tulisi ruoppausta varten tehdä erillinen ruoppaussuunnitelma, jossa lasketaan poistettavan massan määrä ja selvitetään läjitysalueet. Läjitykset on tehtävä riittävän kauas maalle, ettei massa pääse valumaan takaisin veteen, ja niille on oltava maanomistajan suostumus. Myös maisemoinnista on huolehdittava. Ruoppaukselle tulee aina hakea vesilupa aluehallintovirastosta, kun ruoppausmassan määrä ylittää 500 m³. Pienemmät ruoppaukset eivät vaadi lupaa, mutta niistäkin on ilmoitettava kirjallisesti ELY-keskukseen vähintään kuukautta ennen työhön ryhtymistä. Lisäksi ruoppaamisesta on ilmoitettava vesialueen omistajalle. Asiassa kannattaa olla yhteydessä kunnan ympäristönsuojeluviranomaiseen tai rakennusvalvontaan. Myös ELY-keskus neuvoo lupa-asioissa, ja aluehallintovirasto kertoo, mitä tietoja hakemuksessa tarvitaan.

8 SUOSTUMUKSET, SOPIMUKSET JA LUVAN TARVE

Merkittävät, isot kunnostushankkeet vaativat usein ympäristölupaviranomaisen luvan. Pienet hankkeet voidaan usein toteuttaa vesialueen ja rantakiinteistöjen suostumuksiin perustuen. Töiden aloittamisesta ja valmistumisesta on kuitenkin hyvä ilmoittaa aina sekä kunnan ympäristösuojeluviranomaiselle että ELY-keskukseen. Arrajärven osalta on huomioitava järven sijainti kahden kunnan ja ELY-keskuksen alueella. Taulukkoon 9 on koottu eri toimenpiteiden edellyttämiä lupa- ja ilmoitusasioita.

Taulukko 9. Arrajärvellä soveltuvien kunnostusmenetelmien luvantarve.

Menetelmä	Luvantarve
Ulkoisen kuormituksen vähentäminen	
Toimenpiteet valuma-alueella	Maa-alueella ja vesistöä pienemmissä uomissa tehtävät toimet saattavat edellyttää ympäristölupakäsittelyä, joten rakennesuunnitelmat tulee tarkistuttaa ELY-keskuksessa Alueen omistajan suostumus useimmiten riittävä Kirjallisen suostumuksen sanamuotoon kannattaa kiinnittää huomiota, mm. omistajan muutoksiin varautuminen
Rehevyttä vähentävät, järven sisäiset kunnostusmenetelmät	
Ravintoketjukunnostus	Vesialueen omistajan lupa
- troolit, nuotat, rysät, katiskat	Kalastukseen osallistuvilla valtion kalastuksenhoitomaksu suoritettu Kalamassan sijoitus sovittu ennen kalastuksen aloittamista ja hygieni- ja ympäristösäädökset huomioitu (ohjeita mm. ELY-keskuksesta)
Monitavoitteiset menetelmät	
Vesikasvillisuuden niitto	Laajaan niittoon vesialueen omistajan lupa Läjityspaikkoista sovittava maanomistajan kanssa Koneellisesta niitosta aina ilmoitus ELY-keskukseen vähintään kuukautta ennen niittoa Pienimuotoinen käsin niitto omassa rannassa ilman ilmoitusta

Sekä ruoppaus- että niittoilmoitus tehdään samalle lomakkeelle, joka löytyy linkin takaa: www.ymparisto.fi/lomakkeet > Vesiasiat. Nykyään ilmoituksen voi tehdä sähköisesti.

9 RAHOITUSMAHDOLLISUUDET

Vesistökunnostuksiin voi hakea rahoitusta useilta eri tahoilta, joita on käsitelty laajasti tuoreessa vesistöjen kunnostus- ja hoitohankeoppaassa (Rahkila ym. 2014). Opas löytyy sähköisenä internetistä esimerkiksi vesistökunnostusverkoston sivustoilta (<http://www.ymparisto.fi/vesistokunnostusverkosto>). Taulukossa 10 on esitelty lyhyesti em. oppaassa esitetyt erilaiset rahoitusmahdollisuudet, joista kustakin löytyy tarkempaa tietoa ko. julkaisusta. Hankerahoitusta haettaessa on syytä muistaa, että vaikka myönteisen rahoituspäätöksen jälkeen päästään työt aloittamaan, niin rahat maksetaan takautuvasti vasta toteutuneiden kustannusten mukaisesti. Jos hankkeen rahoituksesta yli 50 % on julkista rahoitusta ja hankkeen hinta ylittää laissa määritetyt kynnsarvot, on tuolloin noudatettava hankintalakia.

Taulukko 10. Vesistökunnostusten erilaisia rahoitusmahdollisuuksia (Rahkila ym. 2014).

Rahoitus	Muuta
Valtion avustus ympäristöministeriön tai ELY-keskusten kautta	Kunnostuksella täytyy olla huomattava yleinen merkitys Avustuksen osuus enintään 50 % Ajantasaista tietoa: Ympäristöministeriön www-sivut TAI s-posti: ympariston.asiakaspalvelu@ely-keskus.fi
KEMERA-rahoitus eli Kestävän metsätalouden rahoituslain mukainen tuki	Metsien luonnonhoitohankkeisiin, jotka pienentävät metsätalouden vesistövaikutuksia. Myös suunnitelmien rahoitukseen
Maatalouden ympäristökorvauksen ympäristösopimukset	Maanviljelijöille ja rekisteröityneille yhdistyksille Myös yhdistykset voivat hakea tukea ei-tuotannollisten investointien tukea kosteikon perustamiseen ja ympäristösopimusta kosteikon hoitoon. Lisää tietoa ELY-keskuksesta.
Valtion tuki peruskuivatus-hankkeeseen ja sen yhteydessä tehtäviin vesiensuojelu-toimenpiteisiin	Ympäristönsuojelu ja -hoitotoimenpiteisiin (kosteikon perustaminen, uoman monipuolistaminen) voi saada 100 % tuen. Tulee olla pätevän suunnittelijan tekemä suunnitelma. Haetaan ELY-keskuksesta.
Kalatalousmaksuvarat	Kertyvät esim. voimalaitosten ja turvetuotantoalueiden ympäristölupiin liittyvistä velvoitteista. ELY laatii varojen käyttösuunnitelman yhdessä toiminnoista haittavaa kärsivien kanssa (esim. osakaskunnat)

Kalavesien kunnostukseen tarkoitettu rahoitus	ELY-keskukset hallinnoivat Kalastollisesti merkittävän puron/muun vesistön kunnostuksesta voi tehdä aloitteen ELY-keskuksen kalatalousyksikölle
Alueelliset erityisavustukset kalatalouden edistämishankkeisiin (myönnetään kalastuksenhoito-maksuvaroista eli lupamaksuvaroista)	Kalakantojen kestävää käyttöä ja hoitoa sekä vapaa-ajan kalataloutta edistävät hankkeet. Hakija rekisteröitynyt yhdistys tai oikeustoimikelpoinen yhteisö Tarvitaan myös muuta rahoitusta. Lisätietoa ELY-keskuksista
Maaseuturahasto (Leader-yhdistysten kautta)	Lisätietoa oman alueen Leader-ryhmästä (leadersuomi.fi) Tuen osuus vaihtelee
ELY-keskusten myöntämä tuki maaseuturahastosta	Maaseutua kehittävät hankkeet Tiedotus, koulutus, mutta myös luonnon monimuotoisuuden lisääminen ja vesistöjen tilan parantaminen Tuen määrä enintään 75–90 % Haetaan ELY-keskuksesta
Euroopan aluekehitysrahasto (EAKR)	Rahoituksen suuntaaminen vaihtelee rahoituskausittain. Haetaan maakuntaliitoilta ja ELY-keskuksilta, joilta saa myös lisätietoa
Maakuntaliittojen rahoitus erityisistä kehittämisrahastoista	Maakunnan kannalta merkittävät hankkeet. Korostetaan yhteistyötä ja maakunnan vetovoimaisuuden edistämistä. tuen määrä yleensä 50–70 %.
Työllisyysmääräraha (valtion virastot/ laitokset) tai palkkatuki (muut työnantajat)	Voi mahdollistaa työttömän henkilön palkkaamisen esim. ympäristöhoito- ja kunnostustyöhön. Lisätietoa oman alueen TE-toimistosta (www.te-palvelut.fi)
Talkootyö	Usein merkittävässä roolissa Voi kattaa osan valtion/EU:n rahoittamien hankkeiden omarahoitusosuudesta.
Osakaskunnat	Voivat osallistua pieniin toimenpiteisiin ja tarvikehankintoihin. Voi olla toteuttajana hankkeissa, joihin haetaan ulkopuolista rahoitusta.
Asukkaat ja rannanomistajat	Talkootyö mutta myös taloudellinen panostus mahdollinen
Kalastusalueet	Voivat toteuttaa omalla rahoituksella erilaisia suunnitelmia ja esim. hoitokalastusta. Voivat omistaa kunnostuksessa tarvittavaa kalustoa, esim. niittokoneen
Kunnat	Voivat olla osallisina ja myös rahoittajina. Lisää tietoa kunnan ympäristöviranomaiselta.
Paikalliset yritykset	Usein hyviä yhteistyötahoja
Yksityiset rahastot ja säätiöt	Voivat myöntää avustuksia vesistöjen kunnostukseen ja virkistyskäytön edistämiseen.

10 JATKOSUOSITUKSET

Arrajärven kunnostuksessa ensisijaista on ulkoisen kuormituksen vähentäminen. Kuormitus on laskennallisesti arvioituna liian suuri hyvän ekologisen tilan saavuttamiselle. Järven sisäisten hoitotoimien vaikutukset ovat palautuvia, jos ulkoinen kuormitus ylittää järven sietokyvyn. Vaikka Arrajärvellä sisäisen kuormituksen merkitys oli LLR-mallinnuksessa pieni, on järven kalastolla todennäköisesti vaikutusta sinileväkukintojen syntymiseen. Näin ollen järven leväkukinnot voisivat vähentyä, jos samalla tehdään toimenpiteitä myös kalaston aiheuttaman sisäisen kuormituksen vähentämiseksi.

Ulkoisen kuormituksen vähentämisessä tehokkainta on kuormituksen synnyn vähentäminen niin maa- ja metsätalouden kuin hajajätevesienkin osalta (ks. Kappale 7.2.1). Lisäksi kuormitusta voidaan vähentää vesiensuojelurakenteilla, joiden toteuttamista Arrajärven lähivaluma-alueelle suositellaan Arrajärvelle tehdyn vesiensuojelusuunnitelman mukaisesti (Liite 7, Ahola 2014). Suunnitelmassa on ehdotus myös toteutusjärjestyksestä, jos kaikkia rakenteita ei saada tehtyä yhtä aikaa. Maanomistajilta on saatu alustava hyväksyntä rakenteiden sijoittamisesta heidän mailleensa. Toteutusta varten heihin on oltava uudelleen yhteydessä, otettava kirjallinen suostumus ja tehtävä rakennesuunnittelu. Suunnittelussa eivät olleet mukana kaikki Arrajärven ojat, mutta mukana olleiden ojien ravinnepitoisuudet olivat ojanäytteenotossa suurimmat.

Järven sisäisen kuormituksen vähentämiseksi Arrajärvelle suositellaan ravintoketju-kunnostusta. Arrajärvellä on tehty useita vuosia hoitokalastuksia ja petokalaistutuksia. Petokalakanta on vahvistunut ja särkikalajien osuus on hieman alentunut. Särkikalakannat ovat kuitenkin edelleen runsaita. Arrajärvelle suositellaan teho- ja hoitokalastusta tehdyn hoitokalastussuunnitelman mukaisesti (Liite 5, Kuisma 2014). Samalla kannattaa vaalia petokalakantoja kalastuksen säätelyllä, eli pitämällä verkkojen solmuvälirajoitukset ja alamitat. Jotta kalaston kehitystä voidaan seurata, tulee hoitokalastussuunnitelmaa ja sen koostumuksesta pitää mahdollisimman tarkkaa kirjanpitoa. Myös koekalastus suositellaan uusittavaksi tulevaisuudessa, kun kunnostustyöt etenevät.

Järvellä esiintyy varsin runsaasti sulkasääsken toukkaa. Jos sulkasääski runsastuu hoitokalastuksen myötä, voi se kumota hoitokalastuksen eläinplanktonin kautta välittyviä edullisia vaikutuksia veden laatuun. Järven mataluudesta johtuen runsastumisriski ei kuitenkaan ole suuri ja liittyy lähinnä syvänealueeseen, joka kärsii ajoittain hapettomuudesta. Sulkasääsken runsastumista ehkäisevät veden kirkastumista ja alusveden happitilanteen paranemista edesauttavat toimet.

Syvänealueen hapetus ei ole kustannustehokas kunnostusmenetelmä Arrajärvellä. Syvänealue kerrostuu heikosti, ja pitkäkestoisemmasta hapettomuudesta kärsii lähinnä aivan pohjanläheinen vesikerros, jonka osuus järven kokonaisuudesta ei ole suuri. Suurempi merkitys Arrajärven sisäiselle kuormitukselle on matalien alueiden prosesseilla. Lisäksi ulkoisen kuormituksen merkitys on järven ravinnepitoisuuksille suuri.

Arrajärvellä matalat lahtialueet kärsivät umpeenkasvusta, joille suositellaan niittoa järvelle tehdyn niittosuunnitelman mukaisesti (Liite 6, Kokko 2014). Niitot tulee tehdä alueen linnusto huomioiden. Kasvillisuuden kehittymistä ongelmalliseksi koetuilla alueilla kannattaa seurata esimerkiksi valokuvin. Järvellä on havaittu myös karvalehteä ja vesiruttoa, joiden leviämistä kannattaa tarkkailla. Niiden kasvustoja ei kannata niittää, sillä ne leviävät erittäin herkästi pilkkoutuvista palasista.

Arrajärven tilanne vedenlaadun seurannan osalta on varsin hyvä, sillä järveltä otetaan näytteet kaksi kertaa vuodessa velvoitetarkkailuna Mankalan voimalaitoksen säännöstelylupaan liittyen. Näytteet otetaan maalisi- ja elokuussa. Kunnostuksen vaikutusten seuraamiseksi olisi hyvä lisätä näytteenotto myös alkukesälle. Tällöin voitaisiin paremmin seurata mahdollista sisäisestä kuormituksesta johtuvaa ravinnepitoisuuksien nousua kesän aikana sekä syvänteen happitilanteen kehittymistä.

Lisätietoa

Erittäin hyödyllinen tietolähde vesistökunnostajille on Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämän vesistökunnostusverkoston internet-sivut. Sivuston kautta saa kattavasti tietoa vesistökunnostusmenetelmistä, menneillään olevista hankkeista ja tapahtumista sekä aiheeseen liittyvästä kirjallisuudesta.

<http://www.ymparisto.fi/vesistokunnostusverkosto>

VIITTEET

- Ahola, M. & Hyvärinen, A. 2013. PISA 2013 Metsätalouden vesiensuojelun yleissuunnitelma läntisen Pien-Saimaan valuma-alueelle. Suomen metsäkeskus, Metsäpalvelut, Kaakkois-Suomi.
- Aitto-oja, S., Rautiainen, M., Alhainen, M., Svensberg, M., Väänänen, V.-M., Nummi, P., Nurmi J. 2010. Riistakosteikko-opas. Metsästäjäin Keskusjärjestö.
- Ala-Saarela, E. & Rantala, L. 1990. Mataluus ja vedenkorkeuden muutokset. Teoksessa Ilmavirta, V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. s. 152-158.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012.
- Aulaskari, H., Lempinen, P. & Yrjänä, T. 2003. Kalataloudelliset kunnostukset. Teoksessa Jormola J., Harjula H. & Sarvilinna A. (toim.) Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö nro 631. s. 72-87.
- Branstrator, D.K. 1998. Predicting diet composition from body length in the zooplankton predator *Leptodora kindtii*. Limnol. Oceanogr. 43: 530-535.
- Brooks, J.L & Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. Science 150: 28-35.
- Giziński A. 1978. Significance of benthal fauna as indicator of eutrophication degree in lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 997-999.
- Hagman, A.-M. 2012. Sammatin Enäjärven kunnostussuunnitelma. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 27/2012.
- Hall, D.J., Threlkeld, S.T., Burns, C.W., Growley, P.H. 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 7: 177-208.
- Harjula, H. & Sarvilinna A. 2003. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimepiteitä. Teoksessa Jormola, J., Harjula, H. & Sarvilinna, A. (toim.) Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. Suomen ympäristö 631. s. 31-43.
- Heinonen M. 2001. Iitin Kymijoen-Mankalan rantalyleiskaava-alueen luontoselvitys. Ympäristösuunnittelu Enviro Oy.
- Helminen, H. & Sarvala, J. 1997. Responses of Lake Pyhäjärvi (southwestern Finland) to variable recruitment of the major planktivorous fish, vendace (*Coregonus albula*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 32-40.
- Hessen, D.O., Elser, J.J., Sterner, R.W. & Urabe, J. 2013. Ecological stoichiometry: an elementary approach using basic principles. Limnol. Oceanogr. 58: 2219-2236.
- Hietala, J., Vakkilainen, K. & Kairesalo, T. 2004. Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. Freshw. Biol. 49: 1525-1537.
- Horppila, J. & Kairesalo, T. 1992. Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. Hydrobiol. 243/244: 323-331.

- Horppila, J. & Liljendahl-Nurminen, A. 2005. Clay-turbid interactions may not cascade – a reminder for lake managers. *Restor. Ecol.* 13: 242-246.
- Horppila, J., Liljendahl-Nurminen, A. & Malinen, T. 2004. Effects of clay turbidity and light on the predator-prey interaction between smelts and chaoborids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1862-1870.
- Horppila, J., Peltonen, H., Malinen, T., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. 1998. Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restor. Ecol.* 6: 20-28.
- Håkanson L. & Jansson M. 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg.
- Jaala, E. 2006. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelun kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuosilta 2001-2005. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 143/2006.
- Javanainen, K., Kemppainen, R., Orjala, M., Perkonoja M. & Saarni, K. 2013. Rytinää ruovikoihin – välkettä vesiin. Ohjeita ranta-alueiden hoitoon. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Jyväskylä. Opas 3/2013.
- Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. 2002. Lakes. Teoksessa Davy, A.J. & Perrow, M.R. (toim.) *Handbook of ecological restoration*. Vol II. Restoration in practice. Cambridge University Press. s. 291-324.
- Joensuu, S., Kauppila, M., Lindén, M. & Tenhola, T. 2012. Hyvän metsänhoidon suositukset - Vesiensuojelu. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja.
- Jolly, G. M. & Hampton, I. 1990. Some problems in the statistical design and analysis of acoustic surveys to assess fish biomass. *Rapp. P.-v Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 189: 415-420.
- Kairesalo, T. 1980. Diurnal fluctuations within a littoral plankton community in oligotrophic Lake Pääjärvi, southern Finland. *Freshwat. Biol.* 10: 533-537.
- Kalff, J. 2003. *Limnology. Inland water ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey.
- Koli, L. 1984. Kalat ja ympäristö. Teoksessa: Koli, L. (toim.) *Suomen eläimet, osa 3: Kalat, sammakkoeläimet ja matelijat*. Weilin+Göös. s. 22-31.
- Kääriäinen, S. & Rajala, L. 2005. Vesikasvillisuuden poistaminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T. (toim.) *Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114*. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 249-270.
- Laita, M., Tarvainen, A., Mäkelä, A., Sammalkorpi, I., Kemppainen, E. & Laitinen, L. 2007. Uposkasvien runsastumisesta 2000-luvun alussa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 20/2007. Helsinki.
- Lappalainen, K.M. & Lakso, E. 2005. Järven hapetus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T. (toim.) *Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114*. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 151-168.
- Latja, R. & Salonen, K. 1978. Carbon analysis for the determination of individual biomasses of planktonic animals. *Verh. Int. Verein. Limnol* 20: 2556-2560.
- Lepistö, L. 1992. Planktonlevien aiheuttamat haitat. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 88. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Levänen, A. 1996. Hoitokalastus 1996 – Arrajärvi, Märkjärvi, Sääskjärvi, Urajärvi. Iitin kunta. Iitti.

- Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Eloranta, P., Malinen, T. & Uusitalo, L. 2002. The seasonal dynamics and distribution of *Chaoborus flavicans* larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication. *Freshwater Biology* 47: 1283-1295.
- Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Malinen, T., Eloranta, P., Vinni, M., Alajärvi, E., & Valtonen, S. 2003. The supremacy of invertebrate predators over fish – factors behind the unconventional seasonal dynamics of cladocerans in Lake Hiidenvesi. *Arch. Hydrobiol.* 158: 75-96.
- Luokkanen, E. 1995. Vesikirppuyhteisön lajisto, biomassa ja tuotanto Vesijärven Enonselällä. Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskuksen raportteja ja selvityksiä 25.
- Malinen, T. & Vinni, M. 2013a. Sulkasääsken runsaus ja merkitys Hämeenlinnan Tuuloksen Pyhä-, Suoli- ja Pannujärvessä. Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja 23. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos ja Hämeenlinnan kaupunki.
- Malinen, T. & Vinni, M. 2013b. Sulkasääsken runsaus Hiidenvedellä vuonna 2013. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos.
- Malinen, T., Kervinen J. & Raunio, J. 2012. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2011. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 168/2012.
- Malinen, T., Antti-Poika, P. & Vinni, M. 2011. Sulkasääsken runsaus Hyvinkään Piilolammissa. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos.
- Malinen, T., Vinni, M. & Antti-Poika, P. 2008. Kaukjärven kalojen sekä sulkasääsken toukkien ja muiden pohjaeläinten runsaus vuonna 2007. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Malinen, T., Vinni, M., Ruuhijärvi, J. & Ala-Opas, P. 2012. Vesijärven Enonselän ravintoverkkotutkimuksen kalatutkimukset vuosina 2009-2012. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos sekä Riistan- ja kalantutkimus, Evo.
- Mattila, H. 2005. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T. (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.137-150.
- Mazumder, A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Can. J. Aquat. Sci.* 51: 390-400.
- Meissner, K., Aroviita, J., Hellsten, S., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Mykrä, H. & Vuori, K.-M. 2013. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Biologisten seurantamenetelmien ohjeet, versio 13.11.2013, Ympäristöhallinnon www-sivut.
- Meriläinen, J.J., Karjalainen, J., Marjomäki, T.J. & Forsius, M. 2014. Suomen järvet ruskettuvat. Suomen luonto 4/2014.
- Mieszcżankin, T. & Noryśkiewicz, B. 2000. Processes that can disturb the chronostratigraphy of laminated sediments and pollen deposition. *J. Paleolimnol.* 23: 129-140.
- Niinimäki J. & Penttinen K. 2014. Vesienhoidon ekologiaa. Ravintoverkkokunnostus. Books on Demand GmbH, Helsinki.
- OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu. Herta-tietokanta. Suomen ympäristökeskus. <https://www.p2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>
- Oravainen, R. 1999. Opasvihkonen vesianalyysitulosten tulkitsemiseksi havainto-esimerkein varustettuna. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:n moniste.

- Paasivirta, L. 1984. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa. Luonnon tutkija 88:79-84.
- Paasivirta, L. 2000. Propsilocerus species in Finland, with a chironomid index for lake sediments. Teoksessa Hoffrichter, O. (toim.) Late 20th Century on Chironomidae: an Anthology from the 13th International Symposium on Chironomidae. s. 599-603.
- Pahkinen, E. & Lehtonen, R. 1989. Otanta-asetelmat ja tilastollinen analyysi. Gaudeamus. Helsinki.
- Patalas, K., 1960. Stosunki termiczne i tlenowe oraz przezroczystość wody w 44 jeziorach okolic Węgorzewa. Roczn. Nauk. Roln. B 77: 106-182.
- Peltomäki, T. 2011. Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen tilaama Arrajärven kasvillisuuskartoitus. Excel-aineisto. Kymijoen vesi ja ympäristö ry.
- Peltonen, S. 1996. Valuma-alueen vesieroosioon vaikuttavat tekijät Suomen ilmasto-oloissa. Terra 108: 30-39.
- Puustinen, M., Koskiahio, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 21/2007.
- Rahkila R., Liuska L., Pönkkö S., Paakkonen, R. & Satomaa, M. 2014. Vesistöt kuntoon yhdessä. Kunnostus- ja hoitohankeopas. ProAgria Oulu. VYYHTI-hanke. Joutsen Median Painotalo. Oulu.
- Raunio, J. 2011. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuosina 2008-2010. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 136/2011.
- Raunio, J. 2013. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2012. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 209/2013.
- Raunio, J. & Haapala A. 2003. 20-2000 hehtaarin järvien kunnostustarpeen kartoitus Kymenlaaksossa. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 105/2003.
- Rajala, J. 2001. Ravinnetaseopas. Kestävä maatalous Vantaanjoella. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Art-Print.
- Sammalkorpi, I. & Horppila, J. 2005. Ravintoketjukunnostus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T.(toim.), Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 169-189.
- Sarvala, J., Helminen, H. & Karjalainen, J. 2000. Restoration of Finnish lakes using fish removal: changes in the chlorophyll-phosphorus relationship indicate multiple controlling mechanisms. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1473-1479.
- Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, S., & Vuorio, K. 1998. Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. Hydrobiol. 363: 81-95.
- Sarvilinna, A. & Sammalkorpi, I. 2010. Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. Ympäristöopas. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. TREE 8: 275-279.
- Seppälä, P. & Huttunen E. 2001. Arrajärven vesistöalueen kunnostushanke (litti). Loppuraportti 1998-2001. Kymenlaakson Maaseutukeskus.

- SFS 3008:1990. Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen.
- Shapiro, J. & Wright, D.I. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.
- Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Teoksessa Brezonik P.L. & Fox J.L. (toim.) *Proceedings of a symposium on water quality management through biological control*. University Of Florida, Gainesville. s. 85-96.
- Suomen ympäristökeskus 2014. Vesistömallijärjestelmä, SYKE-WSFS-VEMALA, vedenlaatu osio. Luettu syyskuussa 2014.
- Tarvainen, M. 2007. Water quality effects of fish in shallow lakes. *Annales Universitatis Turkuensis, A II* 211. Turku.
- Tarvainen, M., Sarvala, J. & Helminen, H. 2002. The role of phosphorus release by roach [*Rutilus rutilus* (L.)] in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshwat. Biol.* 47: 2325 - 2336.
- Telesh, I.V., Rahkola, M. & Viljanen, M. 1998. Carbon content of some freshwater rotifers. *Hydrobiologia*, 387/388: 355-360.
- Toivonen, H. 1981. Sisävesien suurkasvillisuus. Teoksessa Meriläinen, J. (toim.) *Suomen Luonto* 4. Vedet. s. 209-225.
- Toivonen, H. 1984. Makrofyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon Tutkija* 88: 92-95.
- Toivonen, I.-M. & Korkiakoski, P. 2014. Ojat kuntoon luonnonmukaisin menetelmin. 2. korjattu painos. Hämeen ammattikorkeakoulu, Tampere.
- Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, J., Balayla, D., Bécares, E., van de Bund, W., van Donk, E., Fernández-Aláez, M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Miracle, M. R., Moss, B., Romo, S., Rueda, J. & Stephen, D. 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshw. Biol.* 49: 1619-1632.
- Vasama, A. & Kankaala, P. 1990. Carbon-length regressions of planktonic crustaceans in Lake Alanki (NEFinland). *Aqua Fennica* 20: 95-102.
- Viinikkala, J., Mykkänen, E. & Ulvi, T. 2005. Ruoppaus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T. (toim.) *Järvien kunnostus. Ympäristöopas* 114. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 211-226.
- Vuori, K.-M., Mitikka, S. ja Vuoristo, H. (toim.) 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009.
- Ympäristöministeriö 2010. Kotieläintalouden ympäristönsuojeluohje. Ympäristöministeriö, Luontoympäristöosasto. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2010.

Eläinplanktonin näytteenotto- ja laskentamenetelmä

Näytteet otettiin koko vesipatsaasta (0-7 m) puolen metrin välein puolen metrin mittaisella Limnos-noutimella. Nostot koottiin kokoomanäytteeksi saaviin ja suodatettiin 50 µm:n haavikankaan läpi. Haaviin jäänyt eläinplankton säilöttiin pulloon 70 % etanoliin. Näytteet säilytettiin kylmässä laskentaan saakka.

Kvantitatiiviset ositteet laskeutettiin vähintään 4 tuntia tai yön yli planktonkyvetissä ja laskettiin käänteismikroskoopilla 100x suurennoksella. *Leptodora*- ja *Bythotrephes*-petovesikirput laskettiin ja mitattiin preparointimikroskoopin alla koko näytteestä. Kustakin näytteestä runsaimpana esiintyvien vesikirppujen pituudet mitattiin enimmillään 30 yksilöstä/laji, muita lajeja mitattiin niin monta kuin niitä oli näytteessä. Hankajalkaisia mitattiin 3 yksilöä/kehitysvaihe sekä koiraat ja naaraat erikseen. Samalla laskettiin mahdollisten munien määrä. Äyriäiseläinplanktonin lajikohtaiset biomassat laskettiin pituus-hiilisisältö - regressioyhtälöistä (Vasama & Kankaala 1990, Luokkanen 1995, A. Lehtovaara julkaisematon aineisto. Rataseläinten hiilisisältö saatiin kirjallisuudesta (Latja & Salonen 1978, Telesh ym. 1998). Laskijana Kirsi Kuoppamäki, Helsingin yliopisto, Alma Lab.

Eläinplanktonlaskennan tulokset, rataseläimet

Taulukko 1. Arrajärven rataseläinten (Rotifera) lajikohtaiset laskentatulokset (tiheys yksilöä/l, biomassa µg hiiltä/l) sekä rataseläinten kokonaismäärä 26.8.2013.

Taksoni	Tiheys yksilöä/l	Biomassa µg C /l
<i>Anuraeopsis fissa</i>	6,46	0,13
<i>Ascomorpha ovalis</i>	10,16	0,25
<i>Asplanchna priodonta</i>	2,77	1,11
<i>Collotheca</i> sp.	6,46	0,13
<i>Conchilus unicornis</i>	22,16	0,93
<i>Filinia longiseta</i>	1,85	0,06
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	19,39	0,43
<i>Kellicottia longispina</i>	26,78	0,59
<i>Keratella cochlearis</i>	181,93	4,18
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	4,62	0,11
<i>Keratella quadrata</i>	3,69	0,18
<i>Polyarthra major</i>	19,39	0,99
<i>Polyarthra remata</i>	18,47	0,22
<i>Polyarthra vulgaris</i>	1,85	0,06
<i>Pompholyx sulcata</i>	93,28	1,87
<i>Synchaeta</i> sp. n. 100 µm	3,69	0,07
<i>Synchaeta</i> sp. n. 200 µm	1,85	0,09
<i>Trichocerca longiseta</i>	13,85	0,79
<i>Trichocerca porcellus</i>	24,94	1,42
<i>Trichocerca similis</i>	28,63	1,63
Rotifera	492,24	15,24

Eläinplanktonlaskennan tulokset, äyriäisplankton

Taulukko 2. Arrajärven äyriäisplanktonin lajikohtaiset laskentatulokset (tiheys yksilöä/l, biomassa μg hiiltä/l) sekä pituusmittausten tulokset (mediaanipituus mm, keskimääräinen pituus mm) 26.8.2013. Cladocera, vesikirput; Cyclopoida, kyklooppihankajalkaiset; Calanoida, keijuhankajalkaiset. Lisäksi taulukossa on esitetty äyriäisplanktonin kokonaismäärä sekä eläinplanktonin kokonaismäärä (äyriäisplankton sekä rataseläimet yhteensä).

Taksoni	Tiheys yksilöä/l	Biomassa $\mu\text{g C / l}$	Mediaani mm	Keskiarvo mm
<i>Bosmina coregoni</i>	15,70	11,44	0,36	0,35
<i>Daphnia cristata</i>	15,93	10,68	0,62	0,61
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2,77	1,32	0,57	0,59
<i>Limnosida frontosa</i>	1,62	4,99	1,09	1,07
<i>Chydorus sphaericus</i>	6,00	3,62	0,27	0,26
<i>Leydigia sp.</i>	0,23	0,11	0,05	0,40
<i>Leptodora kindtii</i>	0,58	5,62	4,00	4,20
Cladocera	42,83	37,77		*0,53
Cyclopoida nauplii	53,56	3,80		
Cyclopoida C1	2,77	0,26	0,33	0,33
Cyclopoida C2	4,62	0,79	0,42	0,41
Cyclopoida C3	2,77	0,80	0,49	0,49
Cyclopoida C4	14,78	6,72	0,57	0,57
Cyclopoida C5	10,16	9,09	0,72	0,73
<i>Thermocyclops female</i>	1,85	1,87	0,72	0,72
<i>Mesocyclops female</i>	3,69	7,25	0,98	0,94
Cyclopoida	94,20	30,58		
Calanoida nauplii	2,77	0,70		
Calanoida spp. C1	0,46	0,09	0,44	0,44
Calanoida spp. C3	0,46	0,51	0,76	0,76
Calanoida spp. C4	0,46	0,69	0,84	0,84
Calanoida spp. C5	0,46	1,63	1,11	1,11
<i>Eudiaptomus male</i>	0,92	2,63	1,03	1,03
<i>Eudiaptomus female</i>	0,92	4,15	1,11	1,11
Calanoida	6,46	10,40		
ÄYRIÄISPLANKTON	143,49	78,75		
ELÄINPLANKTON YHT.	635,73	93,99		

*) Tiheyspainotettu keskipituus

Sulkasääskitutkimuksen näytteenotto- ja laskentamenetelmä

Kaikilta näytepisteiltä otettiin 9.10.2014 näytteet sekä nostohaavilla (silmäkoko 183 µm, halkaisija 50 cm) että Ekman-pohjanoutimella (näyteala 231 cm²). Sedimenttinäytteet seulottiin 500 µm:n sankoseulalla. Näytteet säilöttiin 70 % etanoliin ja säilytettiin kylmässä laskentaan asti. Sulkasääsken toukkien lukumäärä haavi- ja sedimenttinäytteissä laskettiin laboratorioissa stereomikroskoopin avulla. Kenttätyöstä ja määrittämisestä vastasi Mirva Ketola.

Saatujen lukumäärien perusteella laskettiin sulkasääsken toukkien tiheysarviot yli 5 m syville alueille. Laskennassa käytettiin jälkiositusta, jossa ositusperusteena olivat syvyysvyöhykkeet (esim. Pakkinen & Lehtonen 1989, s. 62–63). Arvioille laskettiin myös 95 %:n luottamusvälit Poisson-jakaumaan perustuen (Jolly & Hampton 1990). Tiheysarvioiden laskennasta vastasi Helsingin yliopiston tutkija Tommi Malinen.

Sulkasääskitutkimuksen tulokset

Taulukko 1. Arrajärven sulkasääskitutkimuksen tulokset näytettä kohden sekä pinta-alayksikköä kohden. Sulkasääsken osalta tulokset ovat sekä vedestä että sedimentistä, muiden pohjaeläinten osalta sedimentistä. Chaoborus, sulkasääsket; Chiron., surviaissääsket; Ceratop., polttiaissääsket; Oligoch., harvasukasmadot; Acarina, punkit; Ostracoda, raakkuäyriäiset, Nematoda, sukkulamadot, Valvatidae, liejukotilot.

Tunnus	Syvyys	Vesi	Sedimentti							
		Chaoborus	Chaoborus	Chiron.	Ceratop.	Oligoch.	Acarina	Ostracoda	Nematoda	Valvatidae
Yksilöä/näyte										
A 4	3,2	*	10	48	0	14	1	0	1	1
A 2	5	0	22	38	0	1	0	2	18	0
A 6	6,1	0	46	89	1	13	2	0	4	0
A 1	7	0	66	30	0	2	1	0	3	0
A 5	7,7	0	65	68	0	12	3	0	0	0
A 3	9,4	0	116	82	0	1	0	0	2	0
Yksilöä/m²										
A 4	3,2	*	433	2078	0	606	43	0	43	43
A 2	5	0	952	1645	0	43	0	87	779	0
A 6	6,1	0	1991	3853	43	563	87	0	173	0
A 1	7	0	2857	1299	0	87	43	0	130	0
A 5	7,7	0	2814	2944	0	519	130	0	0	0
A 3	9,4	0	5022	3550	0	43	0	0	87	0

*Matalimmalta pisteeltä (3,2 m) ei otettu haavinäytettä.

Ojavesinäytteenoton menetelmät

Näytteenotoista vastasivat Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n sertifioidut näytteenottajat. Vesinäytteet analysoitiin akreditoidussa KCL Kymen laboratoriossa laatuohjeiden sekä olemassa olevien SFS-standardien mukaan. Näytteenottojen yhteydessä mitattiin veden virtausnopeus MiniAir20-siivikolla (m/s) sekä mitattiin uoman leveys ja syvyys. Virtausnopeuden ja uoman pinta-alatietojen avulla laskettiin sen hetkinen uoman virtaama (l/s), mitä käytettiin ainevirtaamia laskettaessa. Arrajoen alkupäästä virtaamaa ei saatu mitattua. Uoman leveydestä johtuen myös Arrajoen loppupään virtausmittausta on pidettävä suuntaa-antavana.

Ojavesinäytteenoton tulokset

Taulukko 1. Ainepitoisuudet Arrajärven ojissa 7.11.2013. Kiint.a., kiintoaine CF/C; COD Mn, kemiallinen hapenkulutus; Kok. N, kokonaistyyppi; Kok. P, kokonaisfosfori.

Tunnus	Paikan nimi	Kiint.a. mg/l	COD _{Mn} mgO ₂ /l	Kok.N µg/l	Kok.P µg/l
Joki 1a	Arrajoen alkua	9	12	1100	46
Joki 1b	Arrajoen loppu	12	12	1100	55
Joki 2	Kotojoki	3,1	10	770	31
Oja 1	Kaurissuonoja	17	31	2500	150
Oja 2	Lietojoki	16	17	2100	140
Oja 3	Savioja	12	17	1600	54
Oja 4	Säynäsoja	4,4	22	530	31
Oja 5	Veljestensuon oja	4,4	6,1	230	10

Taulukko 2. Ainevirtaamat Arrajärven ojissa 7.11.2013. Kiint.a., kiintoaine CF/C; COD Mn, kemiallinen hapenkulutus; Kok. N, kokonaistyyppi; Kok. P, kokonaisfosfori; Virt. virtaama (kahdessa eri yksikössä).

Tunnus	Paikan nimi	Kiint.a. kg/vrk	COD _{Mn} kg/vrk	Kok.N kg/vrk	Kok.P kg/vrk	Virt. l/s	Virt. m ³ /vrk
Joki 1b	Arrajoen loppu	6477,8	6477,8	593,8	29,7	6248	539816
Joki 2	Kotojoki	82,9	267,3	20,6	0,8	309,4	26730
Oja 1	Kaurissuonoja	261,7	477,2	38,5	2,3	178,2	15393
Oja 2	Lietojoki	98,9	105,1	13,0	0,9	71,6	6182
Oja 3	Savioja	265,5	376,1	35,4	1,2	256,1	22125
Oja 4	Säynäsoja	17,8	89,0	2,1	0,1	46,8	4046
Oja 5	Veljestensuon oja	0,085	0,118	0,004	0,0002	0,2	19



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

ARRAJÄRVEN LLR-KUORMITUSVAIKUTUSMALLINNUS

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 263/2014

Niina Kotamäki, Suomen ympäristökeskus, SYKE



JOHDANTO

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Arrajärven kunnostussuunnitelmaa. Työn tavoitteena on arvioida LLR-mallilla Arrajärven ulkoisen kuormituksen määrää ja sen vähentämistarvetta, sekä arvioida sisäisen kuormituksen merkitystä järven tilaan ja kuormitusvähennyksiin. Mallin tuloksista saadaan tukea kunnostussuunnitelman toimenpidesuosittelun mitoittamiseen ja oikein kohdentamiseen.

LLR, eli Lake Load Response, on SYKEssä kehitetty mallinnustyökalu kuormitusvaikutusten arviointiin. LLR auttaa kuormitusvähennystarpeen arvioinnissa ja siten vesistöalueiden hoidon suunnittelussa ja siihen liittyvässä päätöksenteossa. LLR:llä lasketaan, miten ulkoinen kuormitus ja sen muutokset vaikuttavat vesimuodostuman kokonaisravinne- ja a-klorofyllipitoisuuksiin. LLR soveltuu erityisesti huonokuntoisten tai hyvän ja tyydyttävän tilan rajalla olevien järvien ja sisempien rannikkovesialueiden kuormitusvähennystavoitteiden laskemiseen sekä tueksi ekologisen tilan arviointiin.

LLR:n laskelmat perustuvat yksinkertaisiin yhteyksiin ravinnekuormituksen ja vedenlaadun välillä. Tunnettuihin ravinnetaseyhtälöihin perustuvan ravinteiden pidättymismallin avulla voidaan laskea vesimuodostuman kokonaisravinnepitoisuus. LLR:n fosforimalliin on lisätty myös sisäisen kuormituksen aiheuttama vaikutus. Ravinnekuormitusten avulla laskettuja kokonaisravinnepitoisuuksia käytetään vesimuodostuman a-klorofyllipitoisuuden laskentaan. Ravinteiden ja a-klorofyllin pitoisuuksien suhteesta saadaan edelleen johdettua yhteys kuormituksen ja a-klorofyllipitoisuuden välille. LLR:ssä olevien mallien tarkempi kuvaus ja sovellusesimerkkejä löytyy mm. seuraavista lähteistä Kotamäki (2014), Malve (2006) ja Pätynen (2009).

Lisätietoa myös SYKEN mallien ja työkalujen verkkosivuilla: http://www.syke.fi/fi-fi/Tutkimus_kehittaminen/Itameri_vesistot_ja_vesivarat/Mallit_ja_tyokalut/Vesienhoidon_mallit/Kuormitusvaikutusmalli_LLRLR

SYÖTTÖTIEDOT

Laskennan syöttötietoina tarvitaan tarkasteltavan vesimuodostuman keskisyvyys, tilavuus ja pintavesityyppi sekä mahdollisimman pitkät havaitut aikasarjat tulevasta kuormituksesta, lähtövirtaamasta ja edustavimman syvänteen kokonaisravinnepitoisuuksista. Lisäksi tarvitaan arvio sisäisen kuormituksen suuruusluokasta.

Nimi: Arrajärvi 14.122.1.005

Tyyppi: Keskikokoiset humusjärvet (Kh)

Tilavuus: 28,57 milj. m³

Keskisyvyys: 2,89 m

Viipymä: ~1 vuotta (83 vrk)

Sisäisen kuormituksen alkuarvo: puolet ulkoisen kuormituksen mediaanista, eli noin 8 kg/d

Luokittelu: Tyydyttävä (kokonaisluokka), (TotP=Välttävä, TotN=Tyydyttävä, chl-a= Välttävä)

Kuormitusarvoina käytetään viipymäjaksoilta arvioitua, järveen tulevaa keskimääräistä päivittäistä kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormaa. Kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudeksi lasketaan viipymäjakson keskiarvo, mutta laskennassa huomioidaan vain kasvukauden aikana tehtyjen näytteenottojen tulokset. Arrajärvestä on havaintoja kahdesta eri paikasta, mutta LLR-mallissa käytetään keskeisimmän syvänteen näytteenottotuloksia (tässä *Arrajärvi Sepäns 037*). Kokonaisravinnanäytteitä on otettu syvänteellä sekä pinnasta (1 m) että pohjasta (7 m). Jokaiselle näytteenottovuodelle laskettiin tilavuuspainotettu keskiarvo (Taulukko 1). Tilavuuspainotus on tehty käyttämällä järven hypsografian tilavuustietoja siten, että pohjan läheisen vesikerroksen ajatellaan olevan syvyysvyöhykkeillä 6–8 m ja pintakerroksen syvyyksillä 0–5 m. Pohjan lähellä on mitattu huomattavasti korkeampia pitoisuusarvoja kuin pinnassa, joten tilavuuspainotus kasvattaa keskimääräisiä pitoisuuksia jonkin verran. Vaikutus ei ole kuitenkaan suuri, koska pohjanläheisen vesimassan tilavuus on hyvin pieni verrattuna pintakerrokseen.

Taulukko 1. Havaitut kokonaisfosfori- ja -typpipitoisuudet (µg/l) pinnasta ja pohjasta, sekä näistä lasketut tilavuuspainotetut pitoisuudet.

Vuosi	pinta totP	pohja totP	pinta totN	pohja totN	Tilavuuspainotetut	
					TotP	TotN
1991	39	100	620	820	39,8	622,7
1992	68	64	700	590	67,9	698,5
1993	49	130	720	860	50,1	721,9
1994	62	75	880	910	62,2	880,4
1995	49	65	720	690	49,2	719,6
1996	48	290	680	1700	51,3	694,0
1997	44	320	620	1400	47,8	630,7
1998	48	52	620	570	48,1	619,3
1999	63	77	930	1100	63,2	932,3
2000	46	75	760	760	46,4	760,0
2001	46	260	690	1600	48,9	702,5
2002	39	370	910	1500	43,5	918,1
2003	46	77	740	1700	46,4	753,2
2004	29	45	720	740	29,2	720,3
2005	51	61	740	710	51,1	739,6
2006	36	49	630	770	36,2	631,9
2007	54	64	770	770	54,1	770,0
2008	48	41	700	680	47,9	699,7
2009	48	51	850	750	48,0	848,6
2010	63	21	1100	940	62,4	1097,8
2011	52	89	870	1100	52,5	873,2
2012	40	58	670	740	40,2	671,0
2013	30	62	630	690	30,4	630,8

Taulukkoon 2 on koottu LLR-mallin syöttötiedot Arrajärvelle. Kuormitukset (LN ja LP) sekä virtaama (Q) ovat Vemala-mallin laskemia vuosikeskiarvoja ja pitoisuudet (TotN ja TotP) ovat mitatut tilavuuspainotetut kasvukauden (touko–syyskuu) keskiarvot.

Taulukko 2. LLR-mallin syöttötiedot: kokonaistyyppikuormitus (LN, kg/d), kokonaisfosforikuormitus (LP, kg/d), järvestä havaittu kokonaistyyppipitoisuus (TotN, µg/l) ja kokonaisfosforipitoisuus (TotP, µg/l) ja lähtevä virtaama (Q, m³/s).

Vuosi	LN	LP	TotN	TotP	Q
1991	269,7	12,6	622,7	39,8	3,4
1992	382,2	18,2	698,5	67,9	4,5
1993	320,8	16,6	721,9	50,1	3,9
1994	321,8	14,4	880,4	62,2	3,6
1995	345,4	15,5	719,6	49,2	4,4
1996	289,0	18,1	694,0	51,3	3,6
1997	310,3	18,3	630,7	47,8	4,5
1998	387,0	20,0	619,3	48,1	4,6
1999	327,6	13,6	932,3	63,2	3,6
2000	431,5	20,3	760,0	46,4	4,5
2001	375,7	20,8	702,5	48,9	4,6
2002	259,4	11,5	918,1	43,5	3,2
2003	218,0	11,3	753,2	46,4	2,4
2004	449,4	25,1	720,3	29,2	5,9
2005	313,4	14,7	739,6	51,1	3,9
2006	254,3	13,0	631,9	36,2	2,6
2007	396,1	24,1	770,0	54,1	4,6
2008	420,4	21,8	699,7	47,9	5,0
2009	291,3	15,4	848,6	48,0	3,4
2010	214,2	10,9	1097,8	62,4	2,9
2011	246,8	14,5	873,2	52,5	2,9
2012	429,2	29,2	671,0	40,2	5,7
2013	306,4	17,2	630,8	30,4	3,9

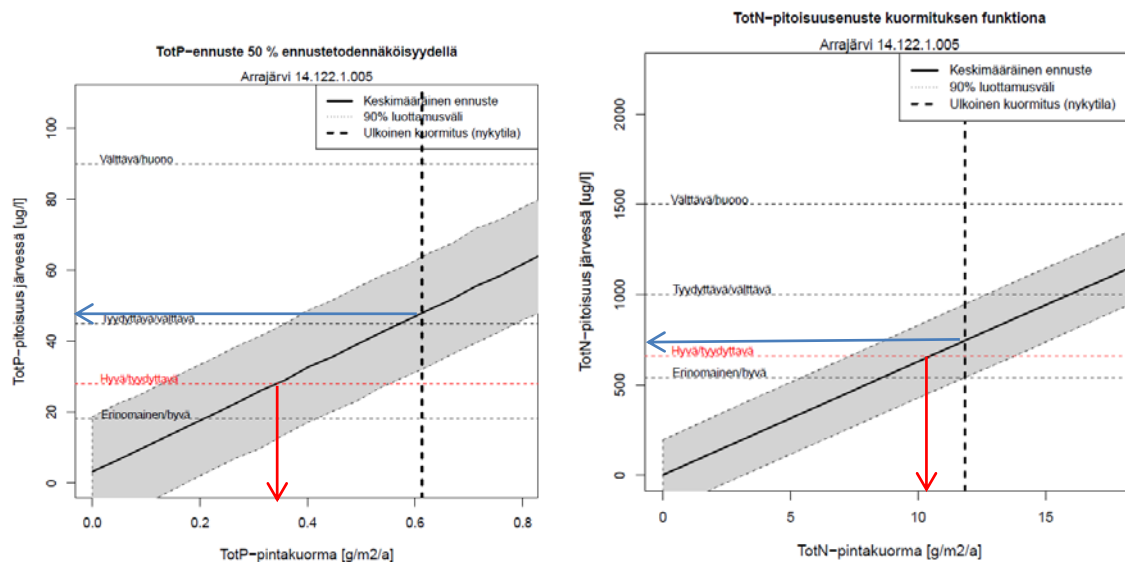
TULOKSET

Taulukon 3 ja Kuvan 1 perusteella Arrajärven keskimääräinen fosforipitoisuus on 47 µg/l ja järvi on välttävässä fosforin perusteella. Kuormitus, jolla hyvään tilaan (H/T-raja-arvo 28 µg/l) päästään on 9,6 kg/d, eli noin 42 % vähemmän kuin järven keskimääräinen pitkän ajan kuormitus (16,6 kg/d). Nykyisellä typpikuormituksella (321 kg/d) typpipitoisuus on keskimäärin 744 µg/l. Hyvän tilan raja on 660 µg/l, joten typen osalta järvi on keskimäärin tyydyttävässä tilassa. Hyvään typpitasoon tilassa pääsemiseksi kuormitusta olisi vähennettävä 12 %.

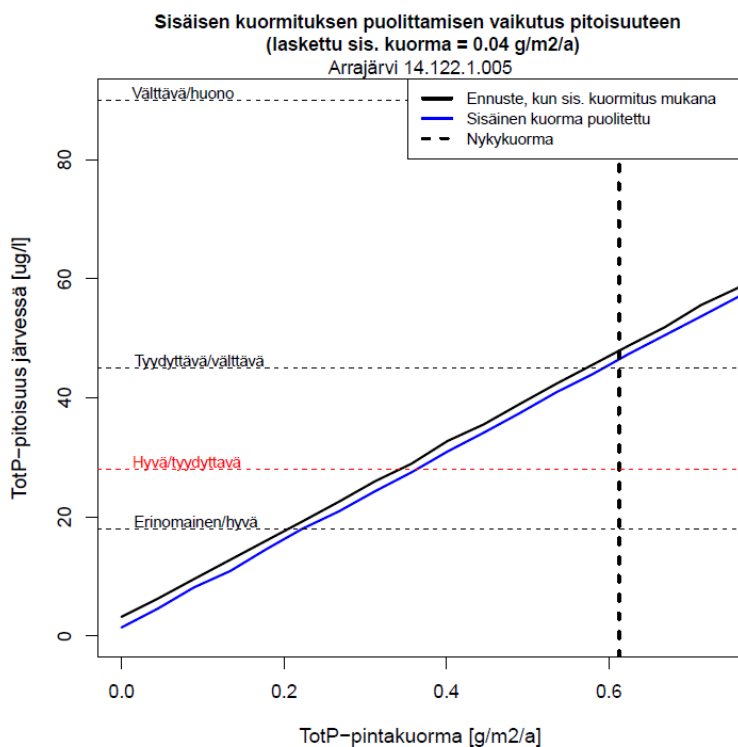
Taulukko 3. LLR:n ravinnemallin tuottama fosfori- ja typpikuormitusten ja -pitoisuuksien nykytila, tavoitetila ja tavoitteeseen pääsemiseksi tarvittava vähennys. Nykytilan ja tavoitetilan ulkoiset kuormitukset on esitetty päiväkuormana (kg/d) ja kuormana järvipinta-alaa kohden (g/m²/a). Pitoisuuden nykytilassa (µg/l) on mallin laskema keskimääräinen pitoisuus annetuilla kuormitustiedoilla. Sisäinen kuormitus on mallin laskema sisäisen kuormituksen arvo sekä päiväkuormana että pintakuormana.

			Fosfori	Typpi
Nykytila	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	16,6	320,8
		g m ⁻² a ⁻¹	0,61	11,84
	Pitoisuusennuste	µg l ⁻¹	47,2	743,7
	Sedimentaationopeus (laskettu)	m d ⁻¹	0,003	0,009
	Sisäinen kuormitus	kg d ⁻¹	0,5	
		g m ⁻² a ⁻¹	0,02	
Tavoitetila	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	9,6	283,6
		g m ⁻² a ⁻¹	0,36	10,47
	Pitoisuus (H/T-raja)	µg l ⁻¹	28	660
Vähennystarve	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	7	37,2
		g m ⁻² a ⁻¹	0,25	1,37
		%	42	12
	Pitoisuusvähennys	µg l ⁻¹	19,2	83,7

Kuvasta 2 nähdään sisäisen kuormituksen puolittamisen vaikutus järven fosforipitoisuuteen. Malli arvioi lähtötietojen perusteella Arrajärven sisäisen fosforikuormituksen olevan vain muutaman prosentin ulkoisesta kuormituksesta, eli sisäisen kuormituksen vaikutus ei ole erityisen merkittävä järven keskimääräiseen fosforipitoisuuteen.

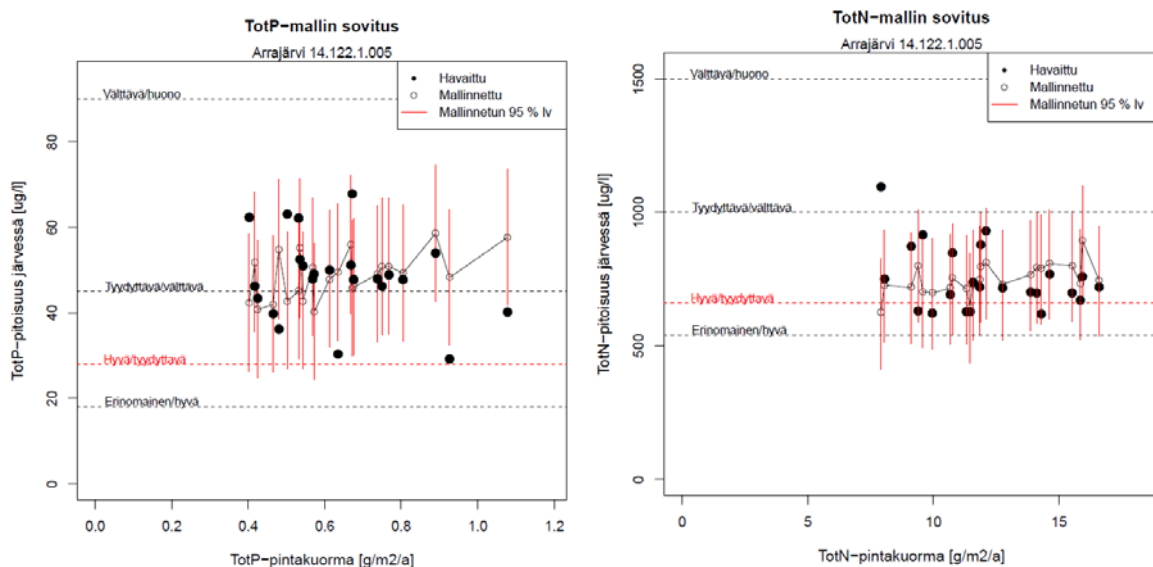


Kuva 1. Kokonaisfosforipitoisuuden (kuva vasemmalla) ja kokonaistyppipitoisuuden (oikealla) keskimääräinen ennuste ja 90 % luottamusväli ulkoisen kuormituksen funktiona. Punainen nuoli osoittaa kuormaa, jolla tavoitepitoisuuteen päästään ja sininen nuoli kuvaa nykyisellä kuormitustasolla saatavaa pitoisuutta.



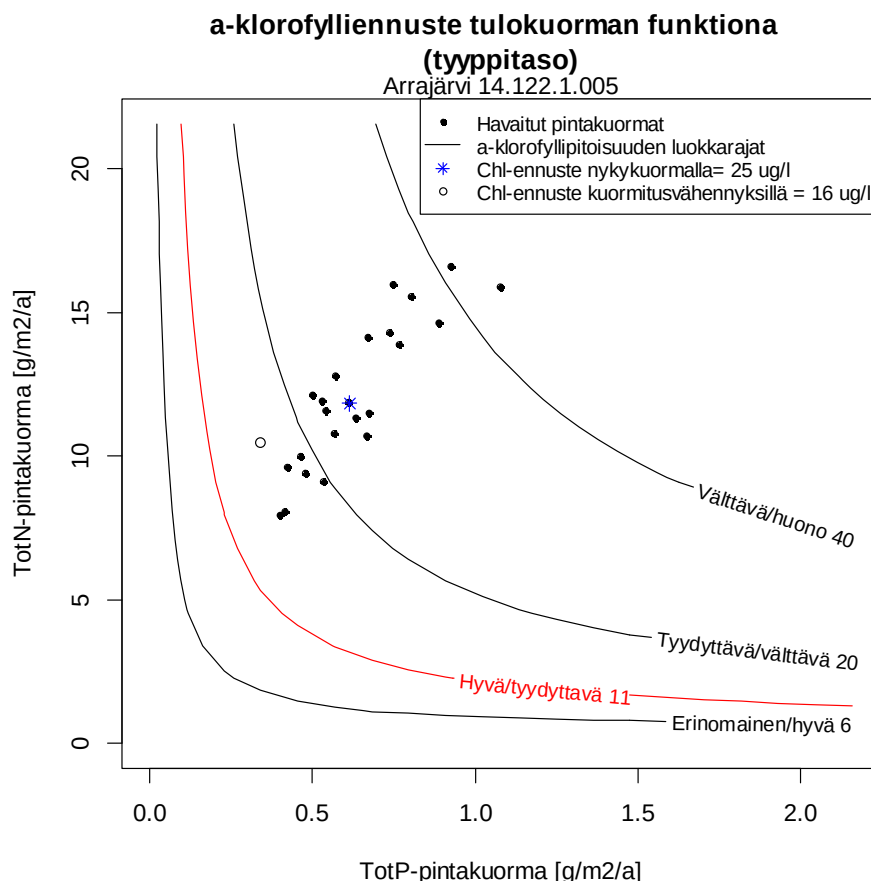
Kuva 2. Sisäisen kuorman puolittamisen vaikutus fosforipitoisuuteen ja kuormitusvähennystarpeeseen.

Kuvassa 3 on esitetty LLR-mallin sovitus annettuun lähtöaineistoon. Pitkän ajan keskimääräiset havaitut fosfori- ja typpipitoisuudet vaihtelevat tyydyttävän ja välttävän tilan välillä. Kuvista nähdään, että epävarmuus on suuri (leveät luottamusvälit). Tämä heijastaa sekä luonnollista vaihtelua että mallin ja havaintojen puutteellisuudesta johtuvaa epävarmuutta.



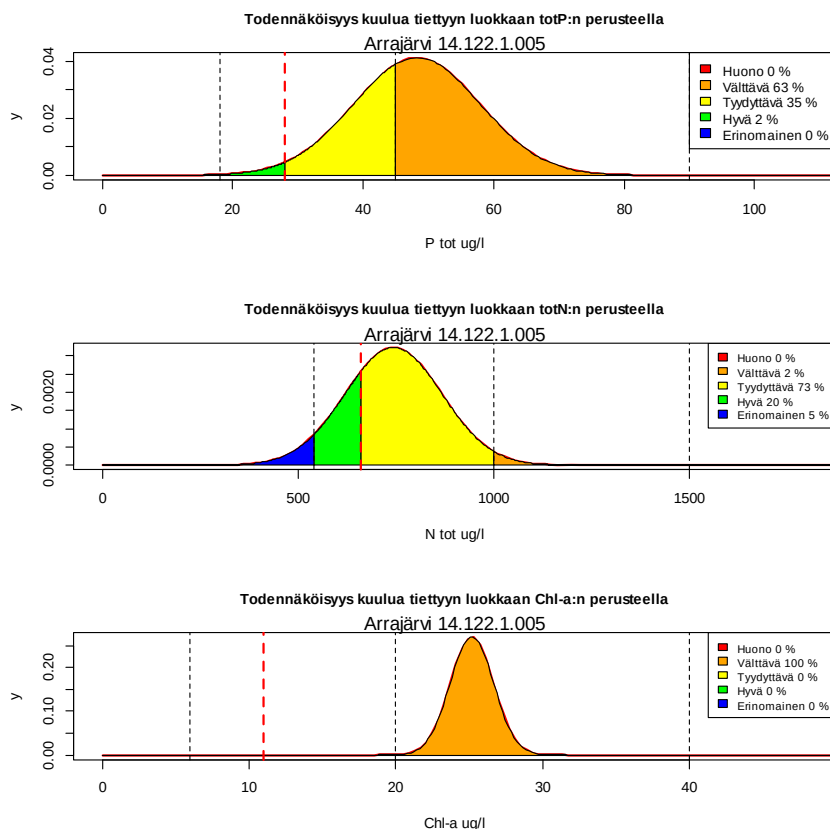
Kuva 3. Mallinnetut ja havaitut fosfori- (vasemmalla) ja typpipitoisuudet (oikealla) eri kuormituksilla. Järvityyppikohtaiset luokkarajat on esitetty vaakasuorina katkoviivoina.

Kuvassa 4 on a-klorofyllipitoisuuden muuttuminen erilaisilla kuormitustasoilla. Keskimääräisillä typen ja fosforin tulokuormilla a-klorofyllipitoisuus on mallin mukaan 25 µg/l, joka ylittää reilusti Kh-tyypin raja-arvon (11 µg/l). Järvestä mitattujen a-klorofyllipitoisuuksien mediaani on 27 µg/l, joten mallinnettu klorofyllipitoisuus on samaa suuruusluokkaa kuin havaittu pitoisuus. LLR:n klorofyllimallin muodostamisessa on käytetty laajaa valtakunnallista vedenlaadutdataa. Arrajärven tiedot eivät ole kuitenkaan olleet mallin muodostamisessa mukana, eikä sille näin ollen ole järvikohtaisia korjauskertoimia. Näin ollen Arrajärven mallinnuksessa on käytetty hyväksi muiden Kh-tyypin järvien aineistoa. Mallin hierarkkisen rakenteen vuoksi järvityyppikohtainen tieto voidaan käyttää tehokkaasti hyväksi, jolloin tyypikohtainen ennuste (järvikohtaisen sijaan) on riittävän hyvä kuvaamaan Arrajärven keskimääräistä klorofyllitasoa. Kuvan 4 tasa-arvokäyriä voidaan katsoa, minkälaisilla kuormitusyhdistelmillä päästäisiin tavoitettiin (punainen tasa-arvokäyrä). Jos aikaisemmin esitetyt fosfori- ja typpitavoitteeseen vaaditut vähennykset (fosfori 42 % ja typpi 12 %) tehdään, niin a-klorofyllipitoisuus ei silti saavutetai toivottua tasoa (ennuste 16 µg/l). Tavoite saavutettaisiin tehokkaimmin vähentämällä fosforikuormaa entisestään: jos typpikuormitus ei muutu, niin fosforikuormaa pitäisi vähentää aiemman 42 % lisäksi vielä 28 %, eli yhteensä 70 %.



Kuva 4. A-klorofylliennuste typpi- ja fosforikuormitusten funktiona. Tasa-arvokäyrät ovat a-klorofyllipitoisuuden tyypikohtaiset luokkarajat, punainen käyrä on tavoitetilä alkuperäisillä ulkoisen ja sisäisen kuormituksen arvoilla. Havaitut pintakuormayhdistelmät on merkitty pisteinä, sininen tähti kuvastaa a-klorofyllipitoisuutta annetuilla keskimääräisillä kuormitusarvoilla ja ympyrä tilannetta, jolloin fosfori- ja typpitavoitteisiin vaaditut kuormitusvähennykset olisi tehty.

Kuvassa 5 on esitetty LLR-mallin tuottamat pitoisuusjakaumat ja eri luokkiin kuulumisen todennäköisyydet nykyisellä kuormitustasolla. Fosforipitoisuuksien perusteella järvi on 63 % todennäköisyydellä välttävässä ja 35 % todennäköisyydellä tyydyttävässä tilassa, tavoitteeseen ei siis mitä todennäköisimmin päästä nykyisillä kuormitustasoilla. Nykytilanteessa hyvän tilan saavuttamisen todennäköisyys on vain 2 %. Typpi on myös todennäköisimmin hyvää huonommassa tilassa (tyydyttävä 73 % ja välttävä 2 %), mutta vaihtelu on suurta ja hyvän tilan saavuttamisen todennäköisyyskin on 20 %. Myös a-klorofyllin osalta annetut kuormitukset aiheuttavat liian suuria pitoisuuksia (välttävä 100 %).



Kuva 5. Kokonaisfosforin, -typen ja α -klorofyllin pitoisuuksien todennäköisyysjakaumat annetuilla kuormituksilla. Luokkarajat esitetty pystyviivoin (tavoiteraja, H/T, punainen katkoviiva) ja luokkien todennäköisyydet eri väreillä.

VIITTEET

Kotamäki, N., Pätynen A., Taskinen, A., Huttula, T. and Malve, O. Statistical Dimensioning of Nutrient Loading Reduction - LLR Assessment Tool for Lake Managers (Lähetetty Environmental Management -lehteen 8/2014)

Malve, O. & Qian, S. 2006. Estimating nutrients and chlorophyll a relationships in Finnish Lakes. Environ. Sci. Technol. 40:7848–7853. DOI: 10.1021/es061359b

Pätynen, A. 2009. Tavoitekuormien määrittäminen vesipuitedirektiivin mukaisessa vesialueiden hoidossa. Pro-gradututkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

ARRAJÄRVEN HOITOKALASTUSSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 264/2014

Markku Kuisma



SISÄLLYS

1 TAUSTAA.....	1
1.1 TARPEEN ARVIOINTI	1
1.2 SUUNNITTELUSSA HUOMIOITAVAA	2
2 ARRAJÄRVEN KALASTO.....	3
2.1 AIEMMAT KALASTOSELVITYKSET	3
2.2 VERKKOKOEKALASTUS 2013.....	5
2.3 SUORITETUT HOITOKALASTUKSET	9
2.4 ARRAJÄRVEN ISTUTUKSET	11
3 SUOSITUS ARRAJÄRVEN HOITOKALASTUKSESTA.....	12
3.1 TEHO- JA HOITOKALASTUKSEN TAVOITTEET JA TOIMENPITEET	13
3.2 SAALISTAVOITE	13
3.3 PYYNTIMENETELMÄT	14
3.4 PETOKALAISTUTUKSET JA KALASTUKSEN OHJAUS.....	15
3.5 SEURANTA	16
VIITTEET	17

1 TAUSTAA

Arrajärven hoitokalastussuunnitelma on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Arrajärven kunnostussuunnitelmaa. Biomanipulaatiolla eli ravintoketjukunnostuksella tarkoitetaan menetelmää, jossa yleensä pyritään parantamaan kohdevesistön laatua vähentämällä rehevöitymisen seurauksena vesistöön muodostunutta särkikalavaltaista kalastoa tehokalastuksin tai estämään järven tilan heikkenemistä hoitokalastuksilla. Teho- ja hoitokalastusten vaikutuksia pyritään yleensä myös tehostamaan särkikaloja ravinnokseen käyttävien petokalojen (mm. kuha, ahven, hauki) kantoja vahvistamalla. Ravintoketjukunnostus soveltuu järviin, jotka ovat rehevöityneet ulkoisen kuormituksen vaikutuksesta, mutta joiden tila ei ole parantunut merkittävästi kuormituksen alentamisen jälkeen. Tällaisissa järvissä sisäinen kuormitus pitää yllä korkeaa rehevyytasoa (Sammalkorpi ja Horppila 2005). Eräs sisäistä kuormitusta aiheuttava tekijä on ravintoketjun rakenteen ja toiminnan muuttuminen rehevöitymisen vaikutuksesta. Ylitiheäksi kasvaneet kalakannat saalistavat tehokkaasti etenkin suurikokoista eläinplanktonia, jonka laidunnusteho ja näin ollen merkitys leväkasvun rajoittajana vähenevät (Brooks & Dodson 1965). Pohjalla ruokaillessaan särkikalavaltainen kalasto (etenkin särki ja lahna) kierrättää tehokkaasti ravinteita järven pohjalta ja ranta-alueilta ulapalle levien käyttöön (Horppila ja Kairesalo 1992; Horppila ym. 1998). Kun kalaston rakenne ja veden laatu paranevat ravintoketjukunnostuksen myötä, nousee myös järven virkistyskäyttöarvo, virkistyskalastus mukaan lukien (Sammalkorpi ja Horppila 2005).

Yleisin toimenpide ravintoketjukunnostuksessa on särkikalojen, sekä joissain tapauksissa myös kuoreen ja pienten ahvenkalojen (pieni ahven ja kiiski) poistopyynti. Samalla pyritään myös vahvistamaan poistopyyntien vaikutusta petokalaistutuksilla. Poistopyynnit aloitetaan yleisesti tehokalastuksella, jonka tavoitteena on selkeä muutos kalakantoihin. Tämän jälkeen pyynti jatkuu hoitokalastuksena, jolla ylläpidetään saavutettua muutosta kunnostuksen jälkeen ja estetään hyvän tilan heikkeneminen. Teho- ja hoitokalastusten positiiviset vaikutukset ovat erityisen hyvin havaittavissa matalissa ja rehevissä särkikalavaltaisissa järvissä. Näissä särkikalojen tehokas poisto voi johtaa merkittävään veden kirkastumiseen ja sisäisen fosforikuormituksen vähenemiseen (Sammalkorpi ja Horppila 2005).

1.1 TARPEEN ARVIOINTI

Ravintoketjukunnostuksen tarvetta arvioitaessa on hyvä ottaa huomioon monia eri asioita. Selkeä tarve kunnostukselle on, kun järven kalasto on koekalastusten perusteella hyvin runsas ja se heikentää järven tilaa. Kun arvioidaan järven rehevyytason tai leväkukintojen vähentämismahdollisuuksia ravintoketjukunnostuksella, keskeisiä mittareita ovat suuri koekalastuksen yksikkösaalis, ravinnetasoon nähden korkea levämäärä ja veden laadun selvät vuodenaikaisvaihtelut (Sammalkorpi ja Horppila 2005). Ravintoketjukunnostusta

voidaan pitää perusteltuna myös, jos kalaston rakenteessa on havaittavissa epäedullisia muutoksia. Tällöin kalasto on hyvinkin särkikalavaltainen, särkikalat ja ahvenet ovat pienikokoisia ja särkikalojen kasvu on hidasta. Myös petokalojen (kuha, hauki ja iso, yli 15 cm:n ahven) pieni osuus kalakannassa on merkki kalakannan vinoutumisesta, huolimatta siitä, että esimerkiksi kuhan kasvu voi olla nopeaa.

Ravintoketjukurinostuksen tarvetta voidaan arvioida myös tutkimalla vesinäytteistä klorofylli-a:n ja kokonaisfosforin pitoisuuksien suhdetta. Ravintoketjukurinostus voi olla tarpeen, mikäli klorofylli-a:n ja fosforin suhde on kasvukaudella keskimäärin 0,3–0,4 tai sitä korkeampi (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Myös isojen vesikirppujen puuttuminen eläinplanktonista viittaa ravintoketjukurinostuksen tarpeeseen. Jos veden fosforipitoisuus on jatkuvasti yli 100 µg/l, on se merkki hyvin korkeasta ulkoisesta ja sisäisestä ravinnekuormituksesta. Ulkoisen kuormituksen saaminen kuriin onkin edellytys hyvin onnistuvalle ravintoketjukurinostukselle, sillä ilman ulkoisen kuormituksen vähentämistä teho- ja hoitokalastusten vaikutukset jäävät lyhytaikaisiksi ja ohimeneviksi. Tällaisissa tapauksissa tehokalastus olisi uusittava usein (Sammalkorpi ja Horppila 2005).

1.2 SUUNNITTELUSSA HUOMIOITAVAA

Teho- ja hoitokalastuksia suunniteltaessa kannattaa huolehtia siitä, että kaloja poistetaan riittävästi. Kuitenkin tarkkaa lukemaa tehokalastuksen poistotarpeesta on vaikea antaa esim. koekalastusten perusteella, koska saalistavoite riippuu järven kalamäärän lisäksi monesta muustakin tekijästä. Tehokalastuksen saalistavoite on suhteutettava järven pinta-alaan ja veden fosforipitoisuuteen. Mikäli halutaan, että tehokalastuksilla on vaikutusta vedenlaatuun 1–2 vuoden ajanjaksolla, on Etelä- ja Keski-Suomen rehevissä järvissä järkevä saalistavoite noin 50–100 kg/ha vuodessa, jos järven fosforipitoisuus on alle 50 µg/l. Mikäli fosforipitoisuus on 100 µg/l, tulisi vuoden saalistavoitteen olla tasolla 150–200 kg/ha (Sammalkorpi ja Horppila 2005; Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Kalastus on tehokkainta, kun se kohdistuu sekä vanhoihin että nuoriin kaloihin. Kuitenkin nuorilla särkikaloilla on yleensä suurin vaikutus ravintoketjun toimintaan. Nuorten särkikalojen vähentämiseen on myös varauduttava tehokalastushankkeen toisena ja kolmantena vuonna, koska särkikalojen suuri lisääntymiskapasiteetti tuottaa runsaasti jälkeläisiä, jotka täyttävät kalastuksen tekemää vapaata tilaa. Tällöin eläinplanktoniin kohdistuva saalistus voi jopa kasvaa. Kynnystaso, jonka alle jäävällä saaliilla ei ole vaikutusta veden laatuun, nousee veden fosforipitoisuuden noustessa. Rehevimpien järvien kalamäärä voi olla niin suuri, etteivät edes 100 kg/ha ylittävät vuosisaaliit saa aikaan näkyviä vaikutuksia. Muutos ei myöskään ole pysyvä, mikäli ulkoinen kuormitus on liian korkea. Tällöin kalasto palautuu nopeasti ilman jatkuvaa tehokasta kalastusta ja erittäin vahvaa petokalakantaa (Sammalkorpi ja Horppila 2005).

Kun teho- ja hoitokalastusten määrää vähennetään, on tärkeää, että kohdejärven muodostuu tai on muodostunut vahva petokalakanta. Tämä on tärkeä edellytys sille, että

kalakannan rakenne pysyy hyvänä. Mikäli kalabiomassasta noin 30 % on petokaloja, voivat ne säädellä tehokkaasti nuorten särkikalajien määrää. Pienempikin petokalamäärä voi hyödyntää järven ravintoketjun hoitotoimia välillisesti, vaikka suora petokalavaikutus jäisikin vähäiseksi. Tavoitteena tulisikin olla runsaat kannat sekä rantavyöhykkeen petoja, kuten haukea, että avovesialueen lajeja, kuten ahventa ja kuhaa. Jos em. vyöhykkeistä vain toisessa on vahvat petokalakannat, pystyvät nuoret särjet siirtymään siihen ympäristöön, jossa petokalojen osuus on vähäisempää. Jos molempien, sekä ranta-alueen haukikanta että avovesialueen ahven- ja kuhakannat ovat riittävän vahvat, voi petokalojen vaikutus ravintoverkkoon nousta merkittäväksi (Berg ym. 1997).

Teho- ja hoitokalastukset voimistavat usein petokalakantoja, koska mm. ahventen koko kasvaa särkikalajien aiheuttaman ravintokilpailun vähenemisen johdosta. Myös ahvenen ja kuhan poikastuoton on usein havaittu paranevan. Veden kirkastuminen ja uposkasvien leviäminen hyödyttävät paitsi ahventa myös haukea (Sammalkorpi ja Horppila 2005). Tämän lisäksi petokalakantoja voi vahvistaa mm. tuki-istutuksin ja kalastuksen ohjauksella. Erityisesti kalastuksen ohjaus on isossa roolissa petokalakantojen vahvistamisessa. Esim. kuhan osalta tulisi alamittaa kohottaa 45 cm:iin, ja verkkojen silmäkoko kuhan pyynnissä tulisi olla vähintään 55 mm. Pienissä vesistöissä myös kalastuksen ajallinen tai alueellinen rajoittaminen olisi usein tarpeellista. Näiden toimenpiteiden tuloksena saavutettaisiin vahvempi, särkikalajia hyödyntävä petokalakanta ja kalastajatkin saisivat aikaisempaa suurempia saalisaloja (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Lisäksi vesistöissä, joissa on runsaat lahna-, pasuri- tai sulkavakannat, on tärkeää huolehtia haukikannan ja erityisesti suurten haukien kannoista. Tämä siksi, että jo 15 cm:n pituinen lahna on liian korkea profiililtaan esim. 40 cm:n kuhalle, jotta se voisi käyttää lahnaa ravinnokseen. Suomalaisista kaloista siis ainoastaan tarpeeksi iso hauki pystyy syömään em. kaloja ja osaltaan pitämään särkikalakantoja kurissa.

2 ARRAJÄRVEN KALASTO

2.1 AIEMMAT KALASTOSELVITYKSET

Arvioitaessa ravintoketjukurinnotuksen tarvetta on erittäin tärkeää tietää järven kalaston lajisuhteet ja ikä- tai kokojakaumat. Nämä saadaan yleensä selville koeverkkokalastuksin, mutta myös koetoolauksia ja -nuottauksia, kaikuluotausta sekä kalastustiedusteluja voidaan käyttää apuvälineinä arvioitaessa kalaston määrää, lajisuhteita ja ikäjakaumia. Usein pelkkä koeverkkokalastus ei olekaan riittävä tapa saada selville koko lajistoa, sillä esim. hauen ja ison lahnan pyydystettävyyden koeverkoilla on sangen alhainen.

Arrajärvellä on kalaston tilaa ja rakennetta tutkittu jo useamman vuoden ajan ja monella eri menetelmällä. Koeverkkokalastuksia on suoritettu mm. vuonna 1996 Iitin kunnan vetämän hankkeen puitteissa (Levänen 1996). Samana vuonna tutkittiin kalaston rakennetta myös ottamalla saalisnäytteitä rysäpyynnillä suoritetuista hoitokalastuksista. Seuraava koeverkkokalastus suoritettiin 2013 Kymijoen alueen järvikunnostushankkeen puitteissa.

Lisäksi kalastoa on tutkittu Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellisen tarkkailun puitteissa, ulappa-alueiden osalta vuonna 2011 niin koetrollaamalla kuin kaikuluotaamalla (Malinen ym. 2012). Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu perustuu Itä-Suomen ympäristölupaviraston päätöksiin: 25.7.1975 (nro 65/Ym/75) ja 26.10.1984 (nro 92/Vall/84). Voimassaoleva ohjelma on laadittu vuosille 2011–2015 ja on hyväksytty Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen kirjeellä Dnro. 1074/5723–2011.

Vuoden 1996 tutkimusten puitteissa suoritettiin koeluontoista hoitokalastusta yhdellä isorysällä. Rysien tyhjennyksen yhteydessä otettiin saaliin joukosta valikoimaton saalisnäyte, josta selvitettiin lajisuhteet ja kalojen pituus- ja painojakaumat lajikohtaisesti. Saalisnäytteen perusteella valtaosan saaliista muodostivat särkikalat, joita saalisnäytteessä oli kappalemääräisesti yli 80 %. Rysäkalastuksen yhteydessä täytetyn saalislomakkeen perusteella massamääräiset lajisuhteet tärkeimpien lajien osalta olivat seuraavat: särki 52,7 %, salakka 17,3 %, lahna 10,8 %, kiiski 9,4 %, sorva 5,5 % ja ahven 1,4 %. Särkikalojen pituusjakaumat näyteotannasta osoittivat särkikalojen populaatioiden olevan sangen hidaskasvuisia. Suurimman osan särkien ja lahnojen pituusjakaumasta muodostivat 10–20 cm ja alle 10 cm olevat yksilöt. Yli 20 cm olevia yksilöitä ei särkien joukosta havaittu ainuttakaan ja lahnojakin vain yksi (Levänen 1996).

Samana vuonna suoritettujen koeverkkokalastusten tulokset olivat samansuuntaisia hoitokalastussaaliista otetun saalisnäytteen kanssa. Koekalastuksen saaliin lajistosta selkeän enemmistön muodostivat särki, salakka, lahna ja pasuri. Koko koekalastussaaliin kappalemäärästä särjen osuus oli noin puolet ja massamääräisestäkin tarkasteltuna noin 40 %. Saaliin pituusluokkia tarkasteltaessa oli huomionarvoista särjellä ja ahvenella 9–12 cm pitkien yksilöiden suuri osuus (Levänen 1996).

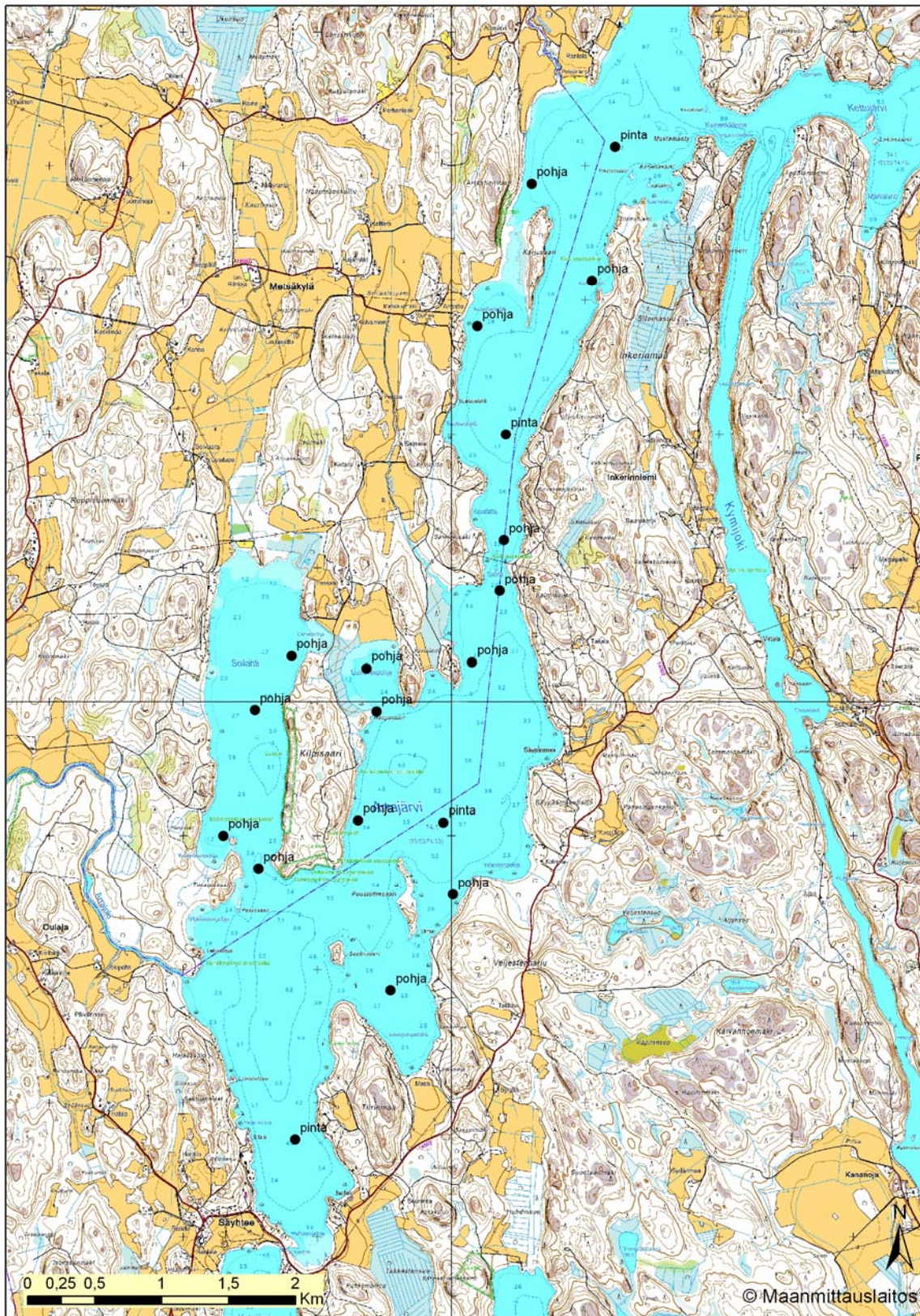
Vuonna 2011 (1.8.2011) suoritettiin Arrajärvellä ulappa-alueen kalakanta-arvioita kaikuluotaamalla ja koetrollaamalla, sekä kartoitettiin hauen poikasia. Kaikuluotauksen ja koetrollauksen mukaan Arrajärven yli 3 m syvien alueiden keskimääräinen kalatiheys oli 10 500 yksilöä ja 64 kg hehtaarilta. Lukumääräisesti Arrajärven ulappa-alueen valtalajeja olivat kuha ja ahven. Ahvenkalat muodostivatkin yhteensä 70 % ulapan kalamäärästä. Yli 95 % molempien lajien yksilöistä oli yksikesäisiä poikasia. Sen sijaan kalabiomassa koostui suurelta osin melko suurikokoisista lahnoista ja pasureista. Biomassaltaan seuraavaksi runsaimmat lajit olivat ahven, särki ja kuha. Kaikuluotauksen ja koetrollauksen soveltuvuus pohjan lähellä viihtyvien lahnojen ja pasureiden runsauden arviointiin on kuitenkin huono, joten niiden runsausarvioon tulee suhtautua varauksella. Todellisuudessa niiden biomassa voi olla paljonkin suurempi kuin todettu tulos. Lisäksi tutkimuksen tulokset käsittelivät ainoastaan yli 3 m syvää ulappa-aluetta. Ranta-alueen lajisto, kalatiheys ja -biomassa ovat todennäköisesti hyvin erilaisia ulappa-alueeseen verrattuna. Hauen poikastutkimuksessa ei havaittu yhtään hauen poikasta (Malinen ym. 2012).

2.2 VERKKOKOEKALASTUS 2013

Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa tehtiin Arrajärven verkkokoekalastus elokuussa 20.–27.8.2013. Koekalastus suoritettiin Nordic-yleiskatsausverkoilla 19 verkkoyön ponnistuksella (Kuva 1). Nordic- yleiskatsausverkko on 1,5 m korkea ja 30 m pitkä, kahdestatoista 2,5 m leveästä solmun silmäväliltään eri harvuisesta havaspaneelista koostuva verkko. Verkon paneeleiden solmuvälit (mm) ja langan paksuudet järjestyksessä ovat seuraavat:

Solmuväli mm	43	19,5	6,25	10	55	8	12,5	24	15,5	5	35	29
Lanka mm	0,20	0,15	0,10	0,12	0,23	0,10	0,12	0,15	0,15	0,10	0,16	0,16

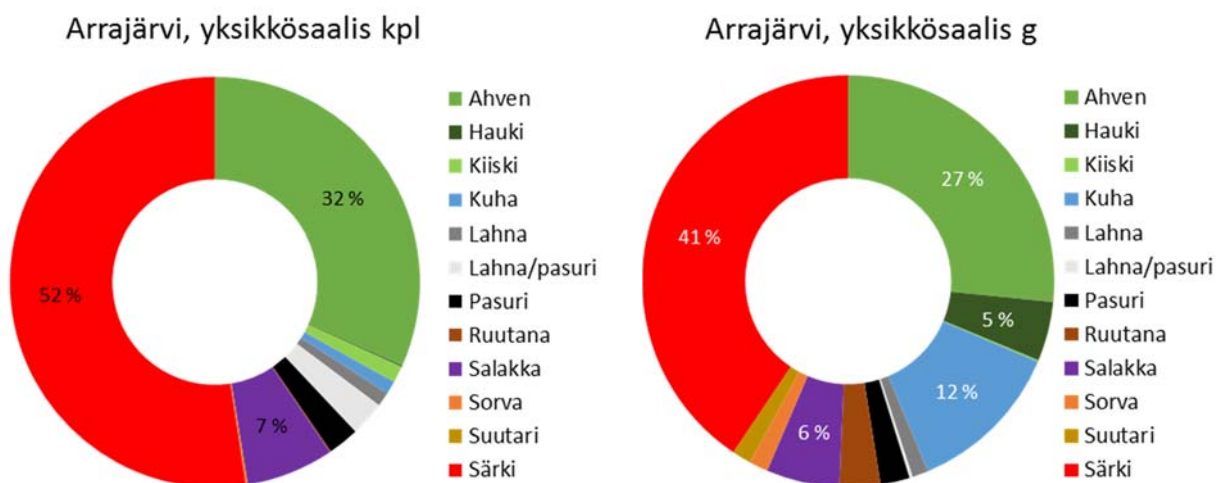
Verkot laskettiin päivän päätteeksi ja nostettiin aamulla. Kalastusajaksi muodostui siten noin 18 tuntia. Koekalastuksia varten Arrajärven vesipinta-ala jaettiin noin 90 koekalastusruutuun, joista satunnaisesti valittiin 19 koealaa. Tällä paitsi varmistettiin havaintojen riippumattomuus, myös pyrittiin saamaan mahdollisimman kattava kuva Arrajärven kalastosta. Koealoista 12 kpl sijaitsi 0–3 metrin syvyysvyöhykkeellä ja 7 kpl 3–10 metrin syvyysvyöhykkeellä. Lisäksi 3–10 metrin syvyysvyöhykkeen verkot jaoteltiin seuraavasti: pintaverkkoja 4 kpl ja pohjaverkkoja 3 kpl. Kunkin koekalastusverkon saalis lajiteltiin solmuväli- ja lajikohtaisesti, punnittiin sekä suoritettiin yksilökohtaiset pituusmittaukset enintään kahdestakymmenestä satunnaisesti valitusta yksilöstä/laji/solmuväli. Mikäli yksilöitä oli havaspaneelissa alle 20/laji, mitattiin kaikki lajin yksilöt.



Kuva 1. Arrajärven vuoden 2013 verkkokoekalastusten koeverkkojen sijainnit.

Koekalastusten tulokset olivat suurilta osin yhteneväisiä aikaisempien vuosien havaintojen kanssa. Saalista koekalastuksissa kertyi yhteensä liki 77 kg (3576 kpl), yksikkösaaliin

ollessa 4052 g/verkko ja 188 kpl/verkko. Suurimman osan saaliista muodostivat särkikalat, kuha ja ahven (Kuva 2).



Kuva 2. Arrajärven vuoden 2013 verkkokoekalastusten yksikkösaaliit.

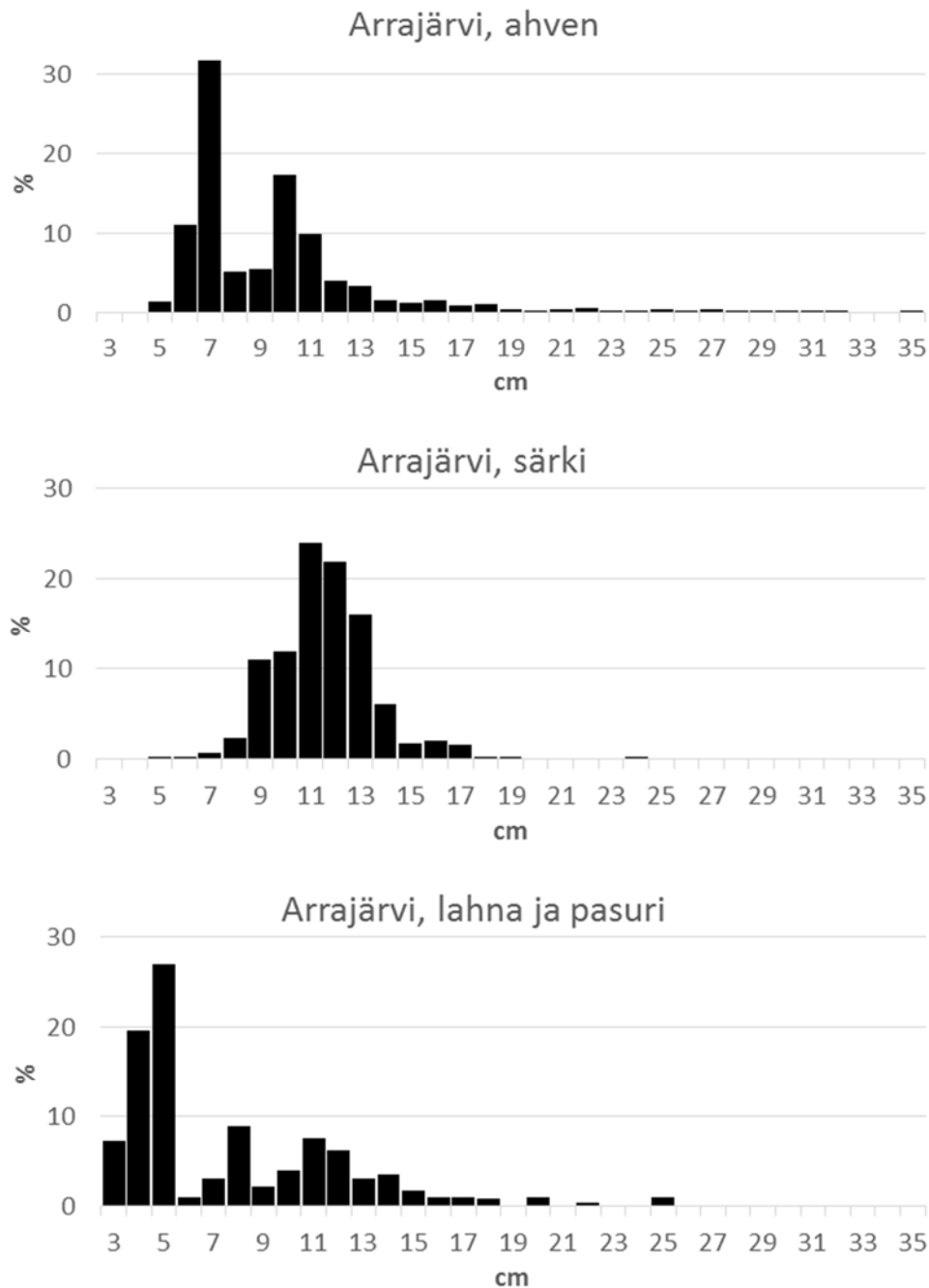
Painomääräisesti tarkasteltuna suurimman osuuden saaliista muodostivat särkikalat 56 %:n osuudella. Ahvenkalojen osuus saaliin biomassasta oli 39 %. Lukumääräisesti lajisuhteita tarkasteltaessa särkikalojen suhteellinen osuus kasvaa, sillä kappalemääräisesti tarkasteltuna särkikalojen osuus oli liki 66 %, ahvenkalojen osuuden jäädessä 34 %:iin kokonaissaaliista. Petokalojen (> 15 cm ahven, kuha ja hauki) osuus saaliista oli kohtalaisen hyvä noin 33 %:n osuudella (Taulukko 1).

Taulukko 1. Arrajärven kokonaissaaliit, yksikkösaaliit ja prosenttiosuudet kalalajeittain vuonna 2013.

Laji	Kokonais- saalis (g)	Yksikkösaalis g/verkko	Biomassa- osuus %	Kokonais- saalis (kpl)	Yksikkösaalis kpl/verkko	Lukumäärä- osuus %
Ahven	20485,99	1078,2	26,61	1132	59,58	31,66
Hauki	3591,95	189,1	4,67	4	0,21	0,11
Kiiski	91,96	4,8	0,12	47	2,47	1,31
Kuha	9455,92	497,7	12,28	37	1,95	1,03
Lahna	971,09	51,1	1,26	40	2,11	1,12
Lahna/pasuri	194,94	10,3	0,25	98	5,16	2,74
Pasuri	1767,95	93,1	2,3	88	4,63	2,46
Ruutana	2469,05	130,0	3,21	3	0,16	0,08
Salakka	4427	233,0	5,75	247	13	6,91
Sorva	1124,04	59,2	1,46	5	0,26	0,14
Suutari	1170,02	61,6	1,52	1	0,05	0,03
Särki	31244,93	1644,5	40,58	1874	98,63	52,4
Yhteensä	76994,8	4052,4	100,0	3576	188,2	100,0
Ahvenkalat	30034,06	1580,74	39,01	1216	64	34
Särkikalat	43369,02	2282,58	56,33	2356	124	65,88
Ahven >15	12532,97	659,63	16,28	96,9	5,1	2,71
Petokalat	13048,06	686,74	16,95	41,04	2,16	1,15

Arrajärvi on tunnettu kuhajärvenä, ja tämä oli havaittavissa myös koekalastustuloksissa. Petokalojen osuus saaliista oli kohtalaisen hyvällä tasolla, ja todellisuus saattaa esim. kuhan ja hauen osalta olla positiivisempi kuin koekalastukset antavat osoittaa, sillä koeverkot pyytävät heikosti isompia kaloja. Toisaalta myös särkikalajien osuus voi olla vielä havaittua suurempi, koska myös suuret lahnat jäävät helposti aliedustetuiksi. Koeverkkokalastusten saaliin pituusjakaumia tarkastellessa on havaittavissa, että niin ahvenen, särjen kuin lahnankin saaliiden pituusjakaumat viestivät ylitteistä kannoista, sillä kaikkien em. lajien kohdalla suurin osa kaloista sijoittuu pituusluokaltaan 10 cm:n molemmiin puolin (Kuva 3).

Koekalastuksessa ei havaittu yhtään toutainta, siikaa eikä madetta, mutta vuoden 2008–2010 kirjanpitokalastusten sekä paikallisten kalastajien mukaan niitä edelleen vähäisessä määrin Arrajärvellä esiintyy (Raunio 2011). Kuoretta puolestaan havaittiin vuoden 2011 koetroolauksissa ja kalakantaa arvioivissa kaikuluotauksissa (Malinen 2012).



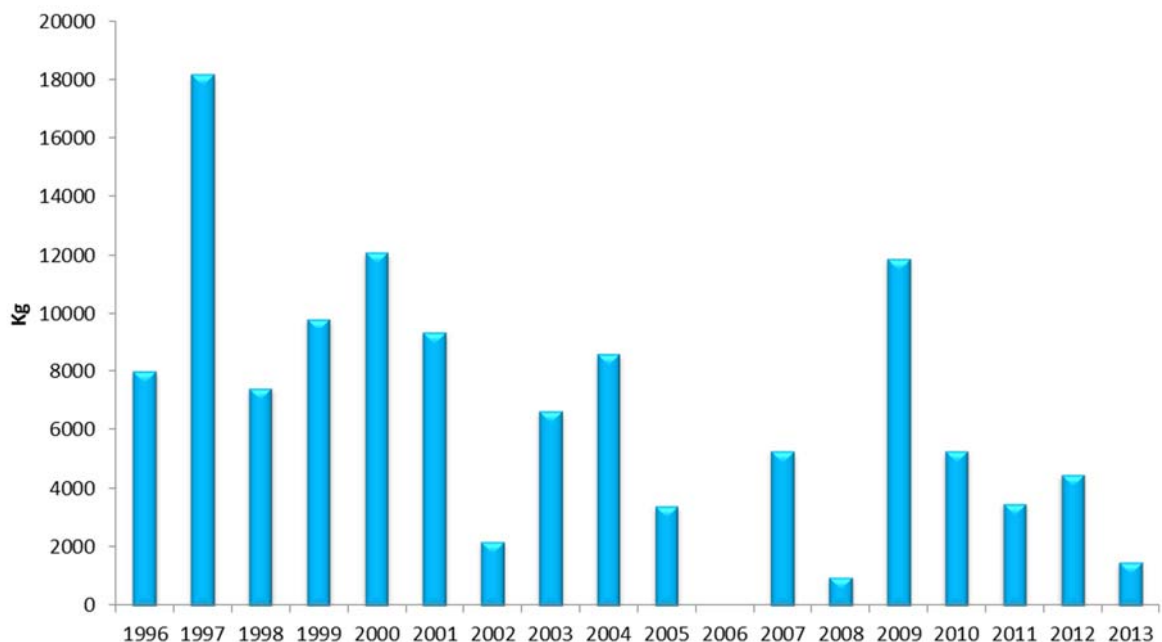
Kuva 3. Arrajärven vuoden 2013 koekalastusten saaliin pituusjakaumat ahvenen, särjen ja lahnan/pasurin osalta.

2.3 SUORITETUT HOITOKALASTUKSET

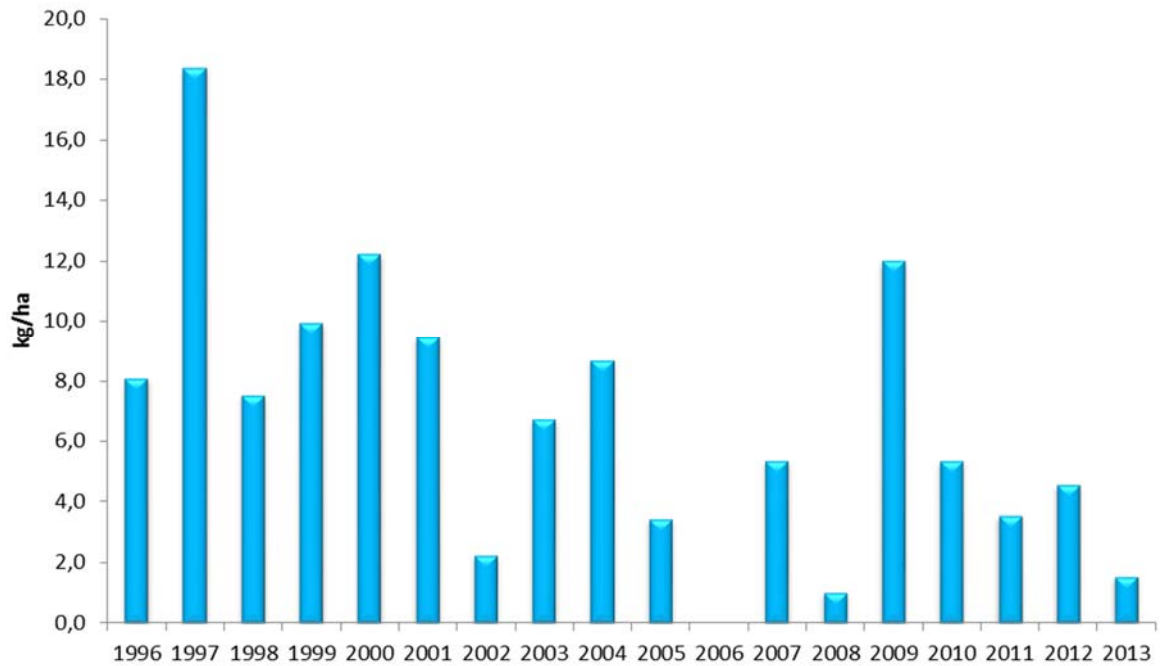
Arrajärvellä oli ennen vuosituhannen vaihdetta käynnissä kaksi erillistä kunnostushanketta, litiin kunnan järvikunnostushanke (1996–1997) ja Arrajärven vesistöalueen kunnostushanke (1998–2001), joiden tavoitteena oli järviolueisiin kohdistuvan kuormituksen syiden selvittäminen, päästöjen vähentäminen ja valuma-alueen ympäristöllisen sekä virkistysellisen arvon parantaminen. Osana hankkeita ovat olleet

myös hoitokalastukset, joita hankkeiden puitteissa suoritettiin vuosina 1996, 1997 ja 2000. Hoitokalastuksia Arrajärvellä onkin suoritettu jo vuodesta 1996 lähtien aina vuoteen 2013 asti (2013 syysnuottaukset epäonnistuivat kovan tuulen sekä kalojen parveutumattomuuden vuoksi). Poikkeuksena on vuosi 2006, jolloin hoitokalastuksia ei suoritettu lainkaan.

Hoitokalastukset on suoritettu sekä nuottaamalla että rysäpyynnillä. Suurin osa ponnistuksista on kuitenkin tehty nuottaamalla, ja vuoden 2002 jälkeen rysäpyyntiä ei ole harjoitettu lainkaan. Vuosittaiset saaliit ovat liikkuneet 1000 – n. 18 000 kg:n välillä (Kuva 4), ja näin ollen poistetun kalabiomassan määrä on vaihdellut välillä 1,0 – 18,4 kg/ha (Kuva 5). Kalamääriä voidaan pitää tyydyttävänä hoitokalastusta ajatellen, mutta tehokalastuksella haettuja vedenlaadun muutoksia on ko. tasolla vaikea saavuttaa. Kalaston rakenteen muutosta suoritettujen hoitokalastukset ovat kuitenkin edistäneet positiiviseen suuntaan ja auttaneet osaltaan ylläpitämään vallitsevaa vedenlaadun tasoa.



Kuva 4. Arrajärven hoitokalastussaaliit 1996–2013.



Kuva 5. Arrajärven hoitokalastuksissa poistettu kalamäärä kilogrammoina hehtaaria kohden.

2.4 ARRAJÄRVEN ISTUTUKSET

Mankalan ja Vuolenkosken voimalaitoksiin sekä Arrajärven säännöstelyyn liittyvät istutusvelvoitteet. Arrajärveen on veloitteen mukaan (ISVeO 26.10.1984) vuosittain istutettava 4000 kpl 1 kesäistä kuhaa ja Sylvöjärveen 400 kpl emolahnaa, mikä on sittemmin muutettu MMM:n kirjeellä 600 kappaleeksi 1k kuhaa. Taulukossa 2 on listattuina Arrajärvellä viime vuosina suoritettuja istutuksia. Tiedot on poimittu ELY-keskuksen ylläpitämästä istutusrekisteristä.

Taulukko 2. Arrajärvellä suoritettut kalanistutukset vuosina 2005–2011.

Istutusaika	Laji	Ikä	Kpl
22.8.2005	Järvisiika	1k	2100
23.9.2005	Kuha	1k	5000
23.9.2005	Kuha	1k	4200
8.9.2006	Järvisiika	1k	4000
12.9.2006	Kuha	1k	1525
12.9.2006	Kuha	1k	4000
6.9.2007	Kuha	1k	4000
21.9.2007	Järvisiika	1k	1500
5.10.2007	Kuha	1k	8475
16.9.2008	Kuha	1k	4000
16.9.2008	Kuha	1k	5000
23.9.2009	Kuha	1k	875
13.10.2010	Planktonsiika	1k	8261
29.8.2011	Kuha	1k	9000

Kuhaa tavataan järvessä runsaasti, ja myös luontainen lisääntyminen on tehokasta (Malinen ym. 2012). Tämän johdosta Arrajärvellä onkin luovuttu kuhaistutuksista ja istutuksien suuntaamisvaihtoehtoja mietitään. Myös istutusvelvoitteen muuttaminen kalatalousmaksuksi olisi mahdollinen toimenpide, jolla voitaisiin suunnata varoja järven hoitoon kulloisenkin tarpeen mukaan.

3 SUOSITUS ARRAJÄRVEN HOITOKALASTUKSESTA

Aikaisempien vuosien hoitokalastuksista huolimatta voidaan katsoa, että Arrajärvellä on edelleen tarvetta kalaston rakenteen muokkaamiselle. Niin ahven-, särki- kuin lahna-/pasurikannat ovat kokojakaumaltaan sangen pienikokoisia ja tämä viestii ko. lajien osalta ylitteistä kannoista. Toki Arrajärvellä on näistä lajeista myös isokokoisia yksilöitä, mikä todettiin jo vuoden 2011 koetoolauksissa, mutta suuri osa kalastosta on pienikokoista. Myös särkikalajien osuus saaliista on suhteellisen korkea, ja suhdeluku lienee todellisuudessa vieläkin suurempi, sillä isot lahnat ja pasurit ovat huonosti pyydystettävissä koekalastusverkoilla. Järven kuha- ja haukikannat ovat hyvässä kunnossa ja elinvoimaisia, mutta se yksistään ei riitä ylläpitämään tasapainoa kalaston rakenteessa.

Ympäristöhallinnon ohjeistuksen mukaan (Sammalkorpi ja Horppila 2005) teho- ja hoitokalastukseen tulisi ryhtyä, mikäli tietyt kalaston rakennetta kuvaavat ja veden laadusta kertovat raja-arvot ylittyvät. Raja-arvot ja Arrajärvellä havaitut tulokset on esitetty Taulukossa 3.

Taulukko 3. Hoitokalastuksen tarvetta ilmentävät raja-arvot ja Arrajärvellä havaittuja tuloksia.

	kg/verkko	kpl/verkko	särkikala%	petokala%	keskikoko/ kasvu (särkikalat, ahven)	chl/TP	sinilevät
Raja	> 2 kg	> 100 kpl	> 60 %	< 20 %	pieni/hidas	0,4 tai yli	säännöllinen
Arrajärvi	4,052 kg	188,21 kpl	56,3 %	33,2 %	pieni/hidas	0,841	säännöllinen

Koekalastuksissa kesällä 2013 havaitut kalamäärät olivat Arrajärvellä sangen suuret. Niin kilomääräiset kuin kappalemääräisetkin raja-arvot tehokalastuksen suosittamiselle ylittyivät reilusti. Särkikalojen osuus saaliista ei kuitenkaan ylittänyt raja-arvoa. Arrajärven hyvät kuha- ja ahvenkannat näkyvät petokalojen korkeana osuutena saaliista ja petokala- % onkin hyvällä tasolla, vaikka suuri osa verkkokoekalastuksen ahvenista olikin sangen pienikokoista (Kuva 4). Arrajärvellä on myös havaittavissa säännöllisiä, aika ajoin sangen voimallisiakin sinileväkukintoja. Keväisiä vedenlaatumittauksia Arrajärveltä ei ole, mutta loppukesän fosforipitoisuudet kohoavat talviaikaan nähden 2–3 kertaisiksi (talvella fosforia sedimentoituu pohjalle). Kokonaisfosforin ja klorofylli-a:n suhde on myös korkea, mikä osaltaan puoltaa tehokalastuksen tarvetta. **Em. tietojen perusteella suosituksemme on, että Arrajärvellä on perusteltua suorittaa teho- ja hoitokalastuksia osana järven kunnostustoimia.**

3.1 TEHO- JA HOITOKALASTUKSEN TAVOITTEET JA TOIMENPITEET

Arrajärven kalataloudellisen kunnostuksen tavoitteeksi on hyvä asettaa teho- ja hoitokalastuksilla saavutettava veden laadun paraneminen sekä kalaston rakenteessa tapahtuvat positiiviset vaikutukset. Toteutuessaan nämä tavoitteet auttavat osaltaan parantamaan Arrajärven virkistyskäyttöarvoa ja yleistä käytettävyyttä. Tavoitteisiin pyritään toimenpiteillä, jotka sisältävät niin tehokalastusvaiheen kuin hoitokalastusvaiheenkin, mahdolliset petokalaistutukset ja kalastuksen säätelytoimia.

Tehokalastusvaiheella (1–3 vuotta) tarkoitetaan pyyntiä, jolla saavutetaan selvä muutos kalakantoihin. Pyynti onkin siis mitoitettava riittävän suureksi, jotta haluttu muutos saavutetaan. Hoitokalastusvaiheella tarkoitetaan tilaa, jossa saavutettua muutosta tarkkaillaan ja positiivisia muutoksia tuetaan ja ylläpidetään hoitokalastuksilla.

3.2 SAALISTAVOITE

Teho- ja hoitokalastuksia suunniteltaessa kannattaa huolehtia siitä, että kaloja poistetaan riittävästi. Kuitenkin tarkkaa lukemaa tehokalastuksen poistotarpeesta on vaikea antaa esim. koekalastusten perusteella, koska saalistavoite riippuu järven kalamäärän lisäksi monesta muustakin tekijästä. Tehokalastuksen saalistavoite on suhteutettava järven pinta-

alaan ja veden fosforipitoisuuteen. Mikäli tehokalastuksilla halutaan vaikutusta vedenlaatuun 1–2 vuoden ajanjaksolla, Etelä- ja Keski-Suomen rehevissä järvissä, joiden fosforipitoisuus on alle 50 µg/l, järkevä saalistavoite on vuodessa noin 50–100 kg/ha. Mikäli fosforipitoisuus on 100 µg/l, on vuoden saalistavoitteen hyvä olla tasolla 150–200 kg/ha (Sammalkorpi ja Horppila 2005; Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010).

Arrajärven pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat vaihdelleet viime vuosina välillä 15–90 µg/l. Pääsääntöisesti kokonaisfosforipitoisuus on ollut tasolla 20–50 µg/l (viiden vuoden kesäajan keskiarvo päällyysvedessä 48 µg/l). Tämä ja järven kalabiomassan määrä huomioiden on ensimmäisten vuosien tehokalastusten saalistavoitteeksi järkevää asettaa vähintään 75 kg/ha/vuosi. Tehokalastusvaiheen jälkeen seuraavan, saavutettua kalakannan rakenteen muutosta tukevan hoitokalastusvaiheen saalistavoite on myös järkevää asettaa riittävän korkeaksi, jotta saavutettu muutos saadaan ylläpidettyä. Järkevä saalistavoitteen taso onkin 20–25 kg/ha/vuosi. Arrajärven (990 ha) kohdalla nämä suositukset tarkoittavat seuraavia tasoja: tehokalastusvaiheessa n. 75 000 kg/vuosi ja hoitokalastusvaiheessa 20 000 – 25 000 kg/vuosi. Lisäksi teho- ja hoitokalastusten tulisi kohdentua pääasiallisesti särki- ja lahna-/pasurikantoihin, mutta myös salakkaan ja muihin särkikaloihin sekä pieneen ahveneeseen. Taulukossa 4 on esitettyä ehdotus tarkennetusta teho- ja hoitokalastusten toteutussuunnitelmasta. Hoitokalastuksissa voi myös pitää taukoja, joiden aikana kalakantojen kehittymistä ja yleistä tilaa voidaan tarkkailla. Sen jälkeen hoitokalastuksia voidaan jatkaa tarpeen mukaan. Suunnitelmia on myös syytä tarkistaa, mikäli havaitaan oleellisia muutoksia vallitsevissa olosuhteissa.

Taulukko 4. Ehdotus Arrajärven teho- ja hoitokalastusten toteutussuunnitelmaksi.

1.VUOSI	2.VUOSI	3.VUOSI	4. VUOSI	5.VUOSI	6.VUOSI
Tehokalastus 75 000 kg	Tehokalastus 75 000 kg	Tauko/Seuranta	Hoitokalastus 20 000-25 000 kg	Hoitokalastus 20 000-25 000 kg	Seurantavaihe

3.3 PYYNTIMENETELMÄT

Teho- ja hoitokalastuksiin valittavien pyyntimenetelmien valintaan vaikuttavat monet seikat. Huomioon on otettava mm. järven koko, muoto, syvyysuhteet, pohjan laatu ja mahdolliset esteet sekä kalastusten kohdelajit. Tavallisimmat teho- ja hoitokalastuksissa käytettävät pyyntimuodot ovat troolaus, nuottoaus, talvinuottoaus, rysäpyynti ja katiskapyynti. Pyyntimuotoja on vertailtu tarkemmin Taulukossa 5.

Taulukko 5. Hoitokalastuksissa käytettyjen pyyntimenetelmien vertailua.

PYYNTI-MENETELMÄ	AJANKOHTA	KOHDELAJIT	TYÖPANOS
Troolaus	·loppukesä, syksy	·parveutuvat särkikalat (särki, lahna, pasuri), pieni ahven	·ammattikalastus
Talvinuottoaus	·talvi	·särkikalat	·ammattikalastus
Nuottoaus	·syksy	·parveutuvat särkikalat (särki, lahna, pasuri), pieni ahven	·ammattikalastus
Rysäpyynti	·kevät, alkukesä	·salakka, pienet särkikalat, pieni ahven, suutari, ruutana	·ammattikalastus, talkootyö ohjattuna
Katiskapyynti	·koko avovesikausi	·särkikalat, pieni ahven	·talkootyö

Arrajärvelle parhaiten soveltuvat pyyntimuodot ovat talvinuottoaus, nuottoaus, rysäpyynti ja katiskapyynti. Troolaus on yleisesti koettu kustannustehokkaaksi pyyntimuodoksi, mutta Arrajärven mataluuden ja sokkeloisen muodon vuoksi menetelmän käyttö järvellä ei ole välttämättä suositeltavaa. Troolausta tehokalastuskeinona kannattaa kuitenkin harkita, mikäli jollakin ammattikalastajalla on olemassa sopiva kalusto Arrajärven kokoisen järven troolaukseen.

3.4 PETOKALAISTUTUKSET JA KALASTUKSEN OHJAUS

Petokaloilla on tärkeä rooli hyvinvoivan järven kalakannassa. Vahvat petokalakannat kohdistavat voimakasta predaatiota särkikalakantoihin sekä pienikokoisiin ahvenkantoihin. Siksi onkin tärkeää, että hoitokalastetussa järvessä on vahva petokalakanta. Luonnollisen lisääntymisen tueksi onkin mahdollista suorittaa tuki-istutuksia, jotta petokalakannat muodostuvat riittävän vahvoiksi hoitokalastusten varsinaisen kalastusvaiheen jälkeen. Arrajärvellä esiintyy luontaisesti useita petokalalajeja, kuten esim. hauki, kuha, ahven ja satunnaisesti myös toutain. Näistä lajeista varsinkin kuhakannat ovat Arrajärvellä hyvät. Pitkään jatkuneen istutustoiminnan ansiosta kuhaa tavataan järvessä runsaasti, ja myös luontainen lisääntyminen on voimallista. Tämän johdosta Arrajärvellä onkin luovuttu kuhaistutuksista, eikä niitä ole tarpeen tämänkään suunnitelman puitteissa suositella. Arrajärven haukikannat ovat myös kohtuullisessa kunnossa, ja hauki lisääntyy

todennäköisesti luontaisesti, vaikka tutkimuksissa (Malinen ym. 2012) hauen poikasia ei tavattukaan. Paikallisten toimijoiden mukaan hauki on uistelijoiden yksi yleisimmistä saaliskaloista, vaikka verkkokoekalastuksissa haukea ei juurikaan saaliiksi saatu. Varsinkaan ison hauen tärkeyttä hyvinvoivassa kalayhteisössä ei voi kuitenkaan olla korostamatta liikaa, joten haukikannan vahvistamiseksi haukien vasta kuoriutuneiden poikasten (vk-poikasten) istuttamista kannattaa Arrajärvellä ainakin harkita. Muita istutettavaksi suositeltavia lajeja ovat mm. toutain ja ankerias.

Keskeinen keino petokalakantojen voimistamisessa on kalastuksen ohjaus. Järvissä, joissa on vahva kuhakanta, on kalastuksen ohjauksella suuri merkitys kuhakannan yksilöiden kokoon ja kannan elinvoimaisuuteen. Nopeakasvuisissa kuhakannoissa kuhan alamitan on hyvä olla vähintään 45 cm ja käytettävien verkkojen silmän solmuväli vähintään 55 mm. Myös kuhan ajoittaista ja alueellista rauhoittamista on syytä harkita, jotta luontainen lisääntyminen tulee turvatuksi. Myös hauen kohdalla olisi hyvä miettiä kalastuksen ohjausta. Hauen osalta olisikin hyvä harkita ns. välimitan asettamista Arrajärvelle. Tämä tarkoittaa käytännössä välimittaa, jota sekä pienemmät että suuremmat kalat tulisi vapauttaa takaisin vesistöön. Sopiva välimitta-asetus voisi olla esim. 40–90 cm. Tämä tarkoittaisi siis käytännössä sitä, että saaliiksi saisi ottaa ainoastaan em. välimitaan asettuvia kaloja. Tällä turvattaisiin niin pienten haukien kasvua, kuin myös suurten haukien olemassaoloa. Suurten haukien suojelu on ensiarvoisen tärkeää niiden suuren lisääntymispotentiaalin ja hyvälaatuisten poikasten tuottokyvyn takia, sekä sen johdosta että ne ovat ainoita kaloja kalayhteisössä jotka pystyvät käyttämään ravinnokseen suurikokoista (yli 15 cm) lahnaa ja pasuria. Lisäksi haukikanta joka sisältää suuria yksilöitä, säätelee itse itseään. Mikäli suuret hauet poistetaan kalayhteisöstä, yhteisöstä poistuu itseään haukikantaa säätelevä peto, mikä voi johtaa pienten haukien määrän huomattavaan kasvuun. Nykyisen kalastuslain puitteissa ko. toimenpidettä ei ole vielä mahdollista suorittaa määräyksenä, mutta uuden, vuonna 2016 vahvistettavan kalastuslain puitteissa myös kalojen välimittamääräyksen asettaminen järville on mahdollista. Nykyisen lain puitteissa ko. toimenpide voidaan asettaa voimaan ainoastaan suosituksena. Lisäksi haukikannan hyvinvoinnin edistämiseksi voidaan tehdä esimerkiksi rantakasvuston niittoja kutu- ja poikasalueiden luomiseksi ja parantamiseksi.

3.5 SEURANTA

Seuranta on tärkeä osa-alue jokaisessa kunnostusprojektissa. Tehokalastusten jälkeen on tärkeää seurata kalaston rakenteen tilan kehitystä. Riittävä särkikalojen väheneminen ilmenee mm. näkösyvyyden kasvuna ja järven ravinne- ja levämäärien laskuna. Seuranta voi tehdä mm. hoitokalastusten saaliin rakennetta ja määrää seuraamalla sekä seuraamalla lajisuhteiden määrien muutoksia verkkokoekalastuksin.

VIITTEET

- Berg, S., Jeppesen, E. & Sondergaard, 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.
- Brooks J.L. & Dodson S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28–35.
- Horppila J. & Kairesalo T. 1992. Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. *Hydrobiologia* 243/244: 323–331.
- Horppila J., Peltonen H., Malinen T., Luokkanen E. & Kairesalo T. 1998. Top-down or bottom-up effects of fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology* 6: 20–28.
- Levänen, A. 1996. Hoitokalastus 1996 – Arrajärvi, Märkjärvi, Sääskjärvi, Urajärvi. Iitin kunta.
- Malinen, T., Kervinen, J. & Raunio, J. 2012. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2011. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 168/2012. Kouvola.
- Raunio, J. 2011. Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuosina 2008–2010. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 136/2011. Kouvola.
- Sammalkorpi, I. & Horppila, J. 2005. Ravintoketjukunnostus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T.(toim), Järvien kunnostus. *Ympäristöopas* 114: 169–189. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Sarvilinna, A. & Sammalkorpi, I. 2010. Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. *Ympäristöopas*. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

ARRAJÄRVEN NIITTOSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 265/2014

Laura Kokko



YLEISTÄ

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Arrajärven kunnossuunnitelmaa. Iitin Arrajärvellä tehtiin 25. ja 26.6.2014 yleispiirteinen kasvillisuuskartoitus, jonka tarkoituksena oli niittosuunnitelman laatiminen. Niittotöitä järvellä on tehty aiemmin jo ainakin 1990-luvulla (Hannu Friman: Niitettävien alueiden kasvillisuus Arrajärvellä 1996), mutta niiden myöhemmistä vaiheista ei ole tätä tekstiä laadittaessa tarkempaa tietoa. Maastohavaintojen perusteella ainakin Soilahden sekä Huhdan-, Lummas- ja Veljestenpohjan alueella on kuitenkin niitetty. Veljestenpohjan niittoväylien pohjassa on runsaasti lahoavaa ruokojätettä, mikä viittaa siihen, ettei niitettyä ruokomassaa ole korjattu pois vedestä ja työ on näin jäänyt puolittaiseksi.

Arrajärvi on pohjois-eteläsuunnassa pitkä ja kapea, pääosin kalliorantainen järvi, joka liittyy pohjoisosastaan laajasti Kymijokeen. Tämä näkyy selvästi myös järven kasvillisuudessa: aivan järven pohjoisosassa esiintyy esimerkiksi kirkkaiden, vähäravinteisten vesien tyyppilaji nuottaruoho, jota ei muualta Arrajärveltä löytynyt. Toisaalta Arrajärven eteläpuoliskon rehevissä lahdissa hyvin runsaana esiintyvä, rehevöitymisestä hyötyvä karvalehti vastaavasti puuttuu järven pohjoisosista.

Arrajärven valtalaji ilmaversoisista kasveista on järviruoko, joka muodostaa monin paikoin laajoja kasvustoja. Järvikaislaa, järvikortetta ja melko harvinaista piurua esiintyy laikuittain. Ruovikkojen edustalla avovedessä kasvaa yleisesti ja erittäin runsaana kelluslehtistä vesitatar, joka voi paikallisesti vaikeuttaa moottoriveneilyä potkurin ympärille kietoutuessaan. Vesitatar myös helposti valtaa niitettäessä järviruokolta vapautuvat kasvupaikat, mikä on syytä ottaa huomioon niittoja suunniteltaessa. Kolmas tyyppilaji Arrajärvellä on aiemmin mainittu karvalehti, joka dominoi matalien lahtien kasvillisuutta pohjan tuntumassa. Karvalehden lisäksi erilaiset vesisammalet esiintyvät monin paikoin hyvin runsaina etenkin aiemmin niitettyjen vesialueiden pohjassa. Tiisalansaaren alueella havaittiin myös vesiruttoa, joka karvalehden tavoin asettaa rajoituksia niittotoimille Arrajärvellä. Molemmat lajit leviävät aggressiivisesti niitossa silpoutuvista palasista, minkä vuoksi niiden esiintymisalueilla niitto tulee tehdä vedenpinnan yläpuolelta, jolloin silpoutuminen jää mahdollisimman vähäiseksi.

Arrajärven virkistys- ja kalastusarvo on merkittävä ja sen alueella on runsaasti kesäasutusta. Tehdyn kasvillisuuskartoituksen yhteydessä järvellä havaittiin myös EU:n lintudirektiivin lajeista laulujoutsen ja ruskosuohaukka. Laajoilla ruovikkoalueilla elää mitä todennäköisimmin myös muita, esimerkiksi kaulushaikaran kaltaisia direktiivilintulajeja sekä mahdollisesti myös suojeltuja sudenkorentolajeja.

Arrajärven kasvillisuuskuvaukset on esitelty liitteessä 1.

NIITON PERIAATTEET

Kasvillisuuden niitot toteutetaan mahdollisuuksien mukaan heinäkuun puolivälin ja elokuun puolivälin välisenä aikana, jolloin järviruo'on juurakkoon varastoituneiden ravinteiden määrä on alhaisimmillaan ja niitto siten tuloksekkainta. Heinäi elokuun vaihteessa toteutettava niitto ei myöskään vaikuta enää haitallisesti rannan linnustoon pesimäajan ollessa ohi. Niitto toteutetaan pääsääntöisesti mosaiikkimaisesti siten, että rannansuuntaisten, polveilevien niittoväylien yhteyteen niitetään sivu-uomia ja pieniä avoimia lampareita, jotka toimivat muun muassa suojapaikkoina kaloille ja lintupoikueille sekä monipuolistavat rannan elinympäristöjä. Laajoja yhtenäisiä niittoalueita vältetään: tavoitteena on vähentää kasvillisuutta hallitusti, ei poistaa sitä kokonaan. Järveen laskevien ojien edustoja ei tule niittää, koska ranta- ja vesikasvillisuudella on keskeinen merkitys etenkin pelto-ojien kuljettamien ravinteiden pidättämisessä.

Etenkin järviruo'on tapauksessa on tärkeää, että niitto toistetaan useaan kertaan, mieluiten vähintään 3i 4 vuotena peräkkäin. Vain näin aikaansaadaan pysyvämpi tulos. Niitto on sitä tuloksellisempaa, mitä lähempää pohjaa se tehdään. Koska Arrajärvellä kuitenkin esiintyy niitettäessä silpoutuvista palasista helposti leviäviä uposkasveja (karvalehti ja vesirutto), niitto on tässä tapauksessa tehtävä vedenpinnan yläpuolelta, jolloin mainittujen ongelmalaajien tahaton leviäminen vältetään.

Niittojäte on korjattava pois vedestä mahdollisimman pian niiton jälkeen, muutoin niittojätteen ravinteita vapautuu takaisin veteen ja tehty työ menettää osan merkityksestään. Paras tapa hävittää niitetty kasvimassa on kompostoida se riittävän kaukana rannasta. Niittojätettä voi myös mahdollisuuksien mukaan tarjota esimerkiksi nautakarjan rehuksi. Tällöin on kuitenkin varmistettava, ettei joukossa ole myrkyllisiä lajeja, ennen kaikkea myrkkyykeisoa. Jos se on mahdollista toteuttaa, myös nautakarjan laiduntaminen ranta-alueella on erittäin hyvä tapa vähentää rantakasvillisuutta ja estää kasvustojen laajeneminen.

Kelluslehtisten kasvien, kuten vesitattaren, niitosta saatava hyöty on vähäinen, koska niiden juurakoissa on runsaasti varastoravinteita, joiden voimalla kasvi kasvattaa uudet versot niitosta huolimatta. Jos kelluslehtisiä halutaan poistaa, kannattaa se tehdä haraamalla kasvit ylös juurakkoineen. Tässäkin tapauksessa ylösharatut juurakot on kompostoitava kuivalla maalla riittävän kaukana rannasta.

On tärkeää muistaa, että koneellinen niitto vaatii niittoilmoituksen paikalliseen ELY-keskukseen vähintään kuukautta ennen suunniteltuja niittoja, mieluiten jo aikaisemmin. Niitot toteutetaan ELY-keskuksen antaman lausunnon mukaan. Niittoilmoitukseen tarvitaan niittosuunnitelman lisäksi vesialueen omistajan suostumus, sekä läjitysalueiden maanomistajien suostumukset. Käsivoimin, esimerkiksi viikatteella toteutettava niitto maanomistajan omassa rannassa on sallittu ilman ilmoitustakin, ja on kannustettava tapa huolehtia vesistön kunnosta. Omatoimisessa niitossa kannattaa tavoitella luonnollisen

näköistä, pienipiirteistä lopputulosta ja välttää yhtenäisiä ja jyrkästi ympäristöön rajautuvia niittoalueita. Lisäksi niittojätteen hävittämisestä on yhtä olennaista huolehtia kuin koneniitossa: parasta on tässäkin tapauksessa kompostoida jäte kauempana rannasta. Samoin voi hävittää myös keväisin rantaan ajautuneen kuolleen järviruokomassan, joka muutoin kertyy pohjaan ja voi runsaana esiintyessään heikentää järven kuntoa. Tällainen vuotuinen rantojen siistiminen vähentää osaltaan suurempien kunnostustoimenpiteiden tarvetta.

Niittoa on mahdollista tehdä myös talvella jään päältä. Tämä helpottaa seuraavan kesän niittoa kun ylivuotinen ruokomassa on poistettu. Talviniitto estää alueiden umpeenkasvua, kun ylivuotista mätänevää ruokoturvetta ei pääse syntymään. Seuraavan kesän kasvuun sillä ei kuitenkaan ole juuri merkitystä, koska ravinteet ovat juurakossa. Koneellisesti toteutettava talviniitto vaatii kesäniiton tapaan niittoilmoituksen. Kaikkea ei myöskään kannata niittää, sillä osa ruovikossa pesivistä linnuista tarvitsee myös ylivuotista kasvustoa.

NIITOT ARRAJÄRVELLÄ

Tehdyn kartoituksen perusteella ensisijaisesti niitettäviä kohteita Arrajärvellä on Huhdanpohjan, Soilahden, Lummaspohjan ja Veljestenpohjan-Puustellinsaaren alueilla. Lisäksi Salmin matalaa kapeikkoa järven keskiosassa tulee pitää silmällä ja mahdollisesti niittää ja tarvittaessa ruopata, jotta salmi pysyy avoimena. Tällä hetkellä akuuttia tarvetta ei ole. Mahdollinen niitettävä kohde on myös Karjusaaren ja rannan välinen, nyt läpipääsemättömäksi ruovikoitunut salmi, mikäli se halutaan avata.

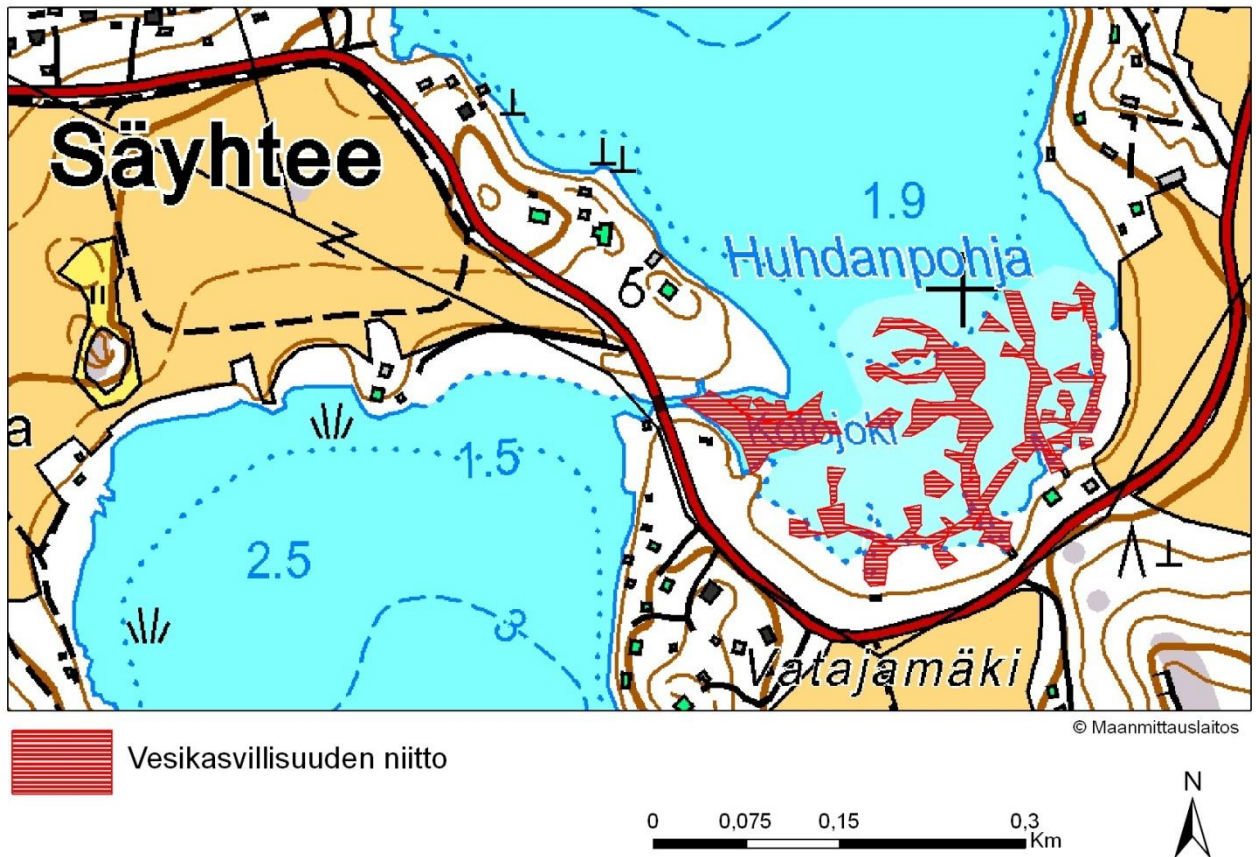
Varsinaisen koneniiton ulkopuolella maanomistajat huolehtivat itsenäisesti mökki- ym. rantojen käsinniitosta tapauskohtaisesti ja tarpeen mukaan. Kuvissa 1i 2 esitettyjen, niitettävien kuvioiden muoto on suuntaa-antava ja toteutetaan niittoteknisissä rajoissa soveltaen. Kuvioiden täsmällistä kokoa ja muotoa olennaisempaa on noudattaa edellä esitettyjä niiton yleisperiaatteita.

HUHDANPOHJA

Huhdanpohjan ruovikkoon niitetään rannansuuntaista, polveilevaa niittoväylää ja sen yhteyteen sivu-uomia ja pienialaisia avoimia lampareita. Niittoa ei uloteta ruovikon avoveden puoleiseen reunaan, jossa kasvaa laikuittain melko harvinaista piurua. Niiton tavoitteena on luoda lahden järviruokokasvustoon monimuotoisempia elinympäristöjä ja ehkäistä lahden umpeenkasvu.

Huhdanpohjan alueella, etenkin Kotojoen suulla kasvaa runsaasti veneilyä vaikeuttavaa vesitatarta. Tatarkasvuston haraus Kotojoen edustalla tulee todennäköisesti aiheelliseksi etenkin, jos järviruo'on niitto edistää vesitattaren leviämistä lahdessa.

Huhdanpohjan niittoala on noin 1,6 hehtaaria. Alueella esiintyy runsaasti karvalehteä.



Kuva 1. Kartta Huhdanpohjan niittoalueesta.

SOILAHTI

Soilahdessa niitetään Kaurissuonojan molemmiin puolin rannansuuntaisesti mutkittelevaa, kapeaa väylää ja siihen sivuhaaroja ja lampareita. Laskuojan edustaa ei niitetä, koska edustan rehevä kasvillisuus sitoo ojan kuljettamia ravinteita. Vastaavaa mosaiikkia niitetään myös Soilahden perukan itäosaan, joka on länsiosaa ruovikkoisempi. Soilahden niitoissa hyödynnetään mahdollisuuksien mukaan alueen vanhoja niittoväyliä, jotka avataan ja joita laajennetaan mosaiikkimaisesti. Avoveteen asti ei niitetä, jotta niitto ei kohdistu lahdessa avoveden rajalla laikuittaisena esiintyvään piuruun.

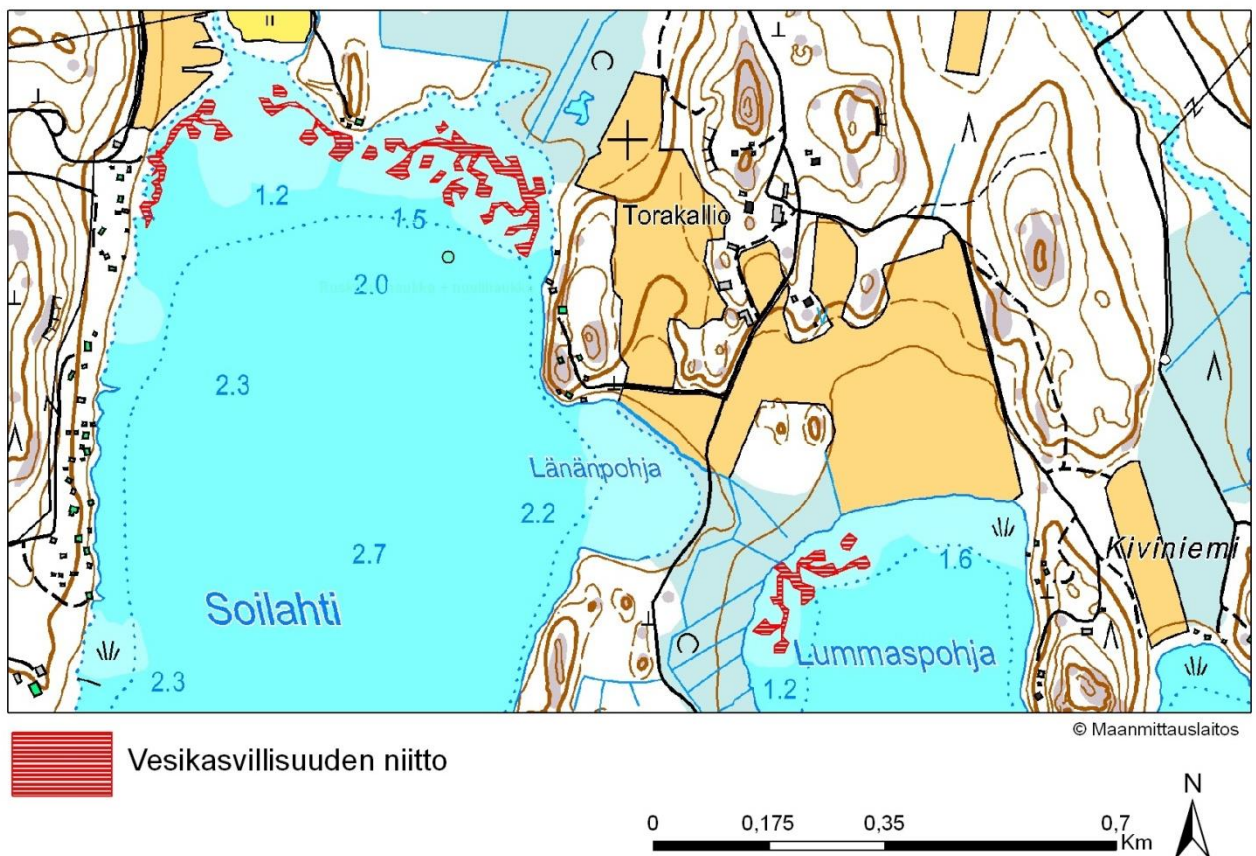
Soilahden niittojen tarkoituksena on tehostaa veden liikumista lahden perukassa, ehkäistä sen umpeenkasvua ja kohentaa muun muassa lahden kala- ja lintulajiston elinolosuhteita. Maastokäynnillä lahden alueella havaittiin ruskosuo- ja nuolihaukka.

Niitettävän alueen kokonaispinta-ala Soilahdessa on noin 1,5 hehtaaria. Alueella esiintyy runsaasti karvalehteä ja mahdollisesti myös vesiruttoa (havaittu Tiisalansaaren edustalla).

LUMMASPOHJA

Lummaspohjassa niitetään olemassaolevan väylän sivuille haarautuvat sivuväylästä avoimine lampareineen. Tavoitteena on estää lahden umpeenkasvua huomioiden samalla niiton luonnonarvoja lisäävät vaikutukset. Lummaspohjan itäosan pellon edustalla ei niitetä, koska paikalla oleva kasvillisuus pidättää pelloilta valuvia ravinteita.

Lummaspohjan niittoala on noin 0,5 hehtaaria. Alueella esiintyy paikoin runsaasti karvalehteä.

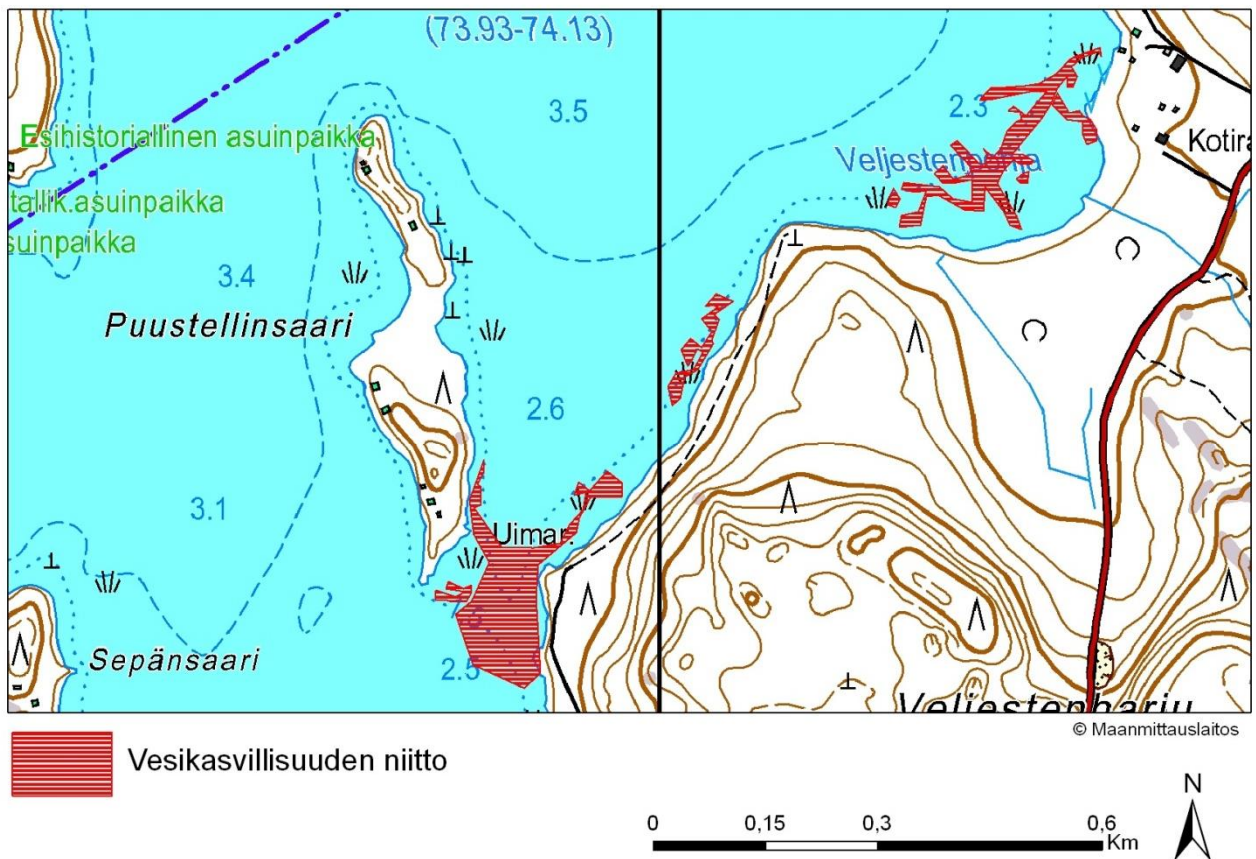


Kuva 2. Kartta Soilahden ja Lummaspohjan niittoalueista.

VELJESTENPOHJA JA PUUSTELLINSAARI

Veljestenpohjan laajassa ruovikossa jo olevia niittoväyliä laajennetaan sivu-uomilla ja niiden yhteyteen niitettävillä avoimilla lampareilla. Puustellinsaaren ja rannan välinen, umpeenkasvava salmi niitetään avoimeksi. Puustellinsaaren ympäristön laajempiin ruovikoihin niitetään väyliä ja aukkoja. Niittojen tavoitteena on estää Veljestenpohjan umpeenkasvua, pitää Puustellinsaaren salmi veneilykunnossa ja monimuotoistaa alueen yksipuolista ruovikkoa. Samalla lisätään alueen luonnoarvoja ja luodaan suoja- ja lisääntymispaikkoja muun muassa kaloille.

Veljestenpohjan-Puustellinsaaren niittojen kokonaispinta-ala on noin 3,3 hehtaaria. Alueella esiintyy karvalehteä.



Kuva 3. Kartta Veljestenpohjan ja Puustellinsaaren niittoalueista.

LIITE 1. KASVILLISUUSKUVAUKSET

Kasvillisuuskuvaukset ovat yleispiirteisiä ja tehty niittosuunnitelman edellyttämällä tarkkuudella ja ajankohdan mukaisen kasvillisuuden kehitystason rajoissa. Mahdollinen alueen kasvilajiston yksityiskohtaisempi kartoitus vaatii lisää maastotöitä ja erillisen kasvillisuusselvityksen. Kuvauspisteiden sijainnit on esitetty liitekuvin 1 ja 2.

- 1) Paikoin ruovikkolaikkuja. Rakennusten edustoja niitetty. Illalanpohjan alueella piuria.
- 2) Ruovikko (peittävyys 80 %), ulkoreunalla veden syvyys 1,4 m. Edustalla karvalehti (harvassa runsaasti), vesitatar (30i 50 %), järvikorte (5i 15 %) pikkupalpakko, uistinviita. Arra-joen suulla leveäosmankäämi, vesitatar, järvikorte, uistinviita, ulpukka, pikkupalpakko.
- 3) Rantavyöhykkeessä tiheämpi ruovikko (90 %), edustalla harvempi (70i 80 %), välissä aukkoja. Aukoissa vesitatar (laikkuina, 40 %), ulpukka, pohjanlumme. Syvyys ruovikon edustalla ja pitkälle ruovikkoon n. 2 m. Paskosaaren kupeessa kaksi laulujoutsenta.
- 4) Ruovikon rajalla syvyys 1,9 m. Hyvin runsaasti karvalehteä (monin paikoin peittävyys pohjassa 100 %) alle 2 m syvyydessä. Myös pikkupalpakko, laikuittain järvikaisla, pohjanlumme, ulpukka, rannassa kurjenmiekka. Avoveden rajalla vesitatar (60 %). Ruovikossa vanhoja niittoaukkoja? Lisääkin voi niittää.
- 5) Vain kapea vyöhyke ilmaversoisia (0i 2 m), kivennäismaa rantaan asti. Järviruoko paikoin, viiltosara, pajut, kurjenmiekka, terttualpi, luhtavuohennokka.
- 6) Ruovikon rajalla syvyys 2,3 m, ruovikko ulottuu leveimmillään n. 30 m rannasta avovettä kohti. Osassa kuviota ilmaversoisista uloimpana kasvaa järvikaisla (1,6 m). Vesitartta, järvisätkintä (ajelehtinut muualta), mökkitontin niitetyllä edustalla karvalehteä.
- 7) Mökkien edustat niitetty. Ruovikkolaikkuja.
- 8) Matala, karvalehden pohjassa dominoima lahdenpohjukka. Ilmaversoisten (pääasiassa järviruoko ja -kaisla) ulkorajalla syvyys 0,7i 1,3 m, peittävyys 60i 80 (i 90) %. Edustalla vesitatar (syvyys 1,3i 1,4 m), paikoin pohjanlumme. Alueella vanhoja niittoväyliä ja -aukkoja. Torakallion laidassa, lahdenperän itäosassa puhtaampi ruovikko, ulkorajalla piuria. Ruovikkoalueella saalistamassa nuoli- ja ruskosuohaukat.
- 9) Ruovikko (60i 90 %), ulkorajalla syvyys 1,6 m. Kaksi vesitatarlaikkuja (70 %). Karvalehti, pikkuvita, ulpukka, lumme.

10) Kilpisaaren länsilaita kallioinen, syvyys 2i 3 m (5 m etäisyydellä rannasta). Paikoin hie-
man järviruokoa, leveäosmankäämiä, järvikaislaa.

11) Ruovikko (40i 80 %, syvyys edustalla runsaat 2 m), vesitatar, piuru. Kuvion pohjoispuo-
lella ranta syvenee nopeasti, ei vesikasvillisuutta.

12) Ruovikko (peittävyys 80 %, syvyys edustalla 1,5 m), ulpukka (n. 20 %), vesitatar, karva-
lehti, piuru (ruovikkovyöhykkeen edustalla, n. 5 %). Kotojoen suulla syvyys 1,3 m, vesitatar
(40 %), kaislalaikkuja (10 %), ulpukka, lumme.

13) Mökkien edustoilla niitetty. Jokunen kasvillisuuslaikku, joissa järviruoko, järvikaisla, vesi-
tatar, piuru, ulpukka.

14) Mökkien edustalla pienialaiset tiheät ruovikot, joihin niitetty väyliä ja aukkoa. Syvyys n.
1,3 m. Ruovikon edustalla runsaasti vesitartta (peittävyys jopa 80 %). Järvikorte- (10 %),
ja järvikaislalaikkuja, ulpukkaa, piurua. Karvalehti haratessa paikoin runsas. Lahden alueella
näkyvät niittojätettä aivan vesirajan tuntumassa. Jatkossa olisi parempi kuljettaa jäte ylemmäs
rantaan.

15) Ruovikko (50i 70 %), joukossa ulpukkaa. Ruovikkoon niitetty väylä veneille, väylässä
ulpukka (20i 30 %), vesitatar (laikuittain, 30 %), järvikaisla, piuru, uistinviita. Väylän pohjois-
puolella järvikaisla muodostaa ilmaversoisvyöhykkeen ulkorajan. Puustellinsaaren ja man-
tereen välinen salmi kapea; ruokoa, vesitartta: syytä pitää auki. Salmen pohjoispuolella
ruovikko (60i 70 %), järvisätkin, ulpukka. Ruovikon rajalla syvyys koko kuvion alalla runsaat
2 m, ruovikko ulottuu keskimäärin 20 (i 40) m etäisyydelle rannasta.

16) Laaja ruovikko (peittävyys 70i 100 %), jossa useita niittoväyliä. Väylien pohjassa run-
saasti ruokojätettä, paikoin myös vesisammalia. Ruovikon keskivaiheilla syvyys 1,5 m, ulko-
rajalla 2,3 m. Mökkien edustoilla niitetty: niittoalueilla ulpukkaa runsaasti, lisäksi myös vesi-
tatar, lumme, karvalehti (niukasti), vesisammalet (paikoin runsaasti).

17) Mökkien edustoja niitetty osin laajastikin. Muodoltaan vaihtelevammat niittoalueet olisi-
vat luontevampia. Ruovikkolaikkujen edustalla syvyys lähemmäs 3 m. Vesitartta runsaasti.
Piurua. Kuvion pohjoiseen ranta muuttuu karuksi, kasvillisuutta niukasti.

18) Salmessa paikoin ruokoa, länsirannalla runsaammin. Salmi hyvin matala (noin metrin)
ja kapea: umpeenkasvun uhka. Pidettävä silmällä. Salmesta pohjoiseen itäranta karua, kas-
villisuutta niukasti.

19) Ruovikon (80 %) edustalla syvyys 2,5 m. Vesitartta (20 %).

20) Silamalahden edustalla aukkoinen ruovikko (aukoissa syvyys n. 1 m, edustalla 1,3i 2 m). Vesitatarta (paikoin 30 %), piurua (n. 20 %), järvisätkintä. Lahden itäpuolisko (mökkien puoli) niitetty, syvyys n. 1,3 m. Runsaasti vesitatarta, lisäksi ulpukkaa. Härkälintuja.

21) Matala, harva ruovikko. Näkösyvyys ainakin 1,5 m. Tummalahnaruohoa (10 %), nuottaruohoa (10 %).

22) Ruovikko, niitetty väylä. Syvyys ruovikon rajalla 1,5 m. Edustalla vesitatar laajoina kasvustoina. Myös järvikorte, uistinviita.

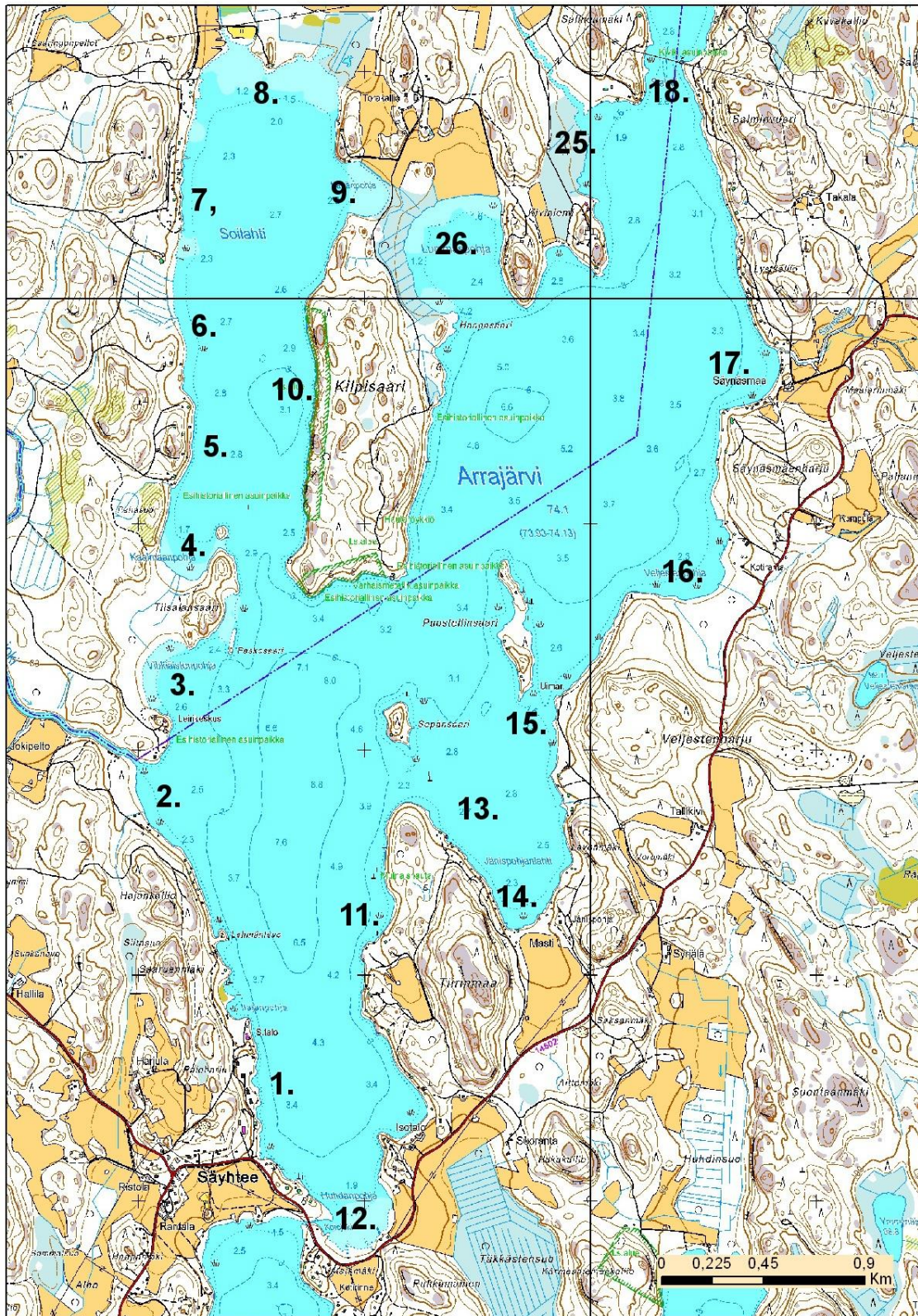
23) Ruovikon (peittävyys 50 %) edustalla syvyys 2 m. Vesitatarta. Uloimpana piuru harvoina (30 %) laikkuina. Ruovikon poukamassa myös järvisätkin, ruskoärviä. Kuviolta etelään muutama luhtalaikku: sarat, järvikorte, leveäosmankäämi.

24) Tiheä ruovikko. Paikoin runsaasti myös piurua. Vesitatar, ulpukka. Karjusaaren ja mantereiden välinen ruovikko läpipääsemätön, ulkorajalla syvyys n. 1 m. Kuvion eteläpuolella Arrastien- ja Suulaanlahden alueella mökkirannat niitetty. Ruoko-, kaisla-, tatar- ja piurulaikkuja.

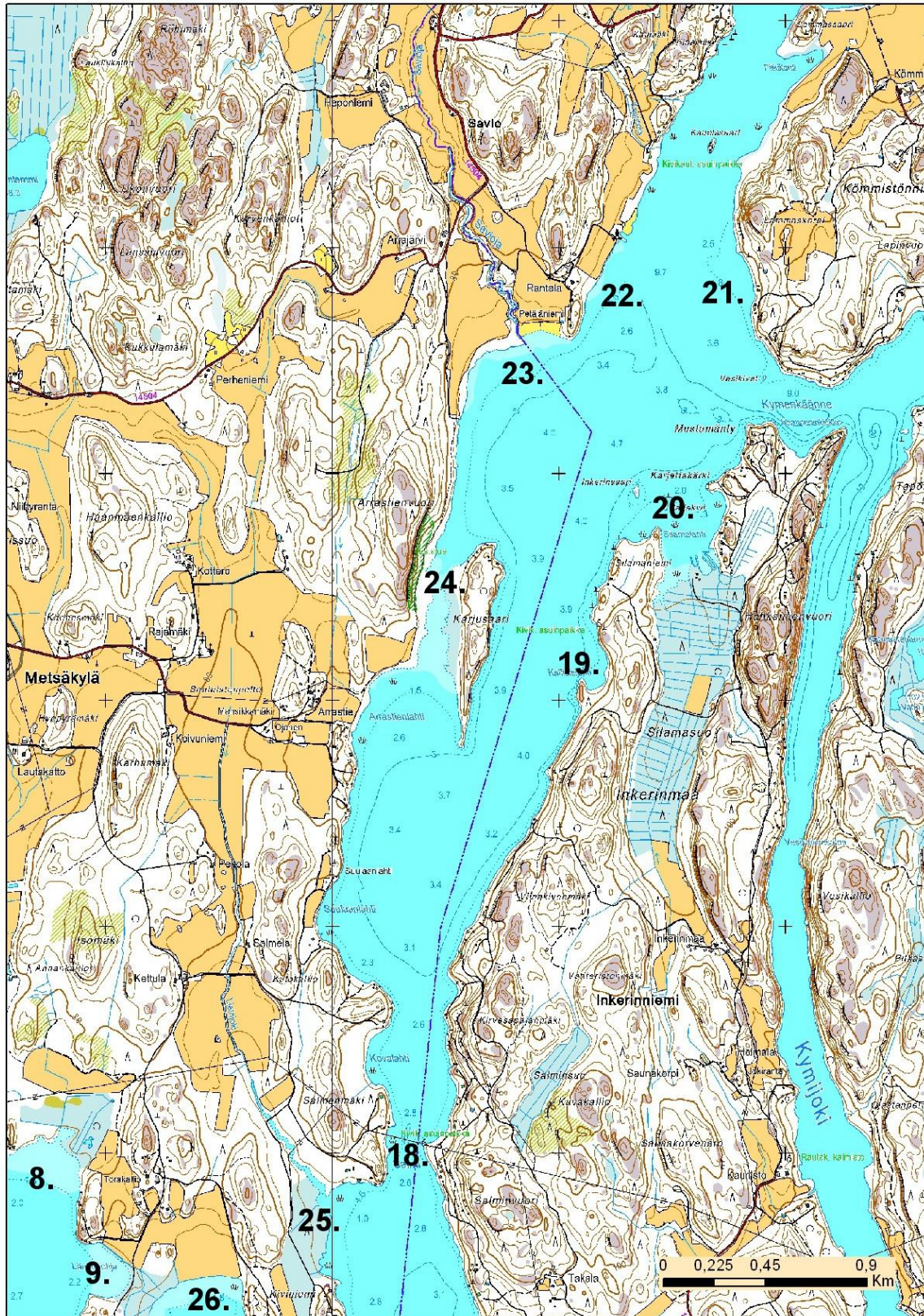
25) Ruovikkoa (75 %). Edustalla vesitatar. Joelle ei avointa väylää. Mökkipoukamassa pohjanlumme (n. 10 %).

26) Aukkoinen (niitetty) ruovikko, ulkorajalla syvyys 1,5 m. Aukoissa vesitatar (myös kasvustoina ruovikon edustalla), palpakko sp., karvalehti (runsaasti venerannan väylässä), ulpukka, lumme. Paikoin pohjassa vesisammalta.

27) Poukamassa ei järviruokoa, syvyys n. 1m. Järvikorte (15 %), ulpukka (10 %), lumme (n. 10 %). Pohjassa hyvin runsaasti karvalehteä (jopa 100 %).



Liitekuva 1. Kasvillisuuskuvauspisteet Arrajärven eteläosassa.



Liitekuva 2. Kasvillisuuskuvauspisteet Arrajärven pohjoisosassa.



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 266/2014

Marjo Ahola, OTSO Metsäpalvelut



OTSO
Metsäpalvelut

SISÄLLYS

1 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUE	1
2 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMAN TAUSTAA	1
3 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUKEINOJA	2
4 KAURISSUONOJAN VALUMA-ALUE	3
4.1 Kaurissuonojan valuma-alueen kuvaus	3
4.2 Kaurissuonojan valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	6
5 LIETOJOEN VALUMA-ALUE	7
5.1 Lietojoen valuma-alueen kuvaus	7
5.2 Lietojoen valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	9
6 SAVIOJAN VALUMA-ALUE	10
6.1 Saviojan valuma-alueen kuvaus	10
6.2 Saviojan valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	14
7 EHDOTUS VESIENSUOJELURAKENTEIDEN TOTEUTUSJÄRJESTYKSEKSI	14

1 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUE

Arrajärven valuma-alueen pinta-ala on 383 km². Arrajärven valuma-alueella on runsaasti metsämaata sekä jonkin verran peltoalueita. Metsämaa on pääosin kivennäismaata ja vain pieni osa järven valuma-alueen pinta-alasta on ojitettua suometsää. Arrajärven valuma-alueella on useita järviä sekä lampia. Valuma-alueen reunoilla on myös taajama-asutusta.

Arrajärven länsipuolella olevan laajan valuma-alueen vedet virtaavat Arrajärveen Arrajokea pitkin. Arrajärven ranta-alueet ovat pääosin kivennäismaalla olevaa metsää sekä erityisesti järven länsipuolella myös peltoa. Arrajärven valuma-alueella laadittiin alustava vesiensuojelusuunnitelma kolmelle ojalle. Nämä ojat ovat Kaurissuonoja, Lietojoki ja Savioja.

2 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMAN TAUSTAA

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Arrajärven kunnostussuunnitelmaa. Arrajärven valuma-alueelle ehdotetuista vesiensuojelurakenteista on keskusteltu maanomistajien kanssa ja maanomistajilta on saatu alustava suostumus vesiensuojelurakenteiden suunnitteluun. Maanomistajille on kerrottu, että jos suunnitelmat etenevät, maanomistajiin ollaan uudelleen yhteydessä ja tällöin mahdollisesta vesiensuojelurakenteen sijoittamisesta maanomistajan maalle tehdään kirjallinen sopimus.

Arrajärven valuma-alueen vesiensuojelusuunnitelma on alustava, koska suunnitelmaa tehtäessä ei ole tehty vesiensuojelurakenteiden tarkkoja rakennemitoituksia. Erityisesti pohjapatojen rakentaminen vaatii ojien vaaituksen. Tätä kautta saadaan selville padon sopiva korko ja padolle parhaiten sopiva sijoituspaikka. Myös putkipadon ja kosteikon teko vaatii suunnitellun alueen vaaituksen. Tässä suunnitelmassa vesiensuojelurakenteet on pyritty sijoittamaan mahdollisuuksien mukaan tien tai pellon reunaan niin, että vesiensuojelurakenteita pääsee tarvittaessa kunnostamaan helposti.

Vesiensuojelusuunnitelman teossa käytettyjä tausta-aineistoja ovat ojien valuma-alueiden pinta-aratiedot, suunniteltujen vesiensuojelurakenteiden yläpuolisten valuma-alueiden pinta-aratiedot, eroosioriskianalyysi sekä maaperätieto. Vesiensuojelurakenteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala ja ojaston maalaji vaikuttavat suoraan sopivan vesiensuojelurakenteen valintaan, koska eri vesiensuojelurakenteet sopivat erikokoisille valuma-alueille ja erilaisille maalajeille. Ojien valuma-alueiden rajaukset sekä vesiensuojelurakenteiden yläpuolisten valuma-alueiden rajaukset on tehty RLGis-ohjelmalla. Eroosioriskianalyysi ohjaa sijoittamaan vesiensuojelurakenteita niihin uomien kohtiin, joissa on keskimääräistä suurempi eroosioriski. Eroosioriski liittyy usein suureen valuma-alueen pinta-alaan, hienojakoiseen maalajiin tai maaston jyrkkyyteen. Arrajärven valuma-alueen maaperätiedot on saatu Paikkatietoikkunan tietopalvelusta. Taustakarttoina on käytetty Maanmittauslaitok-

sen peruskarttoja vuodelta 2014.

3 ARRAJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUKEINOJA

Lähes jokaisen järven valuma-alueen vesiensuojelua voidaan parantaa monilla usein helposti toteutettavilla keinoilla. Järvien rannoille ja ojien reunoilla pitää jättää käsittämätön suojavyöhyke, jossa maata ei muokata ja pintakasvillisuutta ei poisteta. Rinnemaastossa suojavyöhykkeiden pitäisi olla leveämpiä kuin tasaisessa maastossa. Ojia ei pidä perata järven tai lammen rantaan asti, vaan rantaan pitää aina jättää kaivukatko. Perattaviin ojiin suositellaan jätettävän perkaamattomia kaivukatkoja, jos kaivokatkojen teko on mahdollista.

Ojien turhaa perkaamista pitää välttää. Jos alueen ojastoa aiotaan perata, perattavaksi pitää valita vain ne ojat, joissa on välitön perkaustarve. Jyrkissä rinteissä olevia ojia ei pitäisi perata lainkaan. Isojen laskuojien perkaamista kannattaa välttää, jos perkaaminen ei ole aivan välttämätöntä.

Lietekuopat ovat yksittäisiin sarkaojiin tehtäviä vesiensuojelurakenteita. Lietekuoppien tarkoituksena on kerätä veden mukana kulkeutuvaa karkeaa kiintoainesta. Lietekuoppia suositellaan tehtäväksi sarkaojien alkumetreille. Pitkiin sarkaojiin suositellaan tehtäväksi useita lietekuoppia 100 – 150 metrin välein.

Laskeutusaltaan tarkoituksena on hidastaa veden virtausta niin, että kiintoaines laskeutuu altaan pohjalle. Laskeutusallas on tarkoitettu karkeiden ja keskikarkeiden maalajien laskeuttamiseen. Laskeutusallas sopii alle 50 hehtaarin valuma-alueille. Laskeutusaltaasta lähtevän ojan suulle suositellaan tehtäväksi pohja- tai putkipato tai vaihtoehtoisesti ojan suulle voidaan jättää padoksi maa-aineksesta muodostuva kynnys.

Putkipadolla hidastetaan vedenvirtausta padon yläpuolisella valuma-alueella ja siten estetään tai vähennetään uomaeroosiota. Putkipato sopii ojitetuille soille, joilla on sarkaojia, joihin padottava vesi voi varastoitua tilapäisesti tulvahuippujen aikana. Tutkimusten mukaan hetkellisestä tulvahuippujen aikaisesta sarkaojien vedenpinnannoususta ei ole haittaa suoalueen puustolle. Putkipato sopii yleensä alle 250 hehtaarin valuma-alueille. Putkipadon yhteyteen tehdään usein laskeutusallas.

Pohjapadon tavoitteena on vedenvirtauksen hidastaminen pohjapadon yläpuolisella valuma-alueella ja siten uomaeroosion estäminen tai vähentäminen. Pohjapato sopii yleensä alle 1 000 hehtaarin valuma-alueille. Pohjapadot sopivat käytettäväksi erityisesti laskuojissa ja rinnemaastossa. Pohjapatoja voidaan käyttää myös pienillä valuma-alueilla kohteissa, joissa uomien maalaji on hienojakoista, koska esimerkiksi laskeutusallas ei sovi hienojakoisten maiden vesiensuojelurakenteeksi. Peräkkäiset pohjapadot muodostavat patoportaat.

Kosteikon tarkoituksena on veden mukana kulkevan kiintoaineksen laskeuttaminen ja ravinteiden sitominen. Kosteikot sopivat yleensä alle 1 000 hehtaarin valuma-alueille. Metsätaloudessa kosteikon suosituspinta-ala on noin 1 – 2 % kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Veden tavoiteviipymä kosteikossa on 24 – 48 tuntia ylivaluman aikana. Kosteikkoja suositellaan tehtäväksi luontaisiin paikkoihin kuten vanhoihin järvikuivioihin.

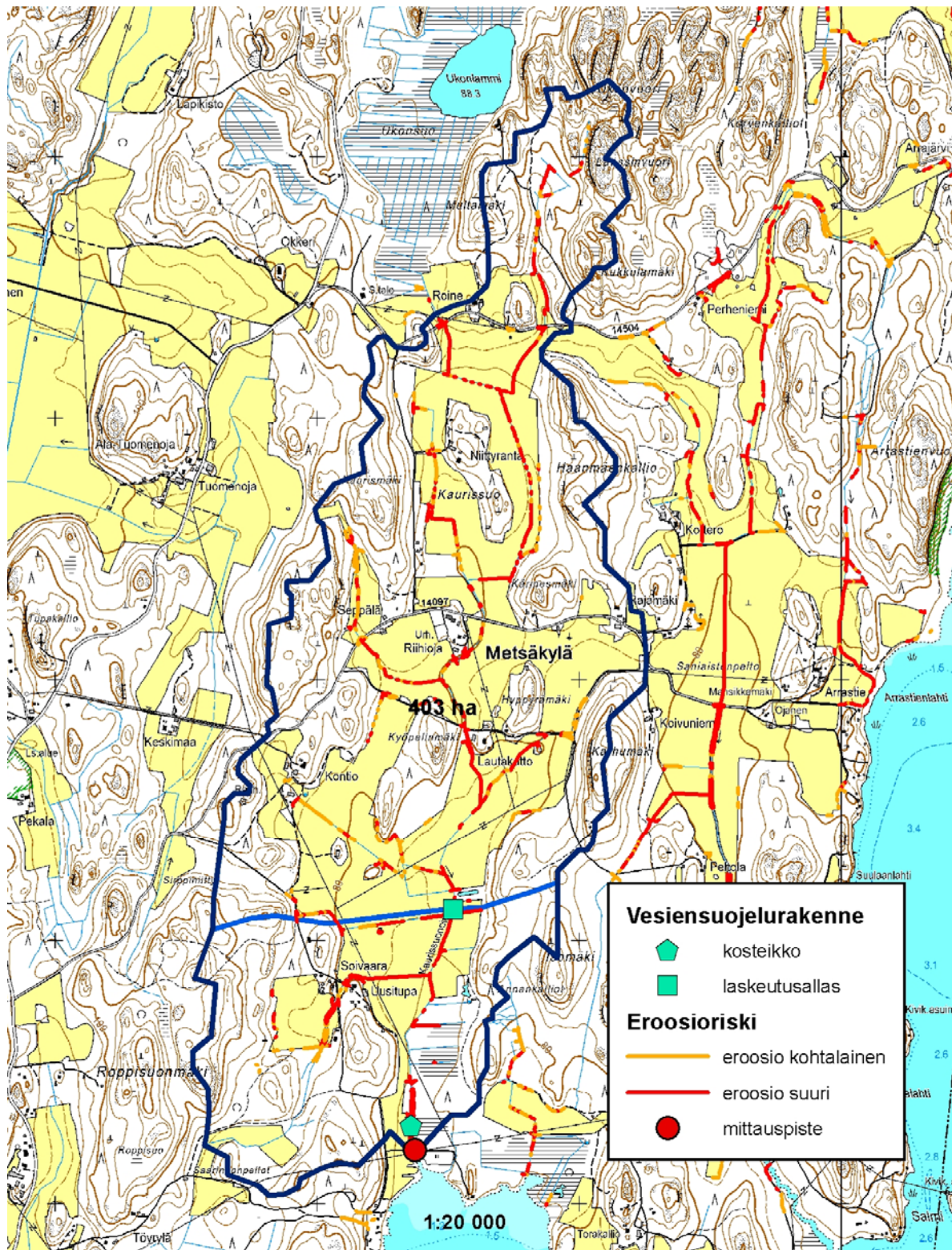
Pintavalutuskentän tarkoituksena on kiintoaineksen laskeuttaminen ja ravinteiden sitominen. Pintavalutuskentällä vesi jakautuu tasaisesti kentälle ja suodattuu kentän kasvillisuudessa ja turpeessa. Pintavalutuskentät sopivat yleensä käytännössä alle 100 hehtaarin valuma-alueille. Pintavalutuskentän suosituspinta-ala on vähintään yksi prosentti yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Oikein mitoitettu ja toteutettu pintavalutuskenttä on tehokas vesiensuojelurakenne.

4 KAURISSUONOJAN VALUMA-ALUE

4.1 KAURISSUONOJAN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

Kaurissuonojan valuma-alueen pinta-ala on 403 hehtaaria. Kaurissuonojan valuma-alueesta suurin osa on peltoa. Valuma-alueen reunoilla olevat metsät ovat kivennäismaata, ja valuma-alueella on vain hyvin vähän ojitettua suometsää.

Kaurissuonoja on rannan lähellä leveä ja iso oja, joka kulkee alavassa maastossa. Vesi-voimalan vedensäännöstelystä johtuen järven vesi nousee rannan lähellä ajoittain rantametsään. Ojan alajuoksulla on toisella puolella peltoa ja toisella puolella on metsämaata. Tästä metsämaasta osa on veden vaivaamaa ja ojan rannalla kasvaa osittain vain pusikkoa. Ojan alajuoksulla on entinen mudanottopaikka, jossa on aiemmin ollut avovesipinta. Tällä hetkellä mudanottopaikka on umpeenkasvanut pehmeikkö. Yläjuoksun suuntaan kuljettaessa rantametsän jälkeen tullaan laajalle peltoalueelle. Kaurissuonoja kulkee peltoalueen halki isona ojana. Yläjuoksulla Kaurissuonoja haarautuu kahdeksi peltoalueen halki kulkevaksi uomaksi. Ojan pääuomaan liittyy muutamia sivuilta tulevia pelto-ojia. Kaurissuonojan peltoalueen reunassa on kartalla näkyvä allas. Tämä toimii pellon kasteluveden varastona. Altaan kirkas vesi tulee metsässä olevasta lähteestä. Kaurissuonoja ja sen sivuhaarat kulkevat lähes koko matkaltaan peltoalueella. Tämä aiheuttaa haasteita vesiensuojelulle, koska viljelyksessä olevien peltojen viljelykäyttö täytyy huomioida vesiensuojelurakenteita suunniteltaessa.



Kuva 1. Kaurissuonojan valuma-alueet, ehdotetut vesiensuojelurakenteet sekä uomien eroosioriski. Kaurissuonojan valuma-alue on rajattu kartalle tummansinisellä ja vesiensuojelurakenteen yläpuolinen valuma-alue on rajattu keskisinisellä. Valuma-alueen pinta-alan mittauspiste on merkattu punaisella ympyrällä rannan lähelle.

Kaurissuonojan maaperä on rannan lähellä mahdollisen kosteikon paikalla liejua ja sara-turvetta. Ranta-alueen yläpuolella ojan maaperä on savea.



Kuva 2. Kaurissuonoja on leveä ja ruohikkoinen oja rannan lähellä.

Kaurissuonojan eroosioriski on pääosin suuri. Myös pääuomaan liittyvien sivuojen eroosioriski on suurimmaksi osaksi suuri. Kaurissuonojan valuma-alueen ojat ovat pääosin reunoiltaan heinittyneitä, vakiintuneessa tilassa olevia ojia. Valuma-alueen ojastossa näkyi vain vähäistä eroosiota inventointiajankohtana. Mittausten mukaan Kaurissuonojaa pitkin tulee runsaasti kiintoainetta sekä ravinteita Arräjärveen. Tästä johtuen Kaurissuonojassa on välitön vesiensuojelutarve.



Kuva 3. Kaurissuonoja virtaa leveänä uomana peltoalueella.

4.2 KAURISSUONOJAN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Kaurissuonojan ja pääuoman sivuojen perkaamista kannattaa välttää jatkossa, jos oijen perkaaminen ei ole aivan välttämätöntä. Jos ojaa kuitenkin perataan tulevaisuudessa, rantaan pitää jättää pitkä perkaamaton kaivukatko. Alueen ojat ovat tällä hetkellä pääosin heinittyneet ja vakiintuneessa tilassa. Heinittyminen estää uomaeroosiota. Ojat kulkevat lähes koko matkaltaan peltoalueella, joten oijen vesiensuojelun kannalta on tärkeää jättää mahdollisimman leveä suojavaöhyke peltoalueella oijen reunoille. Oijen reunojen leveillä suojavaöhykkeillä pystytään todennäköisesti parantamaan oijen vesiensuojelua merkittävästi. Lisäksi ojan reunoilla olevia peltoja suositellaan mahdollisuuksien mukaan hoidettavaksi luonnonhoitopeltoina.

Kaurissuonojaan ehdotetaan tehtäväksi kosteikko rannan lähelle. Mahdollisen kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 403 hehtaaria. Kosteikko voitaisiin tehdä rannan läheisellä pusikko- ja metsäalueella. Entinen mudanottoaika olisi osa kosteikkoa. Mahdollisen kosteikon suunnittelussa täytyy huomioida vesivoimalan säännöstelyn aiheuttama veden ajoittainen nousu rantametsään eli kosteikko pitäisi pengertää riittävän korkealla penkereellä, jotta järviessä ei pääse huuhtomaan kosteikosta kiintoainetta ja ravinteita järveen. Tällä hetkellä vesivoimala maksaa rantametsän maanomistajille korvausta ajoittaisesta veden noususta rantametsään. Tämä korvaus pitää huomioida kosteikon suunnittelussa. Maanomistajien kanssa kosteikon alustavaksi rajaukseksi on sovittu rannassa kulkevan tien pohjoispuoli siten, että kosteikon länsireuna kulkisi suunnilleen nykyisen ojan reunassa ja itäreuna kulkisi suunnilleen sähkölinjan kohdalla. Kosteikko voisi tarvittaessa jatkua kapeana lähelle laajan peltoalueen alareunaa. Tällä mitoituksella kosteikosta saisi pinta-alaltaan mitoitusohjeiden mukaisen.



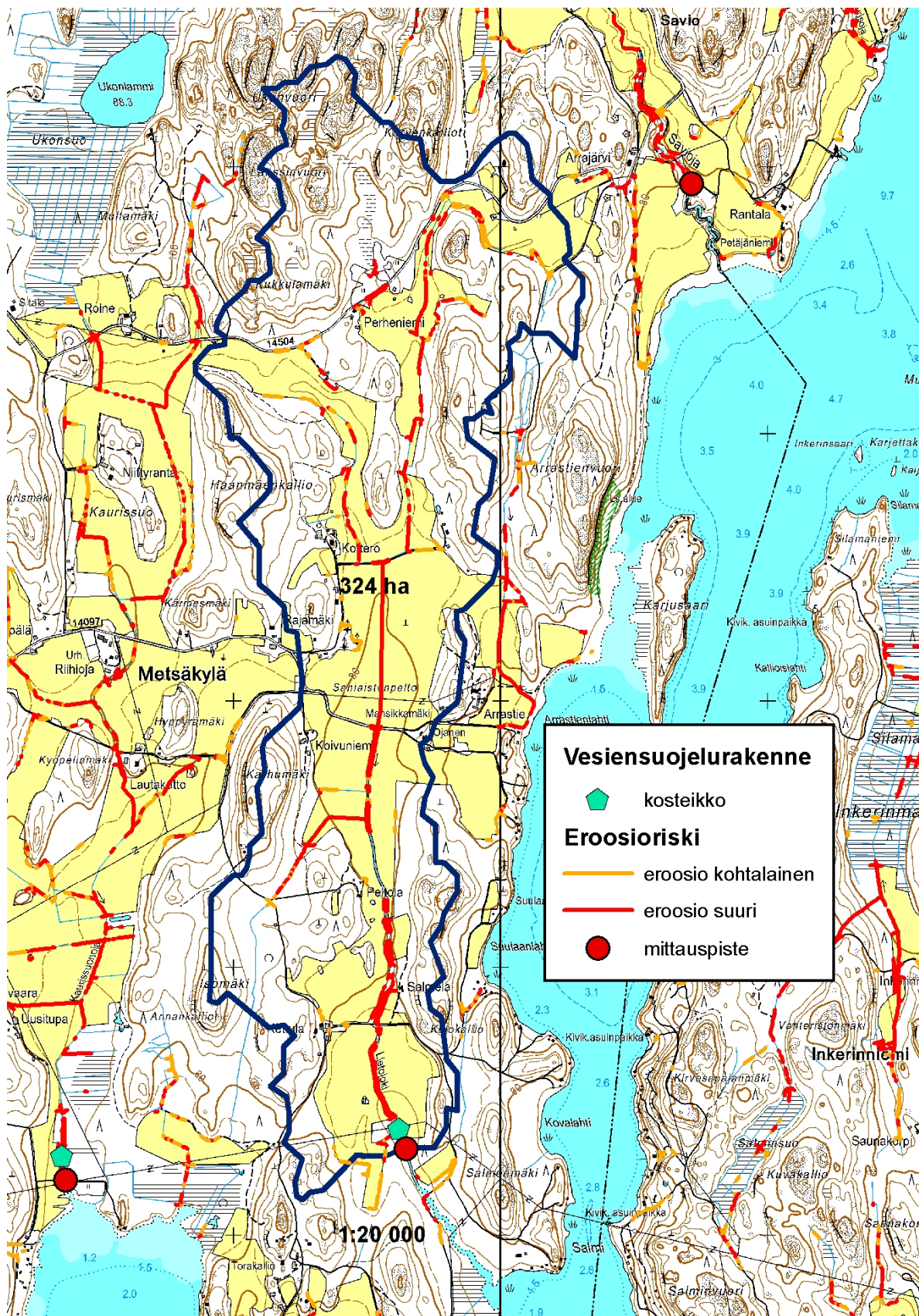
Kuva 4. Kaurissuonojaan ehdotetun kosteikon paikalla on umpeenkasvanut entinen mudanottoaika.

Kaurissuonojan peltoalueelle voisi tehdä laskeutusaltaan tai pienen kosteikon. Laskeutusallas ei varsinaisesti sovi hienojakoisen maaperän vesiensuojelurakenteeksi, mutta laskeutusallas voisi toimia tulva-aikaisena vesivarastona ja siten hidastaa pääuoman vedenvirtausta ja uomaeroosiota. Mahdollisesti peltoalueelle tehtävän laskeutusaltaan yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 300 hehtaaria.

5 LIETOJOEN VALUMA-ALUE

5.1 LIETOJOEN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

Lietojoen valuma-alueen pinta-ala on 324 hehtaaria. Lietojoen valuma-alueella on peltoa ja kivennäismaalla olevaa metsää. Valuma-alueella ei ole ojitettua suometsää. Lietojoki on rannan lähellä leveä uoma, ja ojan vedenpinta on pitkän matkaa lähellä järven vedenpintatasoa. Joen alajuoksun jälkeen olevan laajan peltoalueen alareunassa on alava, pusikkoinen alue, joka sopisi esimerkiksi kosteikon paikaksi. Rannan metsäalueen jälkeen Lietojoki virtaa lähes koko matkan yläjuoksulle asti peltoalueen halki kulkevana ojana. Välillä joki virtaa lyhyen matkan kapean metsäkaistaleen läpi. Yläjuoksulla Lietojoki haarautuu kahdeksi peltoalueella kulkevaksi uomaksi. Lietojokeen liittyy peltoalueella muutama sivuilita tuleva sivuoja.



Kuva 5. Lietojen valuma-alue, ehdotettu vesiensuojelurakenne sekä uomien eroosioriski. Lietojen valuma-alue on rajattu kartalle tummansinisellä. Valuma-alueen pinta-alan mittauspiste on merkattu punaisella ympyrällä rannan lähelle.

Lietojoki on perattu lähiaikoina rannan lähellä olevan pienen pellon ja Kettulan kohdalta peltoaukean poikki kulkevan tien väliltä. Peratulla ojanosalla on välitön vesiensuojelutarve. Peratun ojanosan reunoilla olevat pellot ovat luomuviljelyssä.

Lietojoen maaperä on savea. Lietojoen ja sivu-uomien eroosioriski on pääosin suuri. Lietojossa on välitön vesiensuojelutarve.



Kuva 6. Lietojoki niemeen johtavan sillan pohjoispuolella. Lietojoki on tässä kohdassa iso ja levä oja, jota on perattu lähiaikoina. Tarvittaessa mahdollinen kosteikko voisi yltää kapeana niemeen johtavan sillan yläpuolelle.

5.2 LIETOJOEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Lietojoen merkittävä vesiensuojelukeino on joen perkaamisen välttäminen. Jos ojaa kuitenkin perataan, rantaan pitää jättää pitkä perkaamaton kaivukatko. Alajuoksun peratun ojanosan yläpuolella ojan reunat ovat pääosin heinittyneet ja uoma on vakiintuneessa tilassa. Ojan reunojen heinittyminen vähentää ojan uomaeroosiota. Ojan vesiensuojelua voidaan parantaa jättämällä riittävän leveä suojavyöhyke viljelyksessä olevan pellon ja ojan väliin. Lisäksi ojiin rajoittuvia peltoja voitaisiin mahdollisuuksien mukaan hoitaa luonnonhoitopeltoina.

Lietojokeen ehdotetaan tehtäväksi kosteikko laajan peltoalueen alareunaan. Mahdollisen kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 324 hehtaaria. Kosteikolle olisi käytettävissä joen länsipuolella oleva pusikkoinen alue. Kosteikkoa voisi mahdollisesti jatkaa pitkänä ja kapeahkona ojan alajuoksun suuntaan lähelle niemeen johtavaa tietä. Mahdollisen kosteikon pinta-ala jää todennäköisesti mitoitusohjeiden pinta-alasuositusta pienemmäksi.

Silti kosteikolla voitaneen parantaa joen vesiensuojelua erityisesti nyt, kun joenuomaa on perattu.



Kuva 7. Lietojokeen suunnitellun kosteikon paikka on kuvassa ojan vasemmalla puolella.

6 SAVIOJAN VALUMA-ALUE

6.1 SAVIOJAN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

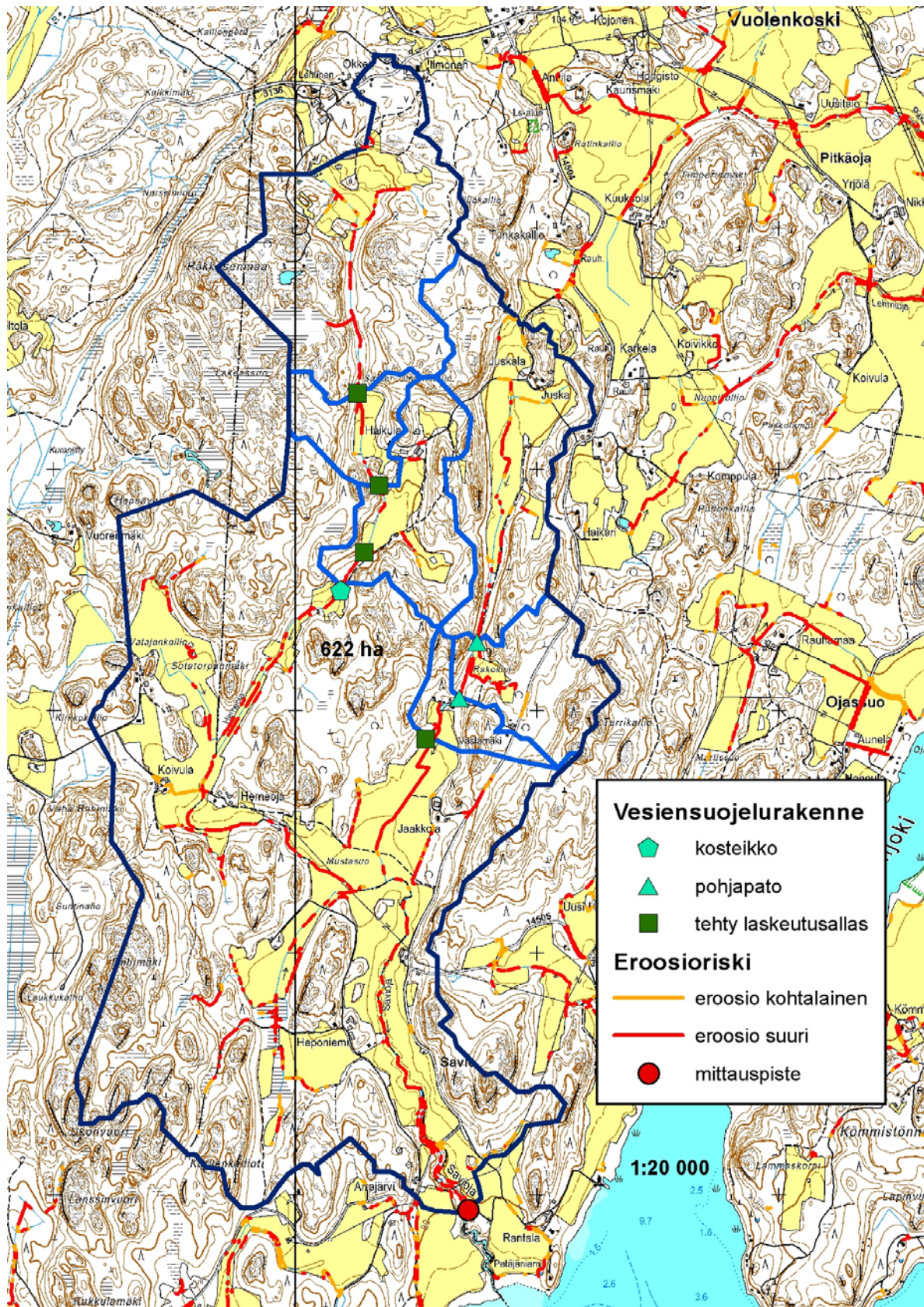
Saviojan valuma-alueen pinta-ala on 622 hehtaaria. Saviojan valuma-alueella on peltoa ja kangasmetsää. Savioja virtaa rannan lähellä notkon pohjalla leveänä ja matalana ojana. Kylätien länsipuolella Savioja virtaa pitkän matkan peltoalueen halki. Kylätien länsipuolella Saviojan molemmilla reunoilla olevat pellot ovat loivassa rinnemaastossa, joka viettää Saviojaan. Näin peltojen valumavedet päätyvät nopeasti ojaan. Mustasuon peltoalueella Savioja haarautuu kolmeen osaan. Pääuoma jatkaa kulkuaan länteen ja pohjoiseen. Oja kulkee pääasiassa peltoalueella ja muutamissa kohdissa lyhyitä matkoja metsäalueella. Herneojan kohdalla Savioja haarautuu vielä kahdeksi uomaksi, joista toinen johtaa Sotatorpanmäen peltoalueelle ja toinen pohjoiseen lähelle Okkeria. Pohjoiseen johtava oja kulkee peltojen ja metsäalueiden halki.



Kuva 8. Savioja kulkee alajuoksulla keskellä loivassa rinteessä olevaa peltoaluetta.

Mustasuolta pohjoisen suuntaan johtava ojanhaara kulkee peltoalueen reunaa pitkin ja metsäalueen läpi Juskan peltoalueelle. Etelän suuntaan johtava ojanhaara on melko lyhyt ja johtaa peltoalueen ja pienen ojitetun metsäalueen halki ojan yläjuoksun pellolle.

Saviojan vesiensuojelu on haastavaa, koska oja kulkee suurimmaksi osaksi keskellä viljeltyä peltoaluetta, jolloin tilaa vievien vesiensuojelurakenteiden teko on hankalaa. Lisäksi Saviojan alajuoksulla rinnepellot viettävät peltoalueen keskellä virtaavaan ojaan. Rinne-maasto tuo lisähaastetta ojan vesiensuojeluun.



Kuva 9. Saviojan valuma-alueet, ehdotetut vesiensuojelurakenteet, toteutetut vesiensuojelurakenteet sekä uomien eroosioriski. Saviojan valuma-alue on rajattu kartalle tummansinisellä ja vesiensuojelurakenteiden yläpuoliset valuma-alueet on rajattu keskisinisellä. Valuma-alueen pinta-alan mittauspiste on merkattu punaisella ympyrällä rannan lähelle.

Saviojan yläjuoksun suunnalla on jo toteutettu vesiensuojelutoimia maanomistajan toimesta. Haikulan peltoalueen yläreunaan on tehty laskeutusallas. Tämän laskeutusaltaan yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 80 hehtaaria. Haikulan peltoalueen keskikohdille metsänreunaan on tehty iso allas, jonka kautta ojan vesi kulkee. Allas toimii vesiensuojelurakenteena. Altaan yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 96 hehtaaria. Lisäksi Haikulan peltoalueen alareunassa on laskeutusallas, jonka yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 126 hehtaaria. Jaakkolan peltoalueen halki kulkeva oja on siirretty vuosia sitten kartasta poiketen pellon keskeltä pellon reunaan. Pellon reunaan on myös tehty pitkä ja kapea laskeutusallas. Tällä laskeutusaltaalla on pituutta noin 150 metriä. Laskeutusaltaan yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 99 hehtaaria.

Saviojan ja sen sivu-uomien peltoalueen maaperä on savea. Haikulaan johtavan ojanhaaran yläosassa maaperä on karkeaa hietaa. Heponiemeen johtavan ojanhaaran yläjuoksun maaperä on saraturvetta.



Kuva 10. Saviojan uoma on peltoalueella paikoin leveä ja pusikkoinen

Saviojan valuma-alueen pääuomien eroosioriski on suurimmaksi osaksi suuri tai kohtalainen. Saviojan valuma-alueen inventoiduissa uomissa on näkyvissä vain vähän eroosiota. Eroosion vähyyteen voi vaikuttaa se, että Savioja ja sivuojat ovat pääosin vakiintuneessa tilassa ja reunoiltaan heinittyneitä. Ojanreunojen kasvillisuus sitoo maa-ainesta ja vähentää uomaeroosiota. Mittausten mukaan Savioja kuormittaa merkittävästi Arrajärveä. Saviojassa on vesiensuojelutarve.

6.2 SAVIOJAN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Saviojan perkaamista pitäisi välttää. Heinittyneet uomien reunat vähentävät uomaeroosion syntymistä. Jos Saviojaa perataan tulevaisuudessa, rantaan pitää jättää pitkä, perkaamaton kaivukatko. Riittävän suojavyyöhykkeen jättäminen peltoalueella ojien reunoille parantaa ojien vesiensuojelua. Erityisesti alajuoksun rinnepelloilla pitäisi käyttää keskimääräistä leveämpiä suojavyyöhykkeitä. Lisäksi ojan reunapelloja suositellaan hoidettavaksi luonnonhoitopeltoina mahdollisuuksien mukaan.

Saviojan yläjuoksulle Juskan suuntaan johtavaan ojaan ehdotetaan tehtäväksi kaksi pohjapatoa. Toinen pato voisi olla Rakokiven pellon pohjoispuolella ja toinen Rakokiven eteläpuolella olevan mökkitien pohjoispuolella. Ylemmän pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 60 hehtaaria ja alemman pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 88 hehtaaria. Pohjapadoille parhaiten sopivat paikat saadaan selville mahdollisen jatkosuunnittelun yhteydessä tehtävällä vaaituksella.

Herneojaan ehdotetaan tehtäväksi kosteikko ojan varrella olevan toisen pellon reunaan. Kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 130 hehtaaria. Kosteikon pinta-ala jäisi todennäköisesti hieman mitoitusohjeiden pinta-alasuositusta pienemmäksi.

Saviojan alajuoksulle suunniteltiin pohjapatoja, joiden tarkoitus on hidastaa veden virtausnopeutta ja sitä kautta estää uomaeroosiota. Maanomistajien mielipiteet pohjapatojen rakentamisesta vaihtelivat, ja asia jäi toistaiseksi pohdinnan asteelle.

7 EHDOTUS VESIENSUOJELURAKENTEIDEN TOTEUTUSJÄRJESTYKSEKSI

Vesiensuojelurakenteille ehdotetaan seuraavaa toteuttamisjärjestystä:

1. Liettojen kosteikko
2. Kaurissuonojan kosteikko
3. Saviojan pohjapadot
4. Saviojan kosteikko
5. Kaurissuonojan laskeutusallas

Ehdotus vesiensuojelurakenteiden toteuttamisjärjestykseksi perustuu arvioon siitä, millä ehdotetuista vesiensuojelurakenteista pystyttäisiin parhaiten parantamaan Arrajärven valuma-alueen vesiensuojelua.