



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

IITIN MÄRKJÄRVEN KUNNOSTUSSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 256/2014

Mirva Ketola



SISÄLLYS

1 TAUSTAA	1
2 MÄRKJÄRVI	1
2.1 JÄRVEN PERUSTIEDOT	1
2.2 VALUMA-ALUE	3
2.3 SÄÄNNÖSTELY	4
2.4 LUONNONSUOJELULLISET ARVOT	4
2.5 VESIALUEEN OMISTUS	5
2.6 JÄRVEN KÄYTTÖ	5
3 MÄRKJÄRVEN TILA JA SEN KEHITYS	5
3.1 VESIPUITEDIREKTIIVIN MUKAINEN LAATULUOKITUS	5
3.2 VEDEN LAATU JA SEN KEHITYS	6
3.3 HAPPIPITOISUUS	11
3.4 KASVIPLANKTON JA A-KLOROFYLLI	14
3.5 ELÄINPLANKTON	16
3.6 POHJAEÄIMET	19
3.7 SULKASÄÄSKI	20
3.8 KALASTO	23
3.9 VESIKASVILLISUUS	24
3.10 SEDIMENTTI	26
4 MÄRKJÄRVEN KUORMITUS	29
4.1 OJAVESINÄYTTEENOTTO	29
4.2 VEMALA-KUORMITUSLASKENTA	33
4.3 LLR-KUORMITUSVAIKUTUSMALLINNUS	35
4.4 SISÄINEN KUORMITUS	36
5 JÄRVEN ONGELMIEN KUVAUS	40
6 HANKKEEN TAVOITTEET	40
7 MÄRKJÄRVELLE SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET	41
7.1 SOVELTUVAT TOIMENPITEET	41

7.2 ULKOISEN KUORMITUKSEN VÄHENTÄMINEN	42
7.2.1 Kuormituksen synnyn vähentäminen	43
7.2.2 Kuormituksen alentaminen syntypaikan ulkopuolella	46
7.3 RAVINTOKETJUKUNNOSTUS	48
7.4. HAPETUS	50
7.5 VESIKASVILLISUUDEN NIITOT	52
7.6 RUOPPAUS	54
7.7 SÄÄNNÖSTELYN KEHITTÄMINEN	55
 8 SUOSTUMUKSET, SOPIMUKSET JA LUVAN TARVE	 56
 9 RAHOITUSMAHDOLLISUUDET	 57
 10 JATKOSUOSITUKSET	 59
 VIITTEET	 61

LIITTEET 1-8

- Liite 1 Eläinplanktontutkimuksen menetelmät ja laskentatulokset
- Liite 2 Sulkasääskitutkimuksen menetelmät ja laskentatulokset
- Liite 3 Ojavesinäytteenoton menetelmät ja tulokset
- Liite 4 Kotamäki, N. 2014. Märkjärven LLR-kuormitusvaikutusmallinnus. Suomen ympäristökeskus, SYKE. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 257/2014.
- Liite 5 Kuisma, M. 2014. Märkjärven hoitokalastussuunnitelma. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 258/2014.
- Liite 6 Kokko, L. 2014. Märkjärven niittosuunnitelma. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 259/2014.
- Liite 7 Kauppinen, E. & Saarijärvi, E. 2014: Märkjärven happitilanteen parantamismahdollisuudet. Vesi-Eko Oy. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 260/2014.
- Liite 8 Ahola, M. 2014. Märkjärven valuma-alueen vesiensuojelusuunnitelma. OTSO Metsäpalvelut. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 261/2014.

1 TAUSTAA

Tämä Märkjärven 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 vesipuitelidirektiivin 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 Märkjärvellä, jossa toimii osakaskuntien lisäksi järven hoitoon keskittyvä Märkjärvi-yhdistys ry.

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

2 MÄRKJÄRVI

2.1 JÄRVEN PERUSTIEDOT

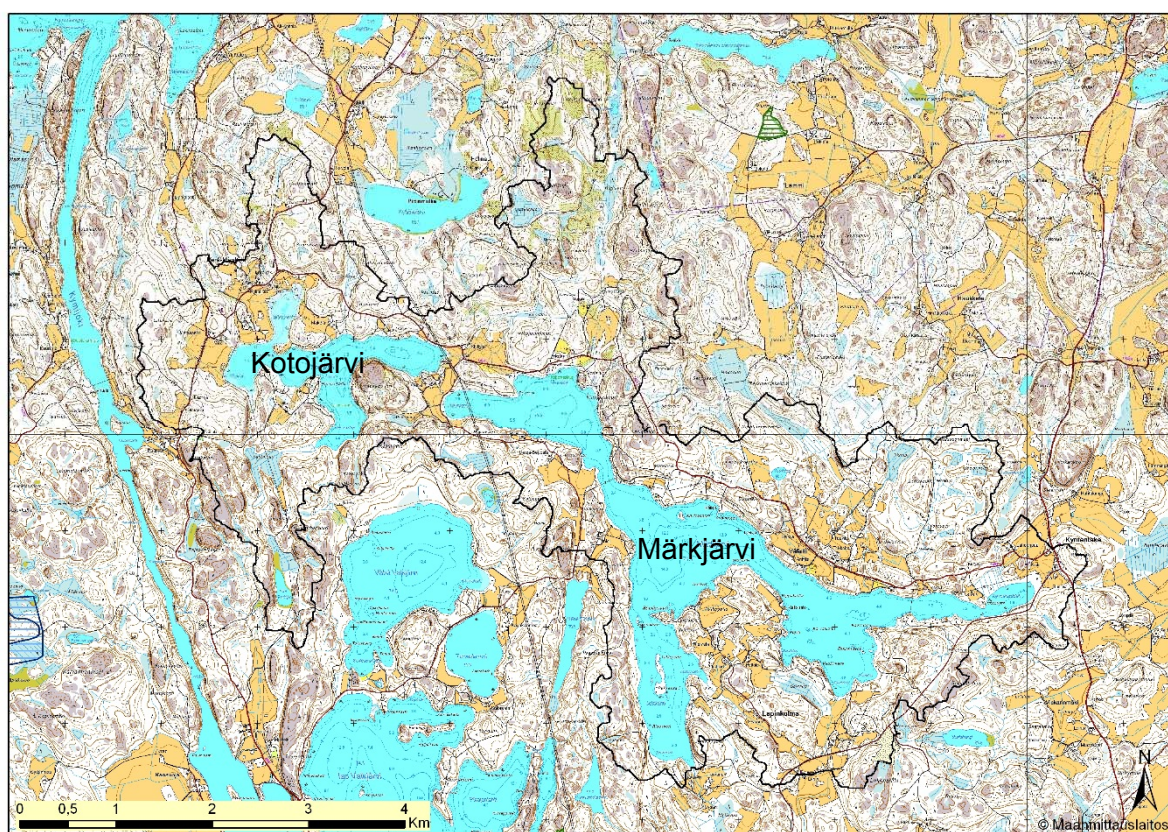
Iitin Märkjärvi (14.125.1.001; Kuva 1) kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen ja Heikkolanjoen valuma-alueeseen. Ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietotopalvelun Herttatietokannan perustiedot Märkjärvestä on esitetty Taulukossa 1. Märkjärven pinta-ala on 423 ha, ja rantaviivaa tällä pitkänomaisella järvellä on 27 km. Järvessä on 12 pientä saarta. Järven keskeisellä selkäalueella on järven syvin kohta, jossa syvyys on 15,6 m. Syvän veden osuus järven pinta-alasta on kuitenkin suhteellisen pieni, sillä järven keskisyvyys jää 4,4 metriin. Järven laskennallinen viipymä on melko pitkä, 2,2 vuotta. Järven valuma-alue on kohtuullisen pieni, järven oman pinta-alan muodostaessa siitä 14,6 %.

Vedet laskevat Märkjärvestä järven eteläpäästä lähtevää Heikkolanjokea pitkin Kirkkojärven Leininselkään ja edelleen Kymijoen kautta Suomenlahteen.

Taulukko 1. Märkjärven perustiedot on poimittu ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelun Hertta-tietokannasta, lukuun ottamatta valuma-alueen pinta-alaa* ja viipymää. Viipymä on haettu vesistömallijärjestelmästä (VEMALA; Suomen ympäristökeskus 2014).

Märkjärvi	
Pinta-ala	423 ha
Valuma-alueen pinta-ala	2 890 ha*
Tilavuus	18 406 200 m ³
Suurin syvyys	15,6 m
Keskisyvyys	4,4 m
Rantaviivan pituus	26,9 km
Saarten lukumäärä	12
Saarten pinta-ala	3,9 ha
Saarten ranta-viivan pituus	2,4 km
Viipymä	792 vrk

* Valuma-alueen rajausta määriteltiin Value-työkalulla. Value-mallinnuksessa hyödynnetään korkeusmallin pohjalta laskettua virtaussuuntagridiä, joka pohjautuu maanmittauslaitoksen 25 metrin hilioihin laskettuun korkeusmalliin.

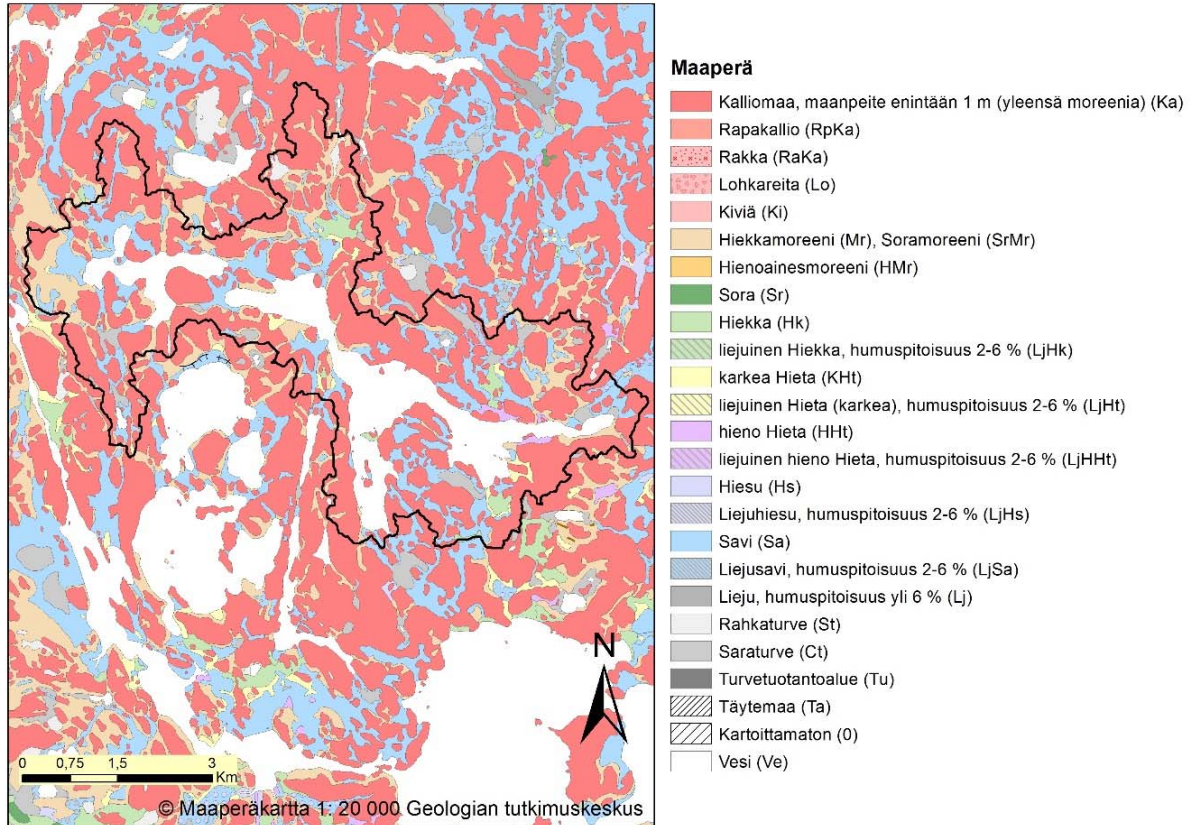


Kuva 1. Märkjärvi ja sen valuma-alue Value-työkalulla rajattuna. Kartassa on myös esitetty ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelusta löytyvät pohjavesialueet (sininen vaakaviivitus) sekä luonnonsuojelualueet (vihreä vaakaviivitus), joita ei ole Märkjärven valuma-alueella.

2.2 VALUMA-ALUE

Märkjärvi kuuluu Heikkolanjoen valuma-alueeseen (14.125). Märkjärven valuma-alueen rajausta määriteltiin Ympäristöhallinnon Value-työkalulla (Taulukko 1; Kuva 1), jonka mukaan valuma-alueen pinta-ala on 2 890 ha. Tästä järvet Märkjärvi mukaan lukien muodostavat noin 530 ha. Märkjärven valuma-alueella on 106 ha:n suuruisen Kotojärvi, johon laskee pieni Peräjärvi (3,8 ha). Lisäksi Märkjärven valuma-alueella on pieni Kurkilampi (1,5 ha). Valuma-alueella on joitakin lähteitä, mutta ei merkittäviä pohjavesialueita ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelun mukaan (Kuva 1).

Märkjärven valuma-alueen maaperä koostuu pääosin kalliomaasta. Kallioiden lomassa on savia sekä hiekka- ja sormoreenia, sekä vähäisissä määrin hiekkosia, saraturpeita ja hienoa hiettaa (Kuva 2). Märkjärven valuma-alueella on aktiivista maataloutta, ja pellot ovat sijoittuneet lähinnä järveä ympäröiville savimaille. Peltojen osuus valuma-alueen maa-alasta on 14 %. Pienet suoalueet ovat pääasiassa ojitettuja. Heikkolanjoen valuma-alueella (14.125) on myös viemäriverkon ulkopuolella olevaa haja-asutusta 98 asukasta sekä loma-asuntoja 135 kpl (SYKE, Vesistömallijärjestelmä, päivitetty 2013). Heikkolanjoen valuma-alue (3. jakovaihe) on hieman Märkjärven valuma-alueen suurempi, sillä siihen kuuluu myös laskujokeen suoraan yhteydessä olevat osat.



Kuva 2. Märkjärven valuma-alueen maaperäkarta.

2.3 SÄÄNNÖSTELY

Märkjärven pinnankorkeus on N60+71,40. Järveä on laskettu jo ennen 1950-lukua. 1960-luvulla on ollut perkaushanke, jonka yhteydessä järven lähtöuomaan, Heikkolanjokeen, on rakennettu pohjapato (Kuva 3). Patoa on myöhemmin korjattu ja sen tasoa on nostettu yhteistyössä vesipiirin kanssa. Padon hoidosta vastaa joko järjestely- tai ojitusyhtiö, jolle kuuluu padon kunnossapito sekä lupaehtojen mukainen säännöstely.



Kuva 3. Heikkolanjoen pohjapato.

2.4 LUONNONSUOJELULLISET ARVOT

Märkjärven valuma-alueella ei ole luonnonsuojelualueita (Kuva 1). Märkjärven luontoarvoja on selvitetty litin Kymijoen-Mankalan rantayleiskaava-alueen luontoselvityksessä (Heinonen 2001). Siinä arvokkaiksi luontokohteiksi mainitaan ranta-alueilla kapeana vyöhykkeenä esiintyvät tervaleppäkorvet, joita Märkjärvellä on pohjoisrannalla Avainniemen molemmin puolin, Jokilahden länsirannalla, Talassaaren ja Pukansaaren yhdistävällä kankaalla, sekä Tarhalahdessa. Matala, kasvillisuudeltaan rehevä Kymentaanlahti mainitaan paikallisesti merkittävänä vesilinnuston ruokailu- ja muutonaikaisena levähdysalueena. Tervaleppäkorvet sekä Kymentaanlahti on merkitty Kymijoen-Mankalan vesistöalueen rantayleiskaavaan merkinnällä sl.

Märkjärvellä vaihtelevat kivikko- ja kalliorannat, hiekka- ja hiesurannat sekä etenkin lahtien perukoissa rantaluhdat. Järvellä on myös muutamia rantaan ulottuvia näyttäviä kalliojyrkänteitä, joista Mertavuorella on esihistoriallisia kalliomaalauksia (Heinonen 2001).

Järvellä on pesinyt vuosikausia kuikka. Kuikka havaittiin useaan kertaan myös 2013–14 tutkimusten aikana, mutta varmaa havaintoa pesinnästä ei ole.

2.5 VESIALUEEN OMISTUS

Märkjärven vesialueet ovat kolmen osakaskunnan hallinnassa. Järven länsiosa sekä eteläosat kuuluvat Sitikkalan osakaskunnalle. Pohjoisosat järven keskellä kuuluvat Tapolan kylän osakaskunnalle ja itäosassa litin Kimolan osakaskunnalle.

2.6 JÄRVEN KÄYTTÖ

Märkjärven valuma-alueella on useita pieniä kyliä ja sillä on merkittävää maisema- ja virkistyskäyttöarvoa alueen asukkaille ja mökkiläisille. Rantakiinteistöillä on runsaasti loma-asutusta ja myös vakituista asutusta (kartalta laskien yli 90 loma-asuntoa, 11 vakituista asuntoa, sekä koulu). Virkistyskäytön, kuten uinnin ja veneilyn lisäksi Märkjärvellä harrastetaan virkistys- ja kotitarvekalastusta. Ammattimaista kalastusta järvellä ei harjoiteta. Järvellä ei ole yleistä uimarantaa eikä veneenlaskupaikkaa. Vesiliikenne on pääasiassa soutu- ja pienmoottoriveneliikennettä.

3 MÄRKJÄRVEN TILA JA SEN KEHITYS

3.1 VESIPUITEDIREKTIIVIN MUKAINEN LAATULUOKITUS

Märkjärven luontainen järvityyppi on *Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)*. Tyypittely perustuu EU:n vesipuitedirektiiviin, jossa järven ominaispiirteistä huomioidaan mm. järven koko, syvyys, viipymä sekä veden väri, joka heijastaa valuma-alueen suoperäisyyttä. Jokaiselle järvityypille 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.

Märkjärven ekologinen tila on syksyllä 2013 valmistuneessa luokituksessa määritetty tyydyttäväksi (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Myös ensimmäisen, vuonna 2008 toteutetun luokittelun mukaan Märkjärven tila oli tyydyttävä. Vesienhoidon kansallisena

tavoitteena on *hyvä* ekologinen tila (asteikko *erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono*).

Ekologisen luokittelun taustalla olevista biologista laatutekijöistä Märkjärven tila on arvioitu *tyydyttäväksi* kasviplanktonin perusteella. Muista biologisista laatutekijöistä (vesikasvit, pohjaeläimet, kalat) ei ole ollut käytössä riittävästi tietoa luokittelun tekemiseksi. Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden mukaan Märkjärven laatuluokka on myös *tyydyttävä*. Hydrologis-morfologisen luokittelun mukaan järveä ei ole voimakkaasti muutettu, joten muuntuneisuusluokka on *erinomainen*.

Luokittelussa järville määritetään ekologisen tilan lisäksi kemiallinen tila. Märkjärven kemiallinen tila on arvioitu vuonna 2013 *hyväksi*. Vuonna 2013 kaloista määritetty elohopeapitoisuus ei ole ylittänyt laatumnormia. Hyvän kemiallisen tilan määrittelyyn annettu ympäristölaatumnormi on 0,02 mg/kg, johon lisätään vähähumuksisten järvien taustapitoisuus ($0,02 + 0,18 = 0,20$ mg/kg). Kalojen käyttökelpoisuudelle asetettu raja-arvo on 0,5 mg/kg.

3.2 VEDEN LAATU JA SEN KEHITYS

Seuranta-aineistot

Ensimmäiset vedenlaatuhavainnot Märkjärveltä ympäristöhallinnon Hertta-tietokannassa (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu) ovat vuodelta 1966 (Kuvat 4-5). Tämän jälkeen vedenlaadusta on yksittäisiä havaintoja talviajalta, mutta 1970-luvulta ei ole lainkaan tuloksia. Ensimmäiset tulokset järven rehevöitymiskehitykselle tärkeistä ravinnepitoisuuksista ovat vuodelta 1980. Kesäaikana näytteitä on otettu ensimmäisen kerran vasta vuonna 1998, mukaan lukien levämäärää ilmentävä a-klorofylli. 2000-luvulla vedenlaatua on seurattu useammin, muttei joka vuosi. Nykyisin Märkjärvi kuuluu ns. rotaatioseurantaan, jossa Kaakkois-Suomen ELY-keskus ottaa vesinäytteet kolmen vuoden välein järven syvimmällä pisteellä (Märkjärvi 034; Kuva 6). Näytteet otetaan talvi- ja kesäkerrostuneisuuskausien lopussa sekä syystäyskierron aikana.

Luokittelu

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta Märkjärven tila on luokiteltu vuonna 2013 *tyydyttäväksi*. Luokitukseen sisältyvistä laatutekijöistä tila on fosforin perusteella *hyvä* ja typen perusteella *hyvä*. Lisäperusteluna luokittelulle *tyydyttävä* on mainittu se, että pintaveden kesänajan ravinnepitoisuudet ovat hyvä/tyydyttävä-rajalla ja järvellä esiintyy ajoittain syvänteen happiongelmia (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu).

Fosfori

Fosfori on yleensä tärkein järven tuotantoa rajoittava tekijä, niin myös Märkjärvellä (ks. kappale 4.3) Märkjärven fosforipitoisuudet ovat liikkuneet pääasiassa välillä 10–20 µg/l (kesäajan keskiarvo 2010–14 päällysvedessä 17 µg/l), mikä rehevyysluokituksen mukaan

tarkoittaa lievästi rehevää (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja *vähähumuksisille järville* on 18 µg/l. Tämä on ylittynyt kesällä 2011 ja 2013, mutta kesällä 2014 pitoisuus oli luokkarajan alapuolella. Pitkäaikaisen kehityksen arviointia vaikeuttaa näytteiden vähäisyys (Kuva 4). 1980-luvun sekä 90-luvun alun näytteissä pitoisuus on ollut *hyvän* tilan puolella. Suurimmat pitoisuudet pintavedestä on mitattu 2000-luvun taitteessa. Pohjan läheisessä vedessä pitoisuudet ovat olleet koholla 90-luvulta alkaen. Erittäin korkeita pitoisuuksia (yli 200 µg/l) on mitattu kesäkerrostuneisuuskauden lopussa vuosina 2000, 2001, 2002 ja 2014.

Syvänteessä esiintyy kerrostuneisuuskausina säännöllisesti happivajetta (Kuva 4, ks. myös kappale 3.3). Happipitoisuuden alentuessa myös hapetus-pelkistysaste laskee, mikä voi johtaa fosfaatin vapautumiseen pohjasedimentistä. Pohjanläheisessä vedessä fosfaattifosforin pitoisuudet ovat olleet korkeimmillaan 180 µg/l, ja viime vuosien kesäajan keskiarvo on ollut 79 µg/l. Välivedestä mittauksia on vähemmän, mutta 8 metrin syvyydessä kokonaisfosforipitoisuudet ovat jonkin verran pintaveden tasoa korkeampia, ei kuitenkaan pohjan läheisen veden fosforipitoisuuksien tasolla.

Typpi

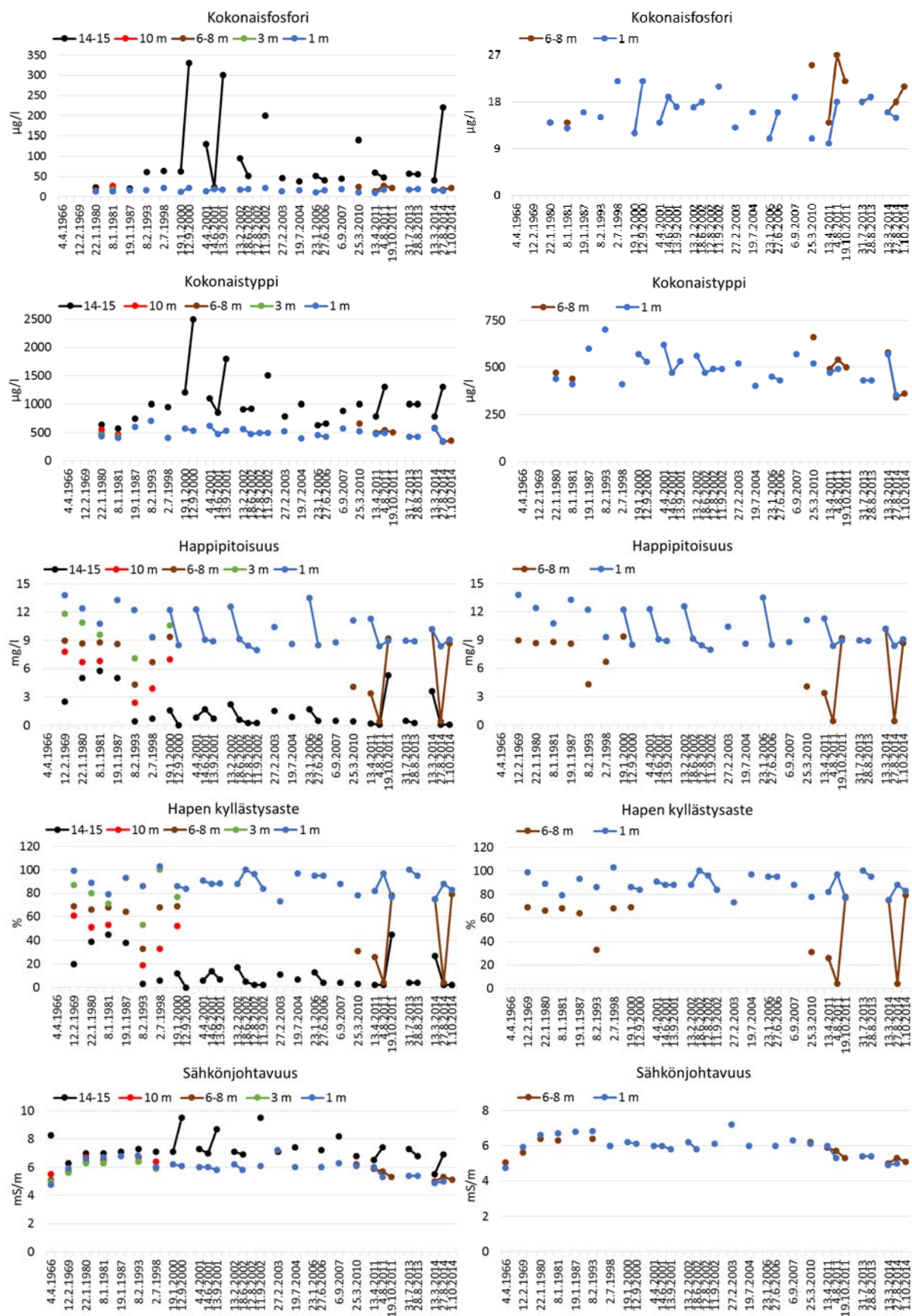
Märkjärven kokonaistyyppipitoisuus (Kuva 4) on pintavedessä vaihdellut *hyvän* tilan luokkarajan 500 µg/l molemmin puolin. 2010-luvulla kesäajan pitoisuudet ovat olleet *hyvän* tilan puolella (kesäajan keskiarvo 2010–14 päällysvedessä 423 µg/l). Pohjanläheisessä vedessä pitoisuudet ovat säännönmukaisesti korkeammat kuin pintavedessä. Luontaisestikin syvän veden pitoisuudet ovat korkeampia tyyppipitoisen, orgaanisen aineksen laskeutuessa kohti pohjaa. Mikrobien hajottaessa orgaanista ainesta syntyy ammoniumia, joka nitrifikaatiossa muutetaan nitraatiksi ja denitrifikaatiossa edelleen kaasumaiseksi typeksi. Happitilanteen heiketessä nitrifikaatio hidastuu, ja pohjalle voi kertyä ammoniumtyyppiä, mikä on suoraan leville käyttökelpoinen ravinne. Märkjärvellä pohjanläheisen veden ammoniumpitoisuus on ollut suurimmillaan 1700 µg/l. Viime vuosien (2010–2014) kesäajan keskiarvo on 613 µg/l.

Sähkönjohtavuus

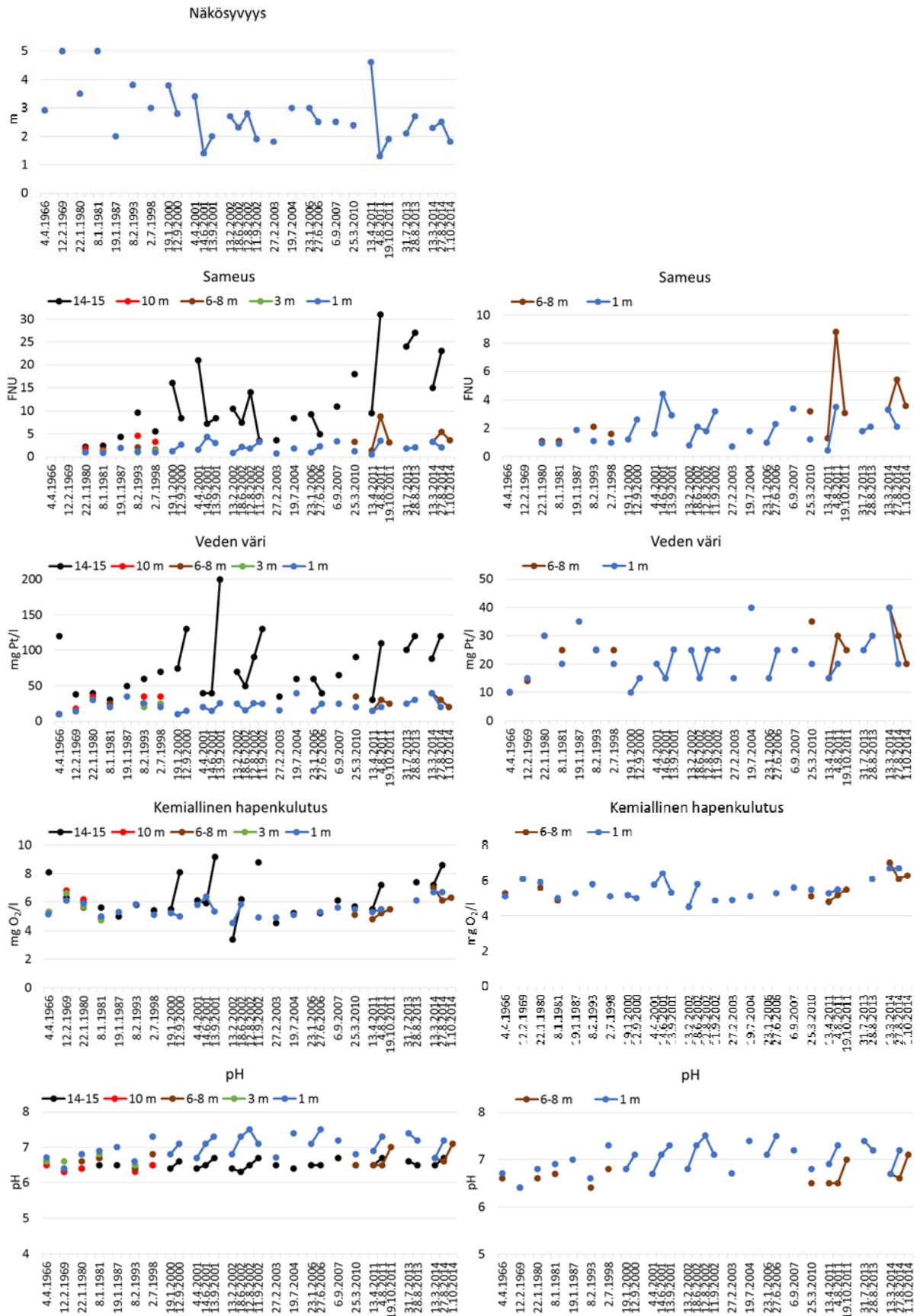
Sähkönjohtavuus heijastaa sisävesissä yleistä rehevöitymiskehitystä ja kallioperän rapautumista. Suomen vedet ovat vähäsuolaisia, sillä kallioperä on heikosti rapautuvaa. Peltolannoitus ja jätevedet voivat kohottaa sähkönjohtavuutta. Sähkönjohtavuutta lisäävät lähinnä natrium, kalium, kalsium, magnesium, kloridit ja sulfaatit (Oravainen 1999). Märkjärven päällysveden sähkönjohtavuus on vielä 1960-luvulla ollut alle 6 mS/m, mutta 1980- ja 90-luvulla arvot ovat olleet hieman suurempia. Sähkönjohtavuus on 2000-luvulla pysytellyt 6 mS/m:n tuntumassa, ja aivan viime vuosina sen alapuolella (Kuva 4). Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat säännönmukaisesti hieman korkeampia.

Näkösyvyys ja sameus

Veden kirkkautta heijasteleva näkösyvyys on 2000-luvulla ollut pääosin 2–3 m, mutta myös alhaisempia arvoja on mitattu (Kuva 5). Talviaikaan 1969 ja 1981 Märkjärveltä on mitattu jopa 5 metrin näkösyvyys. Näkösyvyys näyttäisikin olevan laskusuunnassa. Talvella 2011



Kuva 4. Märijärven vedenlaatu tiedot 1960-luvulta lähtien eri vesikerroksissa syvännepisteellä (Märijärvi 034). Vasemmalla mittaukset kaikista vesikerroksista, oikealla pelkästään pintavedestä (1 m) ja välisyvyydestä (6–8 m). Alkuvuosina mittauksia on tehty 6 metrin syvyydestä, 2000-luvulla 8 metrin syvyydestä.



Kuva 5. Lisää Märkjärven vedenlaatu-tietoja syvännepisteeltä (Märkjärvi 034). Vasemmalla mittaukset kaikista vesikerroksista, oikealla pelkästään pintavedestä (1 m) ja välisyvyydestä (6–8 m).

näkösyvyys on jälleen ylittänyt 4 m, mutta saman vuoden kesällä on vastaavasti mitattu aikasarjan alhaisin näkösyvyys 1,3 m. Varsinaiset sameusarvot (Kuva 5) vaihtelevat Märkjärven pintavedessä tasolla 1–4 FNU. Sameutta aiheuttaa paitsi leväkasvu, myös vedessä oleva muu kiintoaines. 2000-luvulle saakka päällysveden sameusarvot ovat olleet alle 2 FNU. Vertailua vaikeuttaa kuitenkin se, että aikasarjan alkupään havainnot painottuvat talviajalle, jolloin vesi on kirkkaampaa leväkasvun laantuessa. Viime vuosien kesäkeskiarvo päällysveden sameudelle on 2,6, mikä on lievästi reheville järville tyypillinen arvo. Pohjanläheisessä vedessä sameusarvot ovat olleet huomattavasti korkeampia, etenkin viime vuosina.

Väri

Märkjärven veden väriarvot ovat vaihdelleet välillä 10–40 mg Pt/l, mikä on vähähumuksisen järven tasolla (Oravainen 1999). Vielä 1960-luvulla arvot ovat olleet 10–15 mg Pt/l, mutta 1980-luvulla on havaittu 30 mg Pt/l ylittäviä arvoja. Myös viime vuosina arvot ovat ylittäneet 30 mg Pt/l, eikä 10 mg Pt/l:n arvoja ole 2000-luvun alun jälkeen enää havaittu. Aikasarjan puutteellisuus ja suuri vaihtelu vaikeuttavat arviointia, mutta päällysveden väri näyttää lievästi tummenneen, mikä voi kertoa humuskuorman kasvusta. Alusvedessä havaitut korkeat arvot voivat sen sijaan johtua sedimentin rautayhdisteiden pelkistymisestä ja noususta yläpuoliseen veteen (Kuva 5, ks. Kappale 3.3).

Kemiallinen hapenkulutus

Kemiallinen hapenkulutus mittaa vedessä olevien kemiallisesti hapettavien orgaanisten aineiden määrää. Jätevedet kohottavat arvoa, mutta suomalaisissa järvissä se heijastelee lähinnä humuspitoisuutta ja valuma-alueen suoperäisyyttä. Metsäojitukset ovat kohottaneet arvoa useissa järvissä. Märkjärven päällysveden arvot ovat pysyneet melko tasaisesti välillä 4–6 mg O₂/l. Vuosina 2013–14 arvot olivat hieman yli 6 mg O₂/l:aan (Kuva 5). Kemiallinen hapenkulutus voi värin ohella heijastella humuspitoisuuden nousua. Alle 10 mg O₂/l:n arvot ovat kuitenkin vielä tyypillisiä värittömille vesille (Oravainen 1999).

Happamuus ja alkaliniteetti

Märkjärven päällysveden pH on lähellä neutraalia. Talviaikaan pH-arvo on hieman alle 7, kesäisin hieman yli (Kuva 5). Viime vuosien keskiarvo päällysvedessä on 7,1 ja alusvedessä 6,6. Leväkukintojen aikana pH voi päällysvedessä nousta korkealle levien yhteyttäessä aktiivisesti. Havaintosarjassa ei kuitenkaan ole ainuttakaan pH 8 ylittävää arvoa. Myöskään huolestuttavan alhaisia arvoja ei ole tavattu. Märkjärven veden alkaliniteetti eli haponsitomiskyky on hyvä. Viime vuosien (2010–14) keskiarvo päällysvedessä on 0,256 mmol/l.

Yhteenveto

Märkjärven pitkäaikaisen kehityksen arviointi on vaikeaa näytteiden vähäisyydestä johtuen. Lisäksi näytteitä on otettu hyvin eri aikaan, millä voi olla suuri vaikutus tuloksiin. Arvot vaihtelevat vuodenajan mukaan, ja rehevissä järvissä vaihtelu on suurempaa kuin karuissa järvissä. Esimerkiksi heikoin happitilanne järvessä on yleensä talvi- ja kesäkerrostuneisuus-

kauden lopussa (maalis-huhtikuu, elokuu), mutta suurin osa etenkin varhaisimmista näytteenotoista on Märkjärvellä tehty tammi-helmikuussa. Päälysveden sähkönjohtavuus näyttäisi hieman laskeneen viime vuosina, mutta ravinnepitoisuuksissa ei ole suurta muutosta. Alusvedessä on edelleen havaittu ajoittain korkeita ravinnepitoisuuksia, ja syvänteen happitilanne on ollut säännönmukaisesti heikko. Lisäksi näkösyvyys on alentunut ja sameus, väriarvot sekä kemiallinen hapenkulutus ovat 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). Muutokset Märkjärvellä ovat kuitenkin pieniä.

3.3 HAPPIPITOISUUS

Märkjärven syvännealueella 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. Märkjärven varhaisimmat tulokset (1960–90 –luku) on kuitenkin mitattu tammi-helmikuussa, ja ensimmäinen kesätulos heinäkuussa. Alhaisia happipitoisuuksia pohjanläheisessä vedessä on mitattu säännönmukaisesti ainakin vuodesta 1993 lähtien. 2000-luvulla pohjanläheisen vesikerroksen (14–15 m) happipitoisuus on ollut alhainen jo kesä-heinäkuussa, ja huono happitilanne on jatkunut joissakin tapauksissa lokakuulle asti.

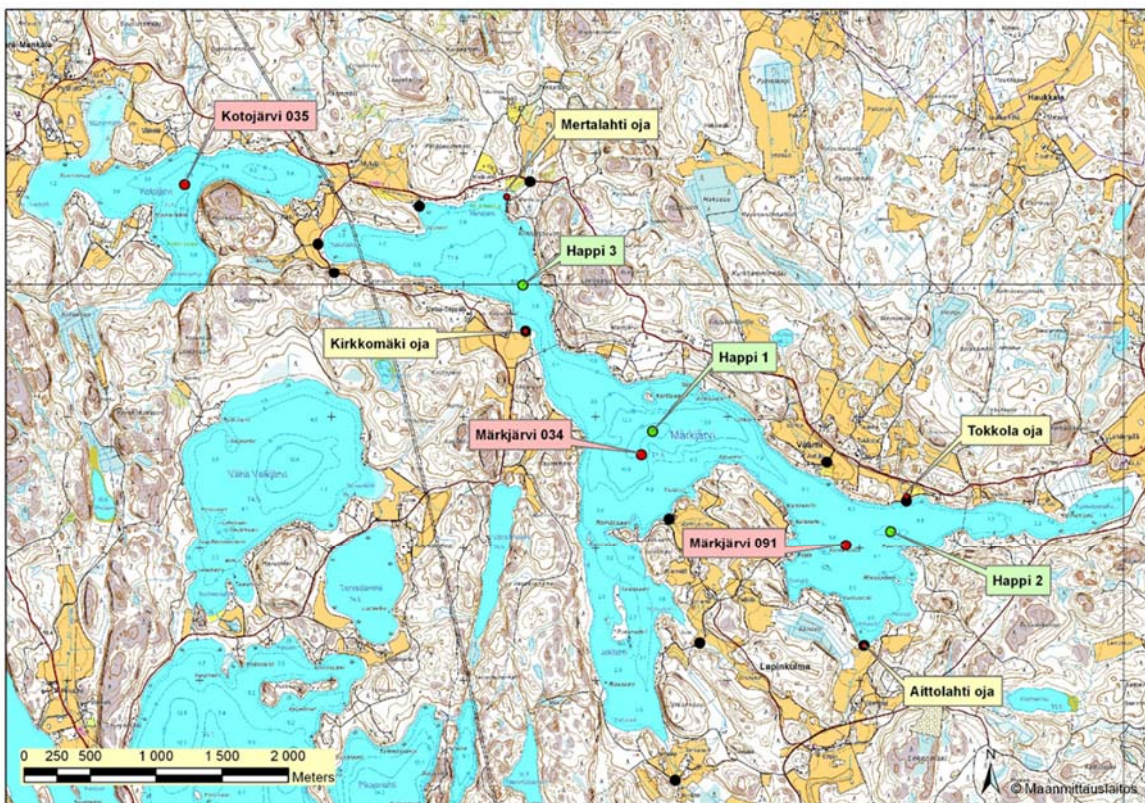
Hapettoman vesikerroksen paksuutta ja alueellisesta laajuutta selvitettiin tarkemmin mittaamalla happipitoisuus metrin välein pinnasta pohjaan kenttäkäyttöön soveltuvalla optisella happimittarilla (YSI 6920 V2). Happitilannetta seurattiin kolmella pisteellä (Kuva 6), joista 1. oli pääsyvänteen alueella (15,2 m), 2. järven matalamman itäosan syvimessä pisteessä (6,5 m), sekä 3. järven länsiosassa olevalla syvännealueella (9 m). Tulokset Märkjärven lämpötila- ja happikerrostuneisuudesta neljänä ajankohtana vuosina 2013–14 on esitetty Kuvassa 7.

Kesällä 2013 ja 2014 Märkjärven lämpötilakerrostuneisuus syvännepisteillä oli jyrkkä. Harppauskerros muodostui 5–8 metrin välille siten, että järven länsiosan syvännepisteellä harppauskerros oli noin metrin ylempänä kuin keskeisellä syvännepisteellä. Hapen suhteen kerrostuminen oli vielä jyrkempää siten, että käytännössä koko alusvesi oli hapetonta. Vähähappinen vesi nousi läntisellä pisteellä enimmillään 5 metrin syvyyteen, ja keskisyvänteellä 6 metrin syvyyteen. Vuonna 2014 tilanne on ollut luultavasti hyvin samanlainen, mutta mittausajankohtana tuulet olivat jo alkaneet voimistua. Tämä oli alentanut harppauskerrosta syvännepisteillä metrin verran, ja matalimmalla pisteellä (6,5 m)

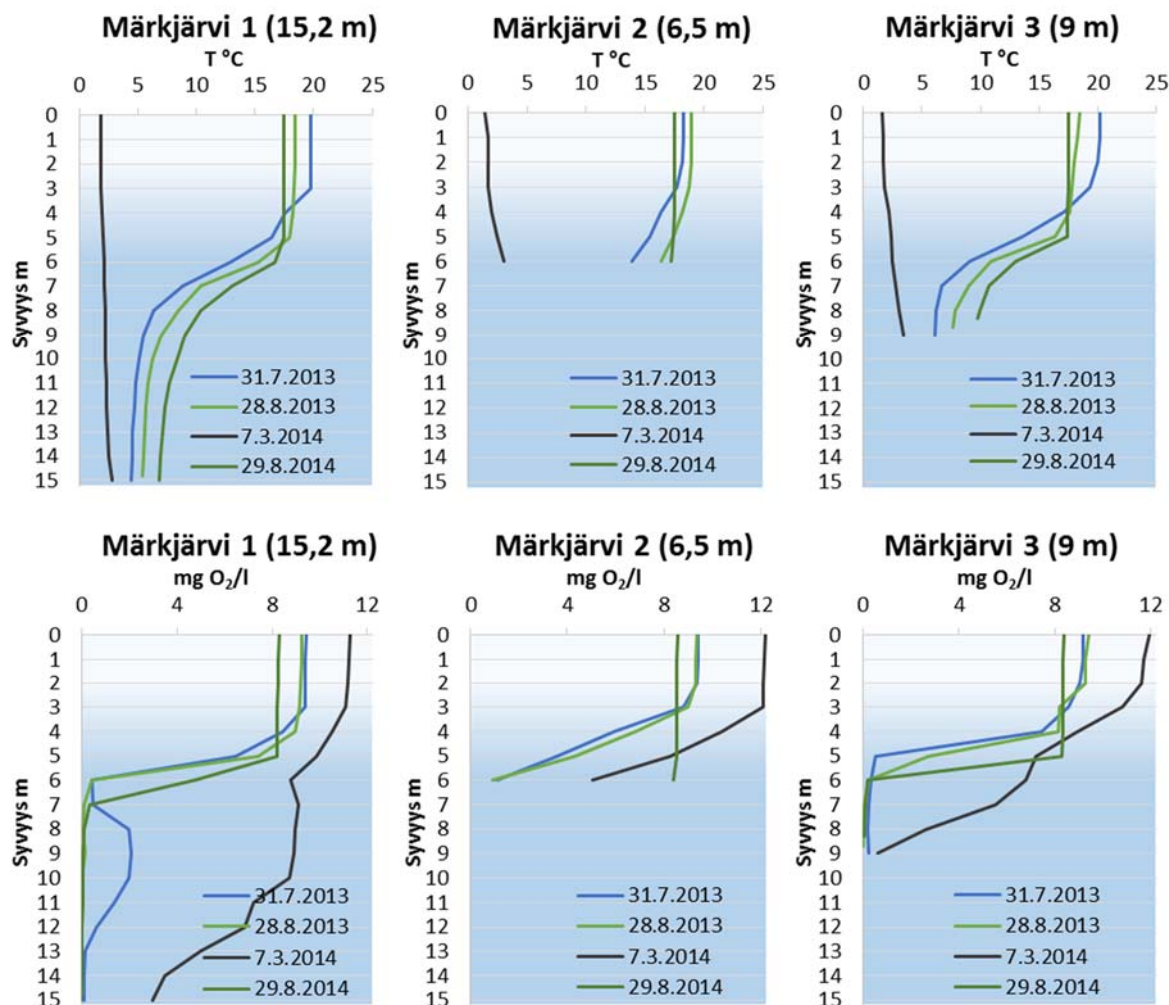
vesi oli jo kiertänyt ollen kauttaaltaan tasalämpöistä ja hapekasta. Kesällä 2013 happipitoisuus kuitenkin laski huolestuttavan alas pohjan lähellä myös matalalla pisteellä.

Talvitilanteesta ei saatu todellista kuvaa, sillä talvi 2013–14 oli Etelä-Suomessa epätypillinen. Jäiden sulaminen kesken talven paransi varmasti happitilannetta monessa järvessä. Maaliskuussa happi alkoi silti vähetä jo neljän metrin syvyydessä. Heikoin tilanne oli läntisellä syvännepisteellä, jossa happipitoisuus laski lähelle nollaa pohjan läheisessä vedessä.

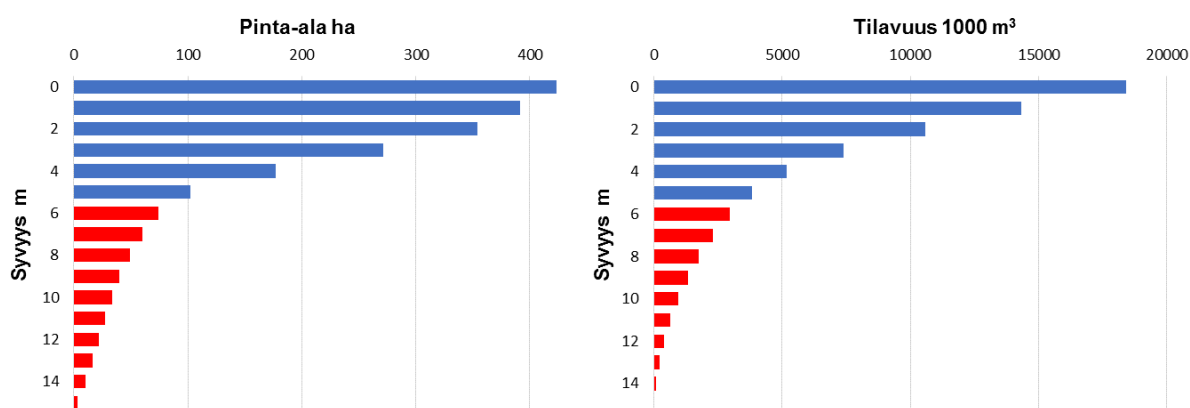
Syvännekuoppissa hapettomuus näyttäisi olevan pitkäkestoista ja säännönmukaista. Märkjärven muodosta ja syvyyssuhteista johtuen tuulet eivät pääse helposti sekoittamaan syvännekuoppia. Hapen kuluminen oli kuitenkin huomattavaa myös matalammalla pisteellä, mikä oli huolestuttava piirre. Yli 6 metriä syvät alueet näyttävät kärsivän vähähappisuudesta säännöllisesti, ja yli 5 metriä syvät ajoittain. Kun tarkastellaan järven syvyyssuhteita (hypsografia, Kuva 8), yli 6 metriä syvien alueiden osuus järven kokonaispinta-alasta on 17 % ja yli 5 metriä syvien jopa 24 %.



Kuva 6. Märkjärven happipitoisuuden seurantapisteen vuosina 2013–2014 (vihreällä). Happi 1 on lähellä Märkjärven pitkäaikaista vedenlaadun seurantapistettä (Märkjärvi 034). Kuvaan on merkitty punaisella myös muut pisteet, joista löytyy aikaisempia vedenlaatutietoja (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu).



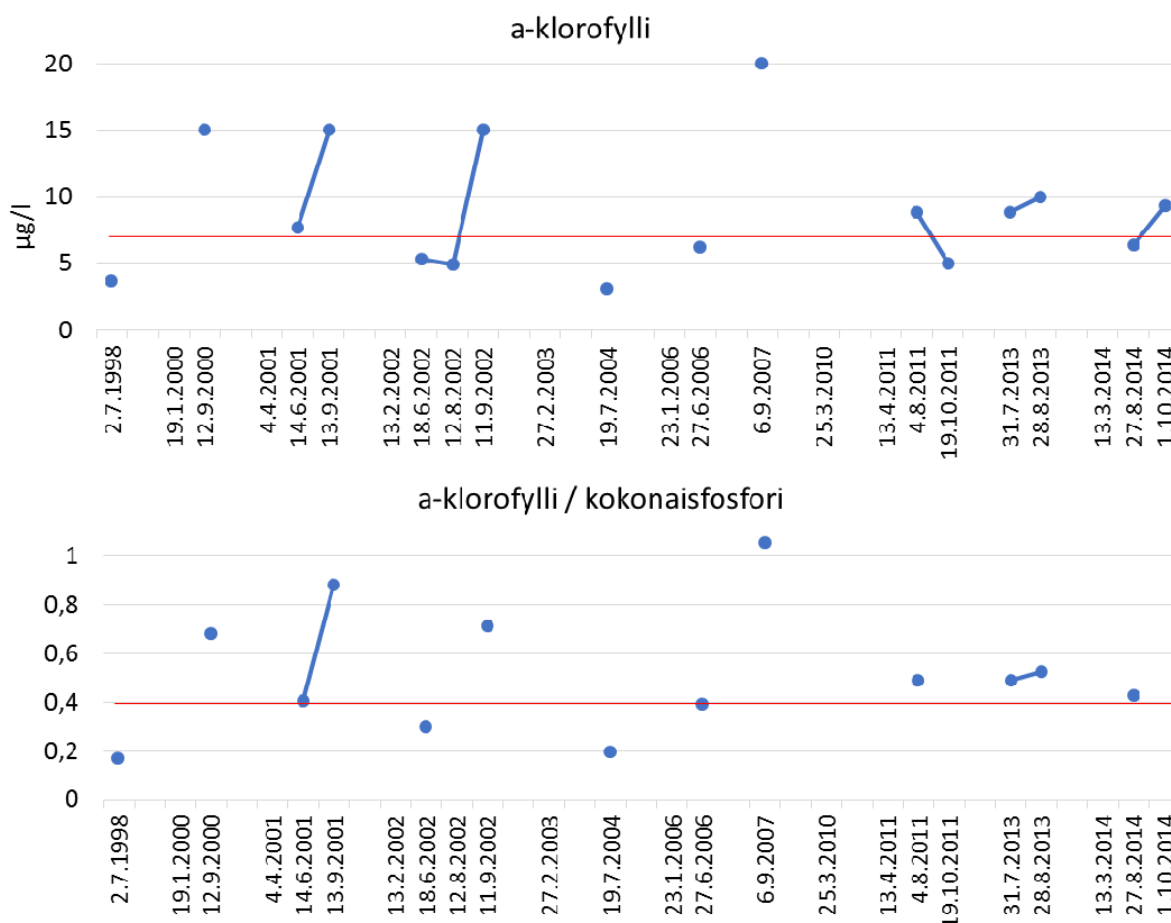
Kuva 7. Märkjärven veden lämpötila (yläkuvat) sekä happipitoisuus (alakuvat) pinnasta pohjaan mitattuna kolmella eri seurantapisteellä 2013–2014.



Kuva 8. Märkjärven hypsografiat. Kuvassa on esitetty kumulatiivisesti eri syvyysvyöhykkeiden pinta-alat ja tilavuudet. Esimerkiksi vasemman puoleisesta pinta-alakuvasta voidaan nähdä, että koko järven ala (423 ha) on vähintään 0 metriä syvää, kun vähintään 6 metriä syvää on järven pohjan pinta-alasta 74 ha. Kuvaan on merkitty punaisella 6 metriä ylittävät vesikerrokset, joilla happipitoisuus menee säännöllisesti lähelle nollaa.

3.4 KASVIPLANKTON JA A-KLOROFYLLI

Märkjärven tila on luokiteltu kasviplanktonin perusteella *tydyttäväksi*. Kasviplanktonista on saatavilla tuloksia lähinnä a-klorofyllistä (Kuva 9). Tämän levämäärää ilmentävän yhteyttämispigmentin pitoisuudet ovat vaihdelleet koko mittausjakson aikana välillä 3 – 20 µg/l. Viime vuosina pitoisuudet ovat olleet välillä 5–10 µg/l, mikä on rehevyysluokituksen perusteella lievästi rehevä (4–10 µg/l; Oravainen 1999). *Vähähumuksisille järville* määritetty hyvän tilan luokkaraja on 7 µg/l, joten pitoisuudet ovat vaihdelleet hyvän ja tyydyttävän tilan molemmiin puolin. Ensimmäiset tulokset ovat vasta vuodelta 1998. Korkein arvo on mitattu vuonna 2007, joka on jo erittäin rehevän tilan rajalla. Levien dynamiikka on nopeaa, ja etenkin rehevissä järvissä vaihtelut voivat olla suuria. Näin ollen harva näytteenotto ei välttämättä anna kuvaa todellisesta tilanteesta. Viime vuosina erittäin korkeita pitoisuuksia ei kuitenkaan ole mitattu.

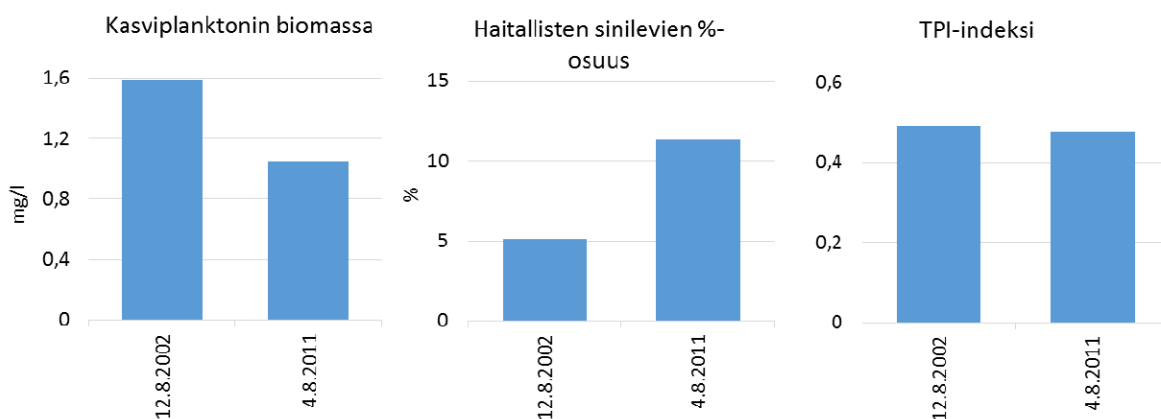


Kuva 9. Yläkuvassa Märkjärven a-klorofyllin pitoisuus, josta ensimmäiset mittaustulokset ovat vuodelta 1998. Kuvaan on merkitty punaisella hyvän ja tyydyttävän tilan luokkaraja 7 µg/l. Alakuvaan on esitetty eläinplanktonin laidunnustehoa ilmentävä a-klorofyllin ja kokonaisfosforin suhde. Kuvaan on merkitty punaisella suhdeluku 0,4, jonka katsotaan ilmentävän hoitokalastuksen tarvetta (Sammalkorpi & Horppila 2005).

Järvessä esiintyvien levien määrä riippuu paitsi järven ravinteisuudesta, 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 on ollut viime vuosina noin 0,5, mikä viittaa eläinplanktonin heikkoon laidunnustehoon ja hoitokalastustarpeeseen (ks. Kappaleet 3.5 ja 3.8).

Varsinaisia, mikroskoopilla analysoituja kasviplanktonnäytteitä Märkjärveltä on vain kaksi (Kuva 10). Viimeksi kasviplanktonia on määritetty vuonna 2011. Kun kasviplanktoniin perustuvassa luokittelussa käytetyistä neljästä indeksistä a-klorofyllipitoisuus antaa luokan *tyydyttävä*, oli vuoden 2011 laskentaan perustuva kasviplanktonin biomassa niukasti luokkaa *hyvä*. Haitallisten sinilevien prosenttiosuus oli myös *hyvä*, mutta TPI-trofaiindeksin arvo oli *välttävä* (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Paikallisten havaintojen mukaan järvellä esiintyy myös sinileväkukintoja.

Elokuun 2011 näytteessä biomassaltaan runsain laji oli limalevä *Gonyostomum semen* (16 %). Seuraavaksi runsain oli piilevä *Acanthoceras zachariasii* ja kolmantena sinilevä *Anabaena* spp. (straight). Limalevässä on runsaasti klorofylliä, joten runsaana esiintyessään se voi vaikeuttaa klorofylli/fosfori-suhdeluvun tulkintaa. Limalevä voi jättää uimarin ihon liukkaaksi, mutta se ei ole myrkyllinen. *Anabaena*-lajit voivat muodostaa myös myrkyllisiä kantoja (Lepistö 1992). Uimista levien vihreäksi värjäämässä vedessä kannattaa joka tapauksessa aina välttää.



Kuva 10. Oikealla Märkjärven kasviplanktonbiomassa (Hyvä/Tyydyttävä raja-arvo 1,1 mg/l), keskellä haitallisten sinilevien prosenttiosuus (H/T raja-arvo 16 %), sekä vasemmalla TPI-indeksi (H/T raja-arvo 0,1) kasviplanktonrekisteristä löytyvien tietojen mukaan (OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu). Luotettavan kuvan saamiseksi kasviplanktonia tulisi seurata useita kertoja kesässä.

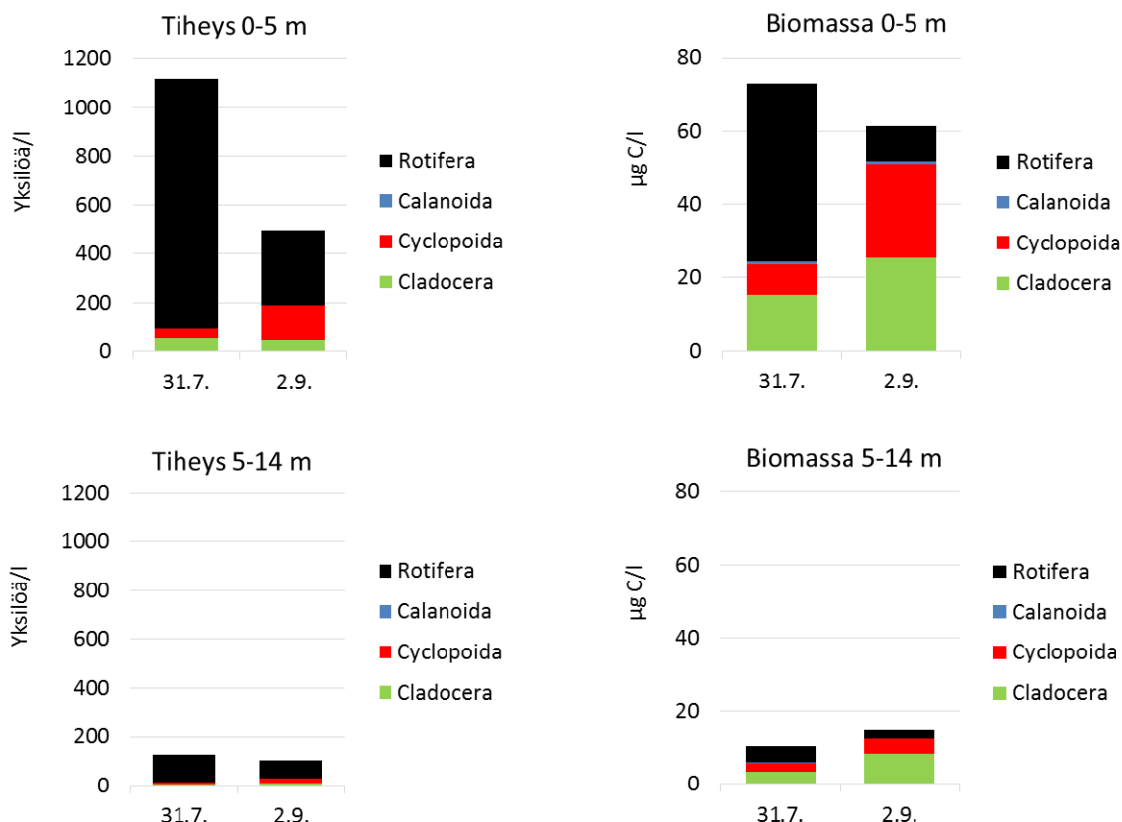
3.5 ELÄINPLANKTON

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 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).

Märkjärven eläinplanktonia ei ole tiettävästi tutkittu aikaisemmin. Eläinplanktonin runsautta ja yhteisökoostumusta selvitettiin näytteenotolla Märkjärven syvännepisteellä kahtena eri ajankohtana vuonna 2013 (Happi 1 Kuvassa 6). Näytteet otettiin erikseen 0–5 m (päällysvesi) ja 5–14 m (harppauskerros ja alusvesi) vesikerroksista. Heinä- ja elokuussa lämpötilan harppauskerros asettui 5–8 metrin syvyyteen, ja 6 metrissä oli jo lähes hapetonta (Kuva 7). Syyskuun alun eläinplanktoninäytteenotossa lämpötila noudatteli elokuun lopun lämpötilakäyrää, joten myös happitilanne oli oletettavasti elokuun lopun kaltainen eli heikko. Näytteenotto- ja laskentamenetelmät on kuvattu tarkemmin Liitteessä 1.

Märkjärven eläinplanktonin kokonaisbiomassa (C, hiilen määrä) oli päällysvedessä varsin alhainen ollen heinäkuun lopussa 73 µg C/l ja syyskuun alussa 61,5 µg C/l. Alusvedessä biomassa oli erittäin alhainen, heinäkuussa vain 10,2 µg C/l ja syyskuussa 14,7 µg C/l (Kuva 11; Liite 1). Eläinplanktonin vähäisyyteen alusvedessä on todennäköisesti vaikuttanut happivaje (vrt. Kuva 7).



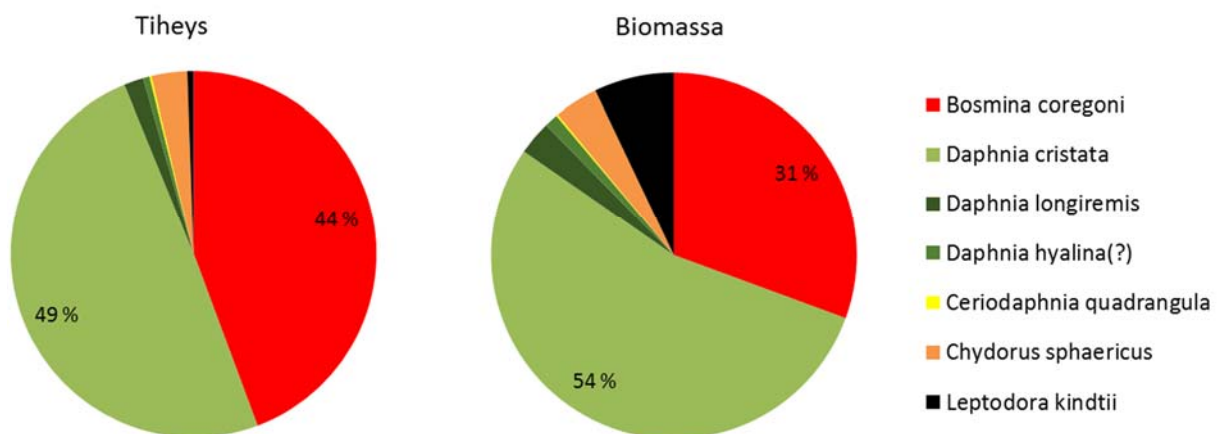
Kuva 11. Märkjärven eläinplanktonin tiheys (vasemmalla) sekä biomassa (oikealla) kahdessa eri vesikerroksessa vuonna 2013. Yläkuviissa tulokset päänlyysvedestä (0–5 m) ja alakuvissa harppauskerroksesta sekä alusvedestä (5–14 m). Rotifera, rataseläimet; Calanoida, keijuhankajalkaiset; Cyclopoida, kyklooppihankajalkaiset; Cladocera, vesikirput.

Märkjärven eläinplankton koostui lähinnä pienikokoisista lajeista (rataseläimet, kyklooppihankajalkaiset, pienet vesikirppulajit), mikä voi olla merkki voimakkaasta eläinplanktoniin kohdistuvasta saalistuksesta. Yksilömäärissä mitattuna pienet rataseläimet ovat usein runsaslukuisimpia, mutta kokonaisbiomassasta niiden osuus jää yleensä varsin alhaiseksi. Heinäkuussa rataseläinten osuus kokonaisbiomassasta oli kuitenkin peräti 66 % (Kuva 11). Lukumääräisesti runsain rataseläinlaji heinäkuussa oli *Keratella cochlearis* ja elokuussa *Polyarthra vulgaris*. Biomassaltaan runsain laji heinäkuussa oli suurikokoinen peto *Asplanchna priodonta* (Liitteen 1 Taulukko 1).

Hankajalkaisista kyklooppihankajalkaiset (*Meso-* ja *Thermocyclops* nauplius- ja kopepodiittivaiheineen) olivat selvästi keijuhankajalkaisia runsaampia (Kuva 11; Liitteen 1 Taulukko 2). Keijuhankajalkaisten osuus eläinplanktonista oli huomattavan alhainen. Kyklooppihankajalkaiset pystyvät keijuhankajalkaisia paremmin väistämään kalojen saalistusta. Suuria keijuhankajalkaisia on voinut myös rajoittaa alusveden alhainen happipitoisuus.

Vesikirpuista runsain oli heinäkuussa varsin pienikokoinen *Bosmina coregoni*, jonka osuus vesikirppujen biomassasta oli peräti 72 %. Syyskuun alussa runsastui puolestaan *Daphnia*

cristata, jonka osuus kohosi myös 72 %:iin. Muiden lajien osuudet jäivät alhaisiksi. Jonkin verran esiintyi *Leptodora kindtii* petovesikirppua (Kuva 12; Liitteen 1 Taulukko 2). Molempina näytteenottokertoina vesikirppujen tiheyspainotettu keskipituus jäi alle 0,5 mm. Heinäkuussa vesikirppujen tiheyspainotettu keskipituus oli vain 0,29 mm. Elokuussa runsain vesikirppu oli *Daphnia cristata*, mutta koska yksilöt olivat pienikokoisia, jäi vesikirppujen tiheyspainotettu keskipituus 0,47 mm:iin. 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 isoja yksilöitä ei Märkjärveltä löytynyt ainuttakaan.



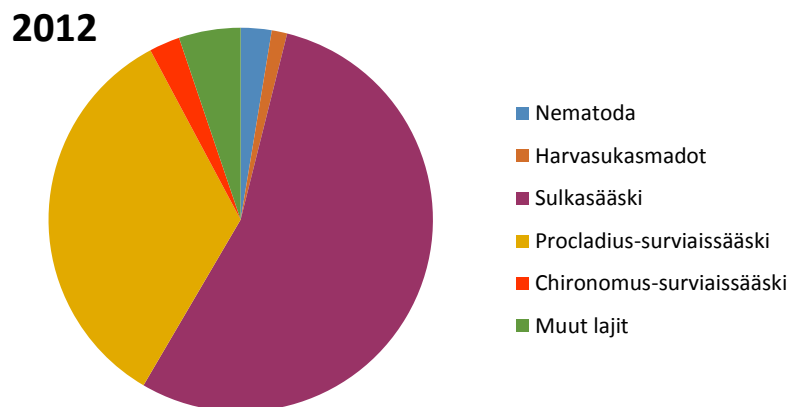
Kuva 12. Märkjärven vesikirppulajien keskimääräiset osuudet (päällys- ja alusveden tilavuudella painotettu keskiarvo kahdelta näytteenottokerralta) tiheyden ja biomassan suhteen vuonna 2013. Heinäkuussa selvästi runsain vesikirppu oli *Bosmina coregoni*, elokuussa *Daphnia cristata*. Näytteenottoaikojen keskiarvona ne olivat lähes yhtä runsaita.

Kaiken kaikkiaan äyriäisplanktonin alhaiset yksilötiheydet ja biomassat, rataseläinten suuri osuus, keijuhankajalkaisten puuttuminen, sekä vesikirppujen pieni koko, kertoivat eläinplanktoniin kohdistuvasta voimakkaasta saalistuksesta (Liite 1; Kuvat 11 ja 12). 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 eläinplanktonyhteisön 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. Heinäkuun lopussa *Daphnia*-vesikirppujen osuus oli erittäin alhainen. Syyskuussa niiden osuus oli suuri, mutta yksilöt olivat pienikokoisia. Märkjärvellä todennäköisesti kalat saalistavat eläinplanktonia tehokkaasti päällysvedessä. Isot vesikirput eivät saa suojaa pimeästä alusvedestä, sillä alusvesi on vähähappista, ja siellä on runsaasti *Chaoborus*-sulkasääsken toukkia, jotka myös saalistavat tehokkaasti eläinplanktonia (ks. Kappaleet 3.6 ja 3.7).

3.6 POHJAEELÄIMET

Märkjärveltä on syvänealueen pohjaeläintuloksia vain vuodelta 2012. Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen ottamien pohjaeläinnäytteiden tulokset eivät olleet käytössä vuonna 2013 tehdyssä ekologisessa tilaluokittelussa. Vuonna 2014 nämä 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 kaksi selvästi runsainta lajia olivat vuonna 2012 sulkasääski (*Chaoborus flavicans*) ja *Procladius* -surviaissääskentoukka (Kuva 13). Näiden kahden lajin osuus oli 88 % kokonaisyksilömäärästä. Pohjaeläinten kokonais-yksilömäärä oli 430 yksilöä/m². Sulkasääski on tyypillinen laji reheville, huonoista happioloista kärsivälle vesialueille. Sulkasääskentoukat saavat ravintonsa pinta- ja välivedestä, mutta ne voivat oleskella hapettomassa alusvedessä pitkiäkin aikoja. Elintapansa vuoksi sulkasääski ei kuulu varsinaiseen makroskooppiin pohjaeläimistöön. *Procladius*-surviaissääskentoukka on taas ns. jokapaikan laji, eli pystyy elämään hyvin monenlaisissa ympäristöissä. Muu lajisto oli myös ns. jokapaikan lajistoa tai reheville järville tyypillistä. Kokonaislajimäärä oli 9. Pohjaeläinten biomassatuloksia Märkjärveltä ei ole.



Kuva 13. Märjärven pohjaeläinyhteisön koostumus vuoden 2012 tutkimuksen mukaan. Kokonaisyksilömäärä oli 430 yksilöä/m². Kaksi selvää valtalajia olivat huonoja happioloja ilmentävä sulkasääski (*Chaoborus flavicans*) ja ns. jokapaikan laji *Procladius*-surviaissääskentoukka. Kokonaislajimäärä oli 9.

Pohjan rehevyyttä kuvaavan surviaissääskien toukkien suhteelliseen runsauteen perustuvan CI- indeksin (Paasivirta 2000) mukaan Märjärvi oli hyvin rehevä vuonna 2012 (Taulukko 2). 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 2012 *välttävää* (Taulukko 2). PMA-indeksissä verrataan havaittuja lajistosuhteita kyseisen järviyypin vertailuaineistoista laskettuihin lajien

keskimääräisiin suhteellisiin osuuksiin (Aroviita ym. 2012). Vuoden 2012 tulosten mukaan Märkjärven pohjaeläimistön lajistosuhteet vastasivat vain tyydyttävästi *Pienten ja keskikokoisten vähähumuksisten järvien (Vh)* vertailuvesistöistä laskettuja lajistosuhteita (Taulukko 2).

Taulukko 2. Järvien ekologiseen luokitteluun laadittujen syvännepohjaeläinindeksien PICM-ELS:n (Ekologinen laatusuhde, malli 2) ja PMA:n arvot sekä pohjan rehevyyttä kuvaava CI-arvo vuoden 2012 tulosten mukaan. Taulukossa on esitetty myös luokkarajojen ja tulosten mukainen luokittelu.

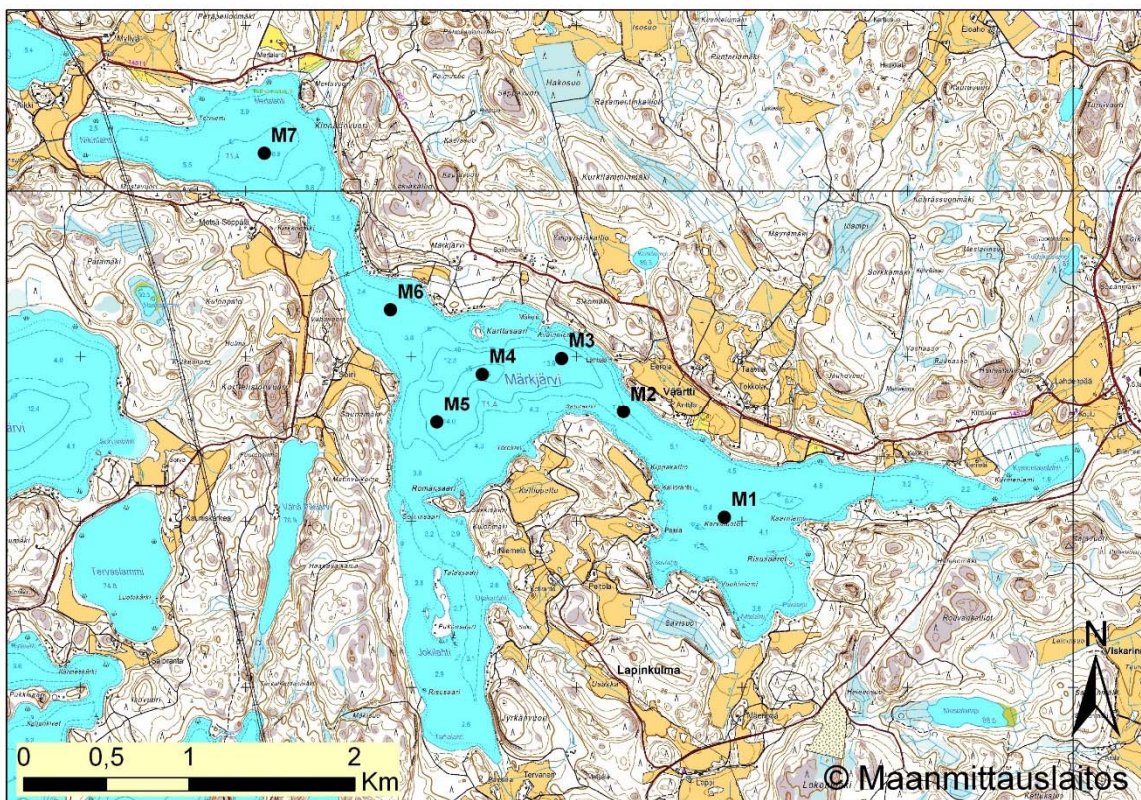
Märkjärvi 2012	
PICM-ELS	0,268
PMA	0,170
CI -arvo	1,00
	erinomainen
	hyvä
	tyydyttävä
	välttävä
	huono
CI 1,00 - 1,50	erittäin rehevä

3.7 SULKASÄÄSKI

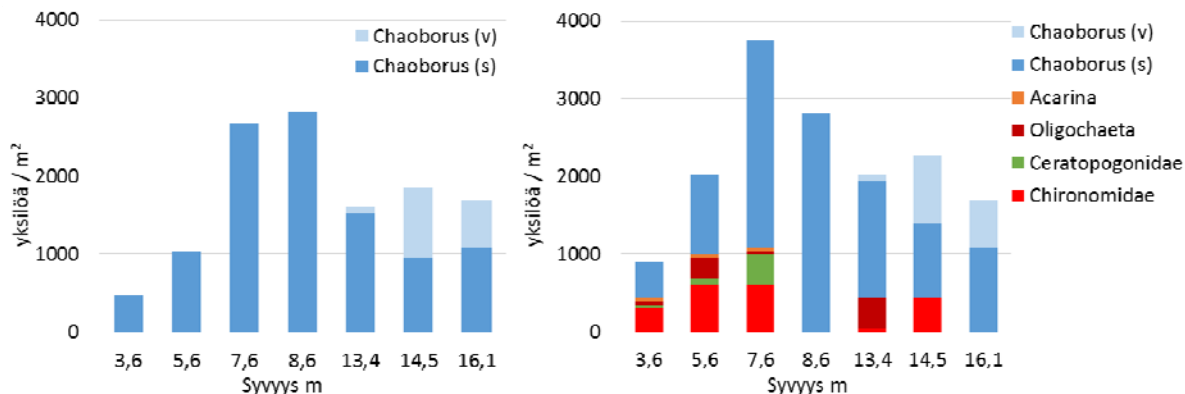
Sulkasääsken merkitystä Märkjärven ravintoverkossa päätettiin tutkia tarkemmin 2.10.2014, sillä useat havainnot antoivat epäillä, että sitä järvellä esiintyy. Märkjärven pohjaeläintulosten mukaan sulkasääsken (*Chaoborus flavicans*) osuus pohjaeläimistössä oli suuri vuonna 2012 (Kappale 3.6.). Lisäksi syvänteellä havaittiin kaikuluotaimella sulkasääsken viittaava kaiku noin 13 metrin syvyydessä, ja sulkasääskiä tuli myös syyskuun alun eläinplanktonnäytteeseen alusvedestä 2013. Sulkasääsken toukka nousee pohjalta öiseen aikaan vesipatsaaseen saalistamaan eläinplanktonia, ja 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 sulkasääskien 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 savi-sameilla 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 Märkjärven eri syvyysvyöhykkeiltä valittiin yhteensä 7 näytepistettä (Kuva 14), 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 15; Liitteen 2 Taulukko 1), ja näytteenoton myöhäisestä ajankohdasta huolimatta niitä esiintyi syvimmillä näytepisteillä myös vesipatsaassa. Kaikki havaitut sulkasääsket olivat lajia *Chaoborus flavicans*, mikä on Suomessa esiintyvistä lajeista yleisin. Sulkasääski oli runsaimmillaan 7–9 metrin syvyydessä (2600–2800 yksilöä/m²), jossa se esiintyi pelkästään sedimentissä. Yli 13 metriä syvemmillä alueilla sitä esiintyi edelleen runsaasti (>1500 yksilöä/m²), ja vesipatsaassa olevien toukkien osuus kokonaismäärästä kasvoi. Näin ollen syvännealueen pohjaeläinnäyte vuonna 2012 on todennäköisesti antanut toukkien määrästä aliarvion, sillä pohjaeläinnäytteenotto tehdään pelkästään sedimentistä (ks. Kappale 3.6.). Seuraavaksi runsaimpina eliöryhminä sedimentissä esiintyivät surviaissääsken toukat (Chironomidae) sekä harvasukasmadot (Oligochaeta) (Kuva 15).

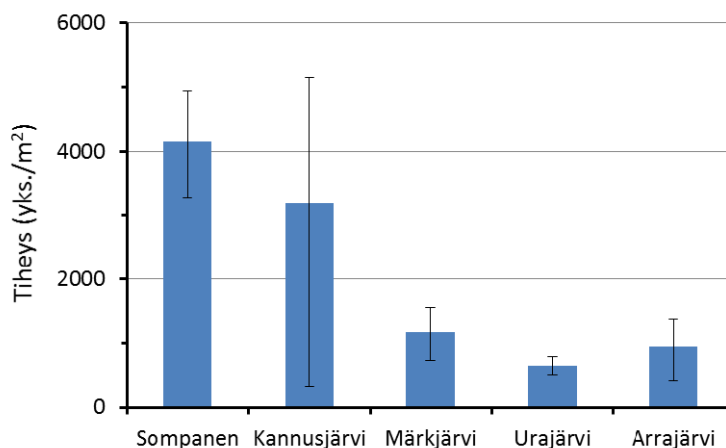


Kuva 14. Märkjärven sulkasääskitutkimuksen näytepisteet. Samoilta pisteiltä tehtiin myös sedimenttitutkimus (Kappale 3.10).



Kuva 15. Vasemmalla sulkasääskentoukan (*Chaoborus*) esiintyminen Märkjärven eri syvyyssvyöhykkeillä 3.10.2014 vesipatsaassa (v) sekä sedimentissä (s). Oikean puoleisessa kuvassa on esitetty lisäksi sedimenttinäytteissä esiintyneet muut pohjaeläinryhmät: Chironomidae, surviaissääsket; Ceratopogonidea, polttiaissääsket; Oligochaeta, harvasukasmadot; Acarina, punkit.

Syvyyssvyöhykkeittäin ositetun otannan kaavoilla voidaan arvioida sulkasääsken runsautta koko järven mittakaavassa, kun eri syvyyssvyöhykkeiden pinta-ala järvestä tunnetaan. Tällä tavoin laskien Märkjärven yli 3 metriä syvien alueiden keskimääräiseksi toukkatiheydeksi tuli 1173 yksilöä/m² (Kuva 16). Tätä matalammilla alueilla sulkasääskentoukkien esiintyminen on yleensä vähäistä (Liljendahl-Nurminen ym. 2002).



Kuva 16. Sulkasääsken (*Chaoborus flavicans*) keskimääräinen tiheys sekä 95 %:n luottamusväli Märkjärven yli 3 metrin syvyisillä alueilla 2.10.2014. Tiheysarvio on laskettu yli 3 metriä syvät alueet kattavalla ositetulla otannalla. Vertailun vuoksi kuvassa on esitetty vastaavalla menetelmällä määritetyt tiheydet muista lähialueen 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 Märkjärvellä 587 yksilöä/m². Esimerkiksi Hiidenvedellä, jossa sulkasääsken on osoitettu olevan

merkittävässä roolissa järven ravintoverkossa, on toukkia kesäaikaan noin 1000 yksilöä/m² (Malinen & Vinni 2013b). Märkjärven osalta näyttääkin, että sulkasääskellä voi olla merkitystä Märkjärven ravintoverkossa. Märkjärvellä ei ole tehokkaasti hämärässä tai pimeässä sulkasääsken toukkia syövää kalalajia, kuten kuoretta (Horppila ym. 2004). Kalasto koostuu lähinnä särjistä ja ahvenista (ks. Kappale 3.8), jotka eivät pysty saalistamaan tehokkaasti sulkasääsken toukkia pimeässä. Tarkkaa raja-arvoa haitallisen suuresta tiheydestä on kuitenkin vaikea antaa. Alusveden vähähappisuus tarjoaa todennäköisesti suojaa sulkasääskelle, ja alusvedessä se esiintyy vedessä myös päiväaikaan. Suurimmat tiheydet tavattiin kuitenkin 7–9 metrin syvyydestä, jossa sedimentin olosuhteet voivat olla sulkasääskelle syvintä syvännettä paremmat. On myös mahdollista, että sulkasääskeä esiintyi syvimmillä näytepisteillä vielä havaittua enemmän vedessä, jos ne olivat aivan lähellä pohjaa. Haavinäytteenotossa pohjan lähelle jää pieni katvealue.

3.8 KALASTO

Märkjärven kalastoon perustuvaa tilaluokkaa ei ole määritelty ympäristöhallinnon vuoden 2013 ekologisen tilan määrittelyssä, sillä käytettävissä ei ole ollut riittävän tuoretta koekalastusaineistoa. Hankkeessa tehtiin verkkokoekalastukset Märkjärvellä Nordic-yleiskatsausverkoilla syyskesällä 2013 (Liite 5, Kuisma 2014). Edellinen koeverkkokalastus Märkjärveltä oli vuodelta 2006 (Mäntynen 2006). Sitä ennen koeverkotuksia on tehty vuosina 1996 ja 1998 litin kunnan vetämän hankkeen puitteissa (Levänen 1996; 1998).

1990-luvun koeverkotuksissa tavatut lajit ovat olleet ahven, särki, salakka, lahna, kiiski, suutari, sekä hauki. Ahven, joka on ollut varsin pienikokoista, on ollut kappalemääräisesti yleisin laji, massamääräisesti tarkasteltuna yleisin on ollut särki (Levänen 1996; 1998). Vuoden 1996 hoitokalastussaaliista järvellä on tavattu jonkin verran myös siikaa (Levänen 1996). Vuoden 2006 koekalastuksissa tilanne on ollut yleisimpien lajien osalta samanlainen kuin 1990-luvulla, mutta kuha oli noussut painosaaliissa kolmanneksi tärkeimmäksi lajiksi. Lisäksi edelleen runsaana esiintyvien pienten ahventen joukossa oli aiempaa enemmän myös suuria, petokokoisia yksilöitä (Mäntynen 2006). Vuoden 2006 koekalastukset on tehty Nordic-verkoilla, joten yksikkösaaliita voi verrata vuonna 2013 tehdyn tutkimuksen kanssa. Mäntynen (2006) raportissa on yksikkösaaliiseen huomioitu vain matalammat (0–3 m ja 3–6 m) syvyysvyöhykkeet, oletettavasti syvemmillä alueilla esiintyneiden happiongelmien takia. Kokonaissaaliista (50,9 kg; 2463 kpl) laskettuna yksikkösaaliit koko käytetylle verkkomäärälle olisivat kuitenkin 2035 g/verkko ja 98,5 kpl/verkko.

Vuonna 2013 saalista koekalastuksissa kertyi 55 kg (2231 kpl), yksikkösaaliin ollessa 2193 g/verkko ja 89,2 kpl/verkko. Yksikkösaaliit olivat siis melkein samaa tasoa kuin vuonna 2006, painon osalta yksikkösaalis oli hieman noussut ja kappalemäärien osalta laskenut. Tällä kertaa kuitenkin särki muodosti suurimman osuuden sekä saaliin painosta että varsinkin kappalemääräistä. Särkien määrä oli siis lisääntynyt ja keskipaino pienentynyt, kun taas ahvenella kappalemäärät olivat vähentyneet ja keskipaino kasvanut. Merkittävä muutos oli

myös petokalojen (> 15 cm ahven, kuha ja hauki) suuri osuus saaliista (47 %). Erityisesti suuria, petokokoisia ahvenia oli runsaasti (31 % painosta). Ahvenella oli myös syntynyt erittäin runsas vuosiluokka, sillä 70 % mitatuista ahvenista oli yksikesäisiä.

Vuoden 2013 tulosten perusteella Märkjärven kalastoluokitus olisi *Vähähumuksiselle järvityypille* määritettyjen raja-arvojen mukaan (Taulukko 3; Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012) lähinnä *tyydyttävä* tai *välttävä*. Neljästä kalastomuuttujasta lukumäärä- ja painoyksikkösaalis olivat järvityypille korkeita, jolloin luokaksi tuli molempien osalta *huono*. Särkikalojen osuus (50,8 %) oli luokkaa *tyydyttävä*. Myös indikaattorilajien esiintymisen perusteella tilaluokka olisi lähinnä *tyydyttävä*.

Taulukko 3. Märkjärven koekalastustulokset verrattuna Vähähumuksiselle järvityypille (Vh) määriteltyihin hyvän ja tyydyttävän tilaluokan välisiin raja-arvoihin (H/T luokkaraja) kolmen kalastomuuttujan osalta.

	Painoyksikkösaalis, g/verkko	Lukumäärä yksikkö- saalis, kpl/verkko	Särkikalojen osuus, (paino) %
H/T luokkaraja	1095	41,8	48,7
Märkjärvi	2193	89	50,8

Märkjärveä on hoitokalastettu 2000-luvulla lähinnä nuottaamalla. Järveen on myös istutettu kuhaa (Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen istutusrekisteri; ks. Liite 5, Kuisma 2014). Tehtyjen toimenpiteiden ansiosta petokalakanta on vahvistunut hyväksi, mutta särkikannat tuntuvat viime vuosina hieman voimistuneen. Tarkemmin Märkjärven kalastoa ja koekalastuksen tuloksia 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. Märkjärveltä ns. päävyöhykelinja-menetelmällä tehtyä tutkimusta ei kuitenkaan ole, eikä järven tilaa ole kasvillisuuden perusteella luokiteltu. Tässä hankkeessa Märkjärven kasvillisuutta kartoitettiin yleispiirteisesti kesällä 2014 niittotarpeen arvioimista varten (Liite 6, Kokko 2014). Kartoituksessa havaitut yleisimmät lajit ja niiden rehevyysluokitukset ovat koottuna Taulukkoon 4.

Märkjärven vesi- ja rantakasvillisuus oli kartoituksen perusteella kohtalaisen niukkaa, sillä rannat ovat monin paikoin varsin nopeasti syveneviä. Ilmaversoisista rannoilla esiintyi yleisesti kohtuullisen kapeina kasvustoina järviruokoa. Jonkin verran esiintyi myös järvikortetta ja järvikaislaa. Kelluslehtisiä esiintyi laajalti, tärkeimpinä uistinviita, ulpukka, vesitatar ja siimapalpakko. Uposkasveista järvelle tyypillisimpiä olivat ahvenvita,

pikkupalpakko ja järvisätkin. Järvellä esiintyi paikoittain myös helposti palasista leviävää vesiruttoa (Liite 6, Kokko 2014).

Taulukko 4. Märkjärven kasvillisuutta vuonna 2014 yleispiirteiseen kartoitukseen perustuen (Liite 6, Kokko 2014). On huomattava, ettei lajilista ole kattava, vaan esillä ovat lähinnä yleisimmät lajit. 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. Varsinaisten vesikasvien jako ryhmiin kuormituksen sietokyvyn perusteella (Aroviita ym. 2012): H= herkäät, S= kuormitusta sietävät, I= indifferentit lajit.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Ravinteisuus-luokka	Kuormituksen sieto
Rantakasvit			
<i>Calamagrostis</i> sp.	kastikat		
<i>Carex lasiocarpa</i>	jouhisara	o-m	
<i>Carex pseudocyperus</i>	varstasara	e	
<i>Carex rostrata</i>	pullosara	i	
<i>Carex vesicaria</i>	luhtasara	m-e	
<i>Cicuta virosa</i>	myrkkyykeiso	m	
<i>Potentilla palustris</i>	kurjenjalka	i	
Ilmaversoiset			
<i>Eleocharis palustris</i>	rantaluikka	i	
<i>Equisetum fluviatile</i>	järvikorte	i	
<i>Iris pseudacorus</i>	(kelta)kurjenmiekka	m-e	
<i>Phragmites australis</i>	järviruoko	i	
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	järvikaisla	i	
<i>Typha angustifolia</i>	kapeaosmankäämi	e	
Kelluslehtiset			
<i>Nuphar lutea</i>	ulpukka	i	I
<i>Persicaria amphibia</i>	vesitatar	m-e	I
<i>Potamogeton natans</i>	uistinvita	i	I
<i>Sparganium gramineum</i>	siimapalpakko	m	I
Pohjalehtiset			
<i>Isoetes</i> sp.	lahnanruoho	o	H
<i>Lobelia dortmanna</i>	nuottaruoho	o	H
Uposlehtiset			
<i>Elodea canadensis</i>	vesirutto	m-e	I
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	ruskoärviä	o-m	H
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	kiehkuraärviä	e	S
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	ahvenvita	m	H
<i>Ranunculus peltatus</i>	järvisätkin	m	H
<i>Sparganium natans</i>	pikkupalpakko	o-m	I
Irtokeijijat			
<i>Utricularia vulgaris</i>	isovesiherne	i	I

Märkjärvellä 2014 havaitut lajit ilmentävät pääasiassa keskirehevää kasvupaikkaa, mutta joukossa on myös vähäravinteisuutta ilmentäviä lajeja. Tällaisia ovat esimerkiksi pohjalehtiset, kuten nuottaruoho sekä lahnaruoho, jota järvellä havaittiin syksyn sedimenttikartoituksen yhteydessä. Uposlehtisistä keski- tai vähäravinteisuutta ilmentävät ruskoärviä sekä kirkkaissa vesissä viihtyvä järvisätkin. Myös ahvenvita on herkkä kuormitukselle. Toisaalta järveltä löytyi myös rehevää kasvupaikkaa ilmentäviä lajeja, kuten ilmaversoisista kapeaosmankäämi ja uposlehtisistä kiehkuraärviä.

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

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, kemiallisia, että mikrobien ja muun eliöstön aiheuttamia reaktioita. Sedimentin rooli on keskeinen järven sisäisessä kuormituksessa, jossa ravinteita etupäässä vapautuu veteen, sen sijaan että ne varastoituivat sedimenttiin ja poistuisivat kierrosta (ks. Kappale 4.4).

Märkjärven sedimentin laatua kartoitettiin 2.10.2014 sulkasääskitutkimuksen yhteydessä samoilta näytepisteiltä (Kuva 14). Eri syvyysvyöhykkeiltä otettiin viipaloivalla Limnos-näytteenottimella yhteensä 7 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 5). Näytteenotin upposi syvänealueella sedimenttiin noin 25 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.

Märkjärven pintasedimentti oli kaikilla pisteillä hyvin vesipitoista (vesipitoisuus yli 90 %, vain matalin piste 89 %), joten lähes kaikki näytepisteet olivat sedimentin kerrostumis- eli akkumulaatioalueella (Håkanson & Jansson 1983). Matalin piste (M6) on todennäköisesti ns. transportaatiopohjaa, jossa ainesta välillä sedimentoituu, välillä sekoittuu uudelleen veteen. Pohja oli tällä alueella selvästi syviä alueita kovempi. Orgaanisen aineen pitoisuutta ilmentävä hehikutushäviö vaihteli välillä 11 % – 15 %, ollen alhaisin matalimmalla (3,6 m) ja

suurin syvimmällä näytepisteellä (16,1 m). Hehikutushäviön perusteella Märkjärven sedimentin laatu on luokiteltavissa saviliejuksi. Sedimentin kuiva-aineen hiilipitoisuus vaihteli välillä 4,6 – 6,5 %, mikä oli hieman alle puolet orgaanisesta aineesta (Taulukko 5). Sedimentin kuiva-aineen tyypipitoisuus vaihteli välillä 0,53 – 0,80 %.

Taulukko 5. Märkjärven sedimenttinäytteenoton tulokset 2.10.2014, sekä veden syvyys näytteenottopisteillä. Näytepisteiden (tunnus M1-M7) sijainti on esitetty Kuvassa 14. Taulukkoon pisteet on järjestetty syvyyden mukaan.

Tunnus	Syvyys, m	Vesipitoisuus %	Hehikutushäviö %	C %	N %	C/N	Sedimentin kuvailu
M4	16,1	93	15	6,5	0,80	8,2	Pinnalla vaaleampi esilieju. Muutoin yleisilme musta, joukossa myös ruskeanharmaita raitoja, syvemmällä onkaloita.
M5	14,5	93	14	6,3	0,78	8,1	Yleisilme musta, joukossa hieman harmaanruskeaa. Syvemmällä onkaloita.
M3	13,4	90	14	6,1	0,72	8,4	Yleisilme tumma, mustahko, jossa muutamia ruskeanharmaita viiruja. Sulfidiraitoja pinnasta alkaen
M7	8,6	93	13	5,7	0,65	8,9	Vaalea esilieju, jonka jälkeen 0-8 cm melko tummaa saviliejuja ja sulfidiraitoja, 8-21 cm tummempaa sedimenttiä
M2	7,6	92	14	6,1	0,65	9,4	Vaalean ruskeanharmaita saviliejuja. Vaalean harmaa ja ruskehtava väri vaihtelevat. Vähän mustia raitoja sedimentin sisällä.
M1	5,6	93	14	5,9	0,63	9,4	Vaalean ruskeanharmaita saviliejuja. Hyvin vesipitoinen. Punaruskeita raitoja. Syvemmällä sedimentissä muutamia mustia hippuja ja onkaloita, mutta ei pinnassa.
M6	3,6	89	11	4,6	0,53	8,7	0-5 cm Harmaanruskeaa saviliejuja, joukossa punaruskeaa. 5-10 cm myös sulfidiraitoja. Yli 10 cm:n syvyydellä myös vaaleaa savea.

Sedimentin C/N-suhteesta voidaan päätellä orgaanisen aineksen alkuperää, sillä levien korkea tyypipitoisuus heijastuu C/N-suhteeseen (C/N 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. Märkjärven C/N-suhde vaihteli välillä 8,1–9,4, eli se voidaan luokitella vielä autoktoniseksi. Pääosa Märkjärven sedimentin orgaanisesta aineesta on siis peräisin järven omasta tuotannosta.

Märkjärven sedimentissä esiintyi hapettomista jaksoista kertovia mustia sulfidiraitoja (Taulukko 5). Erityisesti syvänealueella (yli 13 m) sedimentin yleisväri oli kauttaaltaan hyvin tumma, jopa musta (Kuva 17). Syvänealue on todennäköisesti kärsinyt happivajeesta jo kauan. Vielä 8,6 metrin syvyydessäkin sedimentti oli tummaa ja sulfidiraitoja esiintyi yleisesti. Sen sijaan 7,6 metrin syvyydessä raidat vähenivät selvästi. Mustia raitoja esiintyi vain hieman, ja pääasiassa sedimentti oli väriltään hapellisissa olosuhteissa kerrostuvaa.

Tilanne oli samanlainen 5,6 metrin syvyydessä. Sen sijaan matalimmassa pisteessä, 3,6 metrin syvyydessä sulfidiraitoja esiintyi sedimenttinäytteessä 5–10 cm syvyydessä, mikä voi kertoa heikommasta happitilanteesta menneinä talvina, mutta paremmasta tilanteesta nykyisin.

Syvimmissä näytepisteissä sedimentissä esiintyi myös onkaloita, jotka voivat viitata kaasujen, kuten metaanin tai rikkivedyn muodostumiseen. Erityistä hajua ei kuitenkaan havaittu.



Kuva 17. Märkjärven sedimenttinäyte järven syvimmästä pisteestä (M4, 16,1 m; vasemmalla) sekä pienemmästä länsiosan syvänteestä (M7 8,6 m; oikealla). Pinnan vaaleaa, vielä hajoamatonta esiliejua lukuun ottamatta syvänteen sedimentti oli kauttaaltaan mustaa tai mustien sulfidiraitojen hallitsemaa saviliejua. Matalammalla syvänteellä sedimentti oli hieman vaaleampaa, mutta edelleen mustien sulfidiraitojen hallitsemaa.

4 MÄRKJÄRVEN 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 samenumista ja etenkin ranta-alueella mataloitumista. Märkjärven 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 tulevasta ravinteista laskeutuu järven pohjalle suoraan tai kierrettyään eliöstön kautta. Osa ravinteista poistuu järvestä lasku-uoman kautta tai esimerkiksi kalansaaliin mukana. Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan järvessä jo olevien, eli pohjasedimenttiin tai eliöihin varastoituneiden ravinteiden vapautumista uudelleen kiertoon ja levien käyttöön. Mekanismeja on useita, ja niitä käsitellään Märkjärven osalta tarkemmin kappaleessa 4.4.

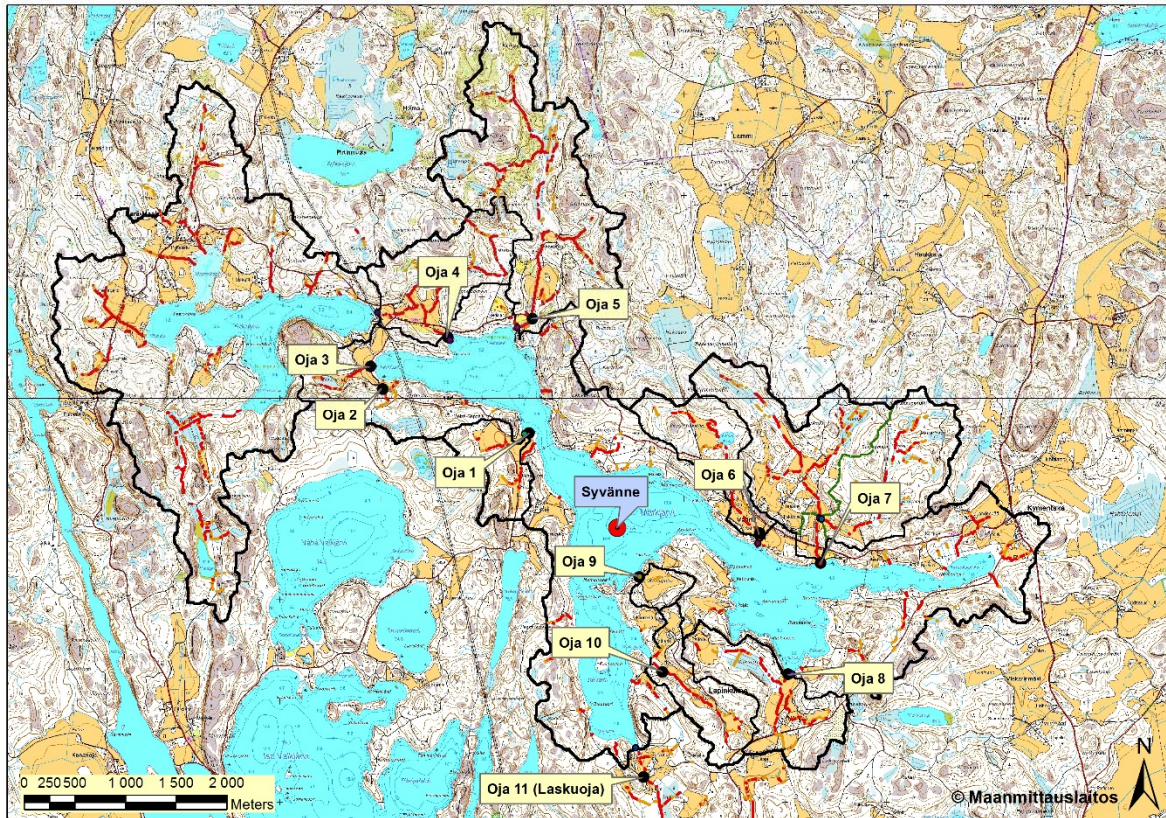
4.1 OJAVESINÄYTTEENOTTO

Valuma-alueen vedet laskevat Märkjärveen useita puroja 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. Näytenpisteiden sijainti on esitetty Kuvassa 18. Menetelmät on kuvattuna ja tulokset taulukoituna Liitteessä 3.

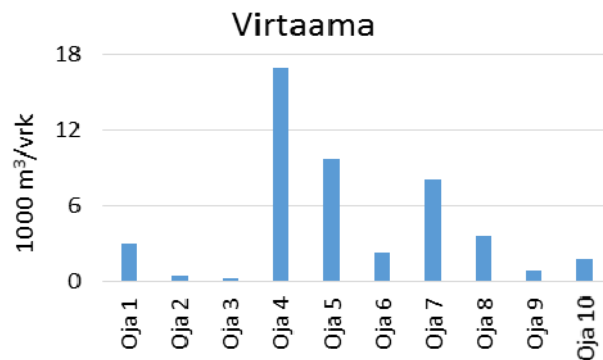
Virtaama

Märkjärven ojien virtaamat heijastelivat niiden valuma-alueen laajuutta (Kuvat 18 ja 19). Virtaamalla on suuri merkitys ojan kuormitusvaikutukselle vesistöön (ainevirtaama = pitoisuus x virtaama). Marraskuussa 2013 Märkjärven tulo-ojien virtaamat vaihtelivat välillä 3–196 l/s. Suurin virtaama oli Kotojärven ojassa, seuraavana oli Hiedonoja ja kolmantena

Tokkolan oja. Virtaamaltaan pienimmät olivat Muuransuon oja, Patamäen oja sekä Kalliopellon oja.



Kuva 18. Märijärven ojanäytteenoton näytepisteet 13.11.2013. Kuvassa näkyvät myös osavalmualue-alueajaukset (value-työkalu) sekä ojien eroosioriski (Metsäkeskuksen eroosioriskiaineisto). Punainen tarkoittaa suurta ja oranssi väri kohtalaista eroosioriskiä. Oja 1) Kirkkomäen oja, 2) Patamäen oja, 3) Muuransuonoja, 4) Kotojärven oja, 5) Hiedonoja/Mertalahti, 6) Anttilan oja, 7) Tokkolan oja, 8) Aittolahden oja, 9) Kalliopellon oja, 10) Usakanlahden oja, 11) Heikkolanjoki, laskujoki. Jos ojalla ei ole ollut kartalla nimeä, on nimenä käytetty lähistöltä löytyvää paikannimeä.



Kuva 19. Märijärven tulouomien virtaamat 13.11.2013. Oja 1) Kirkkomäen oja, 2) Patamäen oja, 3) Muuransuonoja, 4) Kotojärven oja, 5) Hiedonoja/Mertalahti, 6) Anttilan oja, 7) Tokkolan oja, 8) Aittolahden oja, 9) Kalliopellon oja, 10) Usakanlahden oja.

Kiintoaines

Savialueilla kiintoaines on lähinnä eroosion irrottamaa mineraaliainesta, joka aiheuttaa mataloitumista. Kiintoainekseen sitoutuneena on myös ravinteita. Metsä- ja suovaltaisilla alueilla kiintoaineessa on todennäköisesti enemmän orgaanista ainesta, joka lisää pohjan liettymistä ja kuluttaa vastaanottavassa vesistössä happea. Kiintoainepitoisuus oli suurin Kalliopellon ojassa (75 mg/l; Kuva 20). Seuraavaksi suurin pitoisuus oli Usakanlahden ojassa (23 mg/l). Suuria arvoja selittää mahdollisesti vastikään syyskynnetyiltä pelloilta syyssateissa huuhtoutunut kiintoaines. Ainemäärinä kiintoainetta tuli eniten suuren virtaamansa vuoksi Kotojärven ojasta sekä Tokkolan ojasta (Kuva 20).

Kemiallinen hapenkulutus

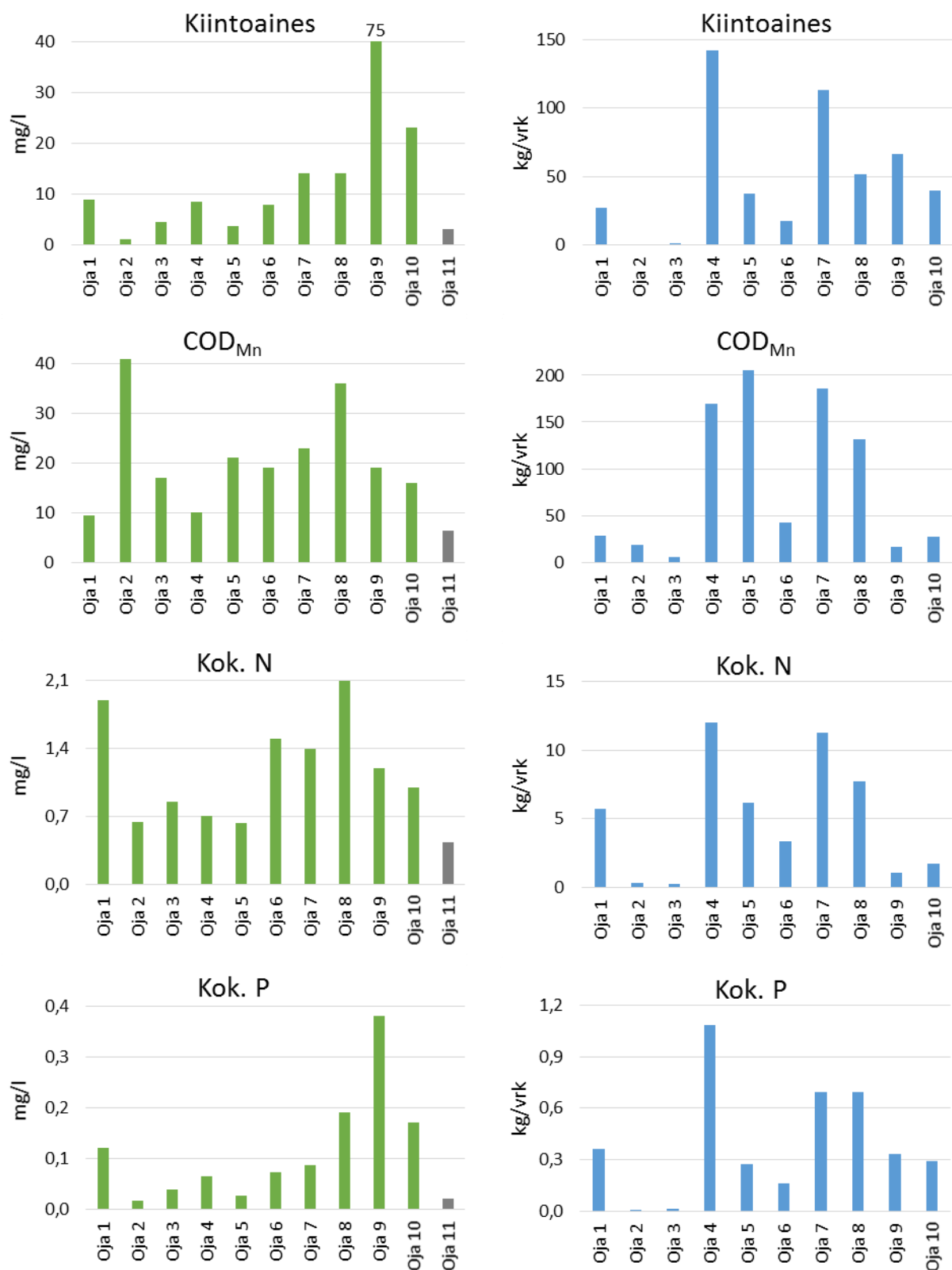
Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) mittaa kemiallisesti hapettuvien orgaanisten aineiden määrää. Niitä on jätevesissä, mutta myös humusyhdisteet hapettuvat määrittämisessä. Humus aiheuttaa vastaanottavassa vesistössä veden tummumista ja pohjan liettymistä, mutta myös hapen kulumista, rehevöitymistä sekä muutoksia ravintoverkossa. COD-arvot olivat suurimmat Patamäen ojassa sekä Aittolahden ojassa (Kuva 20). Ainevirtaamana selvästi muita ojia suurempi kuorma tuli Hiedonojasta, Tokkolan ojasta, Kotojärven ojasta sekä Aittolahden ojasta.

Typpi

Kiintoaineeseen ja humukseen sitoutuneena vesistöön tulee myös vesistöä rehevöittäviä ravinteita. Ojavesiin voi irrota ravinteita myös liukoisessa, epäorgaanisessa muodossa, joka on leville suoraan käyttökelpoista, erityisesti runsaasti viljellyiltä alueilta. Kokonaistyyppi-pitoisuus sisältää kaikki typen muodot. Pitoisuus oli suurin Aittolahden ojassa (2100 µg/l), ja seuraavaksi suurin Kirkkomäen ojassa (1900 µg/l). Ainevirtaamaksi laskettuna kokonaistyyppikuorma oli marraskuussa suurin Kotojärven ojasta sekä Tokkolan ojasta.

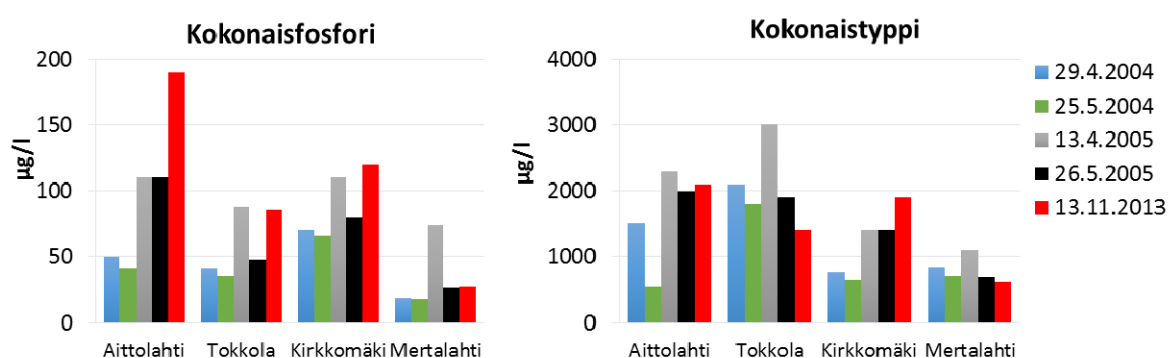
Fosfori

Fosforipitoisuus on tärkeä vesistön rehevyyden arvioinnissa, sillä se on usein perustuotannon minimitekijä, kuten myös Märkjärvellä (vrt. Liite 4, Kotamäki 2014). Kokonaisfosforipitoisuus sisältää vedessä eri muodoissa olevan fosforin kokonaismäärän. Kiintoainekseen sitoutunut fosfori ei ole välttämättä heti levien käytössä, toisin kuin liukoisessa muodossa oleva fostaattifosfori. Erittäin suuri kokonaisfosforipitoisuus mitattiin Kalliopellon ojasta (380 µg/l), jossa myös kiintoainepitoisuus oli suuri. Kokonaisfosforipitoisuudet ylittivät 100 µg/l myös Aittolahden ojassa, Usakanlahden ojassa sekä Kirkkomäen ojassa (Kuva 19). Ainevirtaamiksi laskettuna suurin kuorma tuli suuren virtaamansa tähden Kotojärven ojasta, seuraavaksi suurin Aittolahden ja Tokkolan ojista.



Kuva 20. Märkjärven tulouomien sekä lähtöuoman ainepitoisuudet (vasemmalla) sekä tulouomien ainevirtaumat (oikealla) 13.11.2013: Oja 1) Kirkkomäen oja, 2) Patamäen oja, 3) Muuransuonoja, 4) Kotojärven oja, 5) Hiedonoja/Mertalahti, 6) Anttilan oja, 7) Tokkolan oja, 8) Aittolahden oja, 9) Kalliopellon oja, 10) Usakanlahden oja, 11) Heikkolanjoki (laskujoki).

Aittomäen, Tokkolan, Kirkkomäen sekä Mertalahden (Hiedonoja) ojista on Ympäristöhallinnon Hertta-tietokannassa myös aikaisempia tuloksia keväältä 2004 ja 2005 (Kuva 6; Kuva 21). Vuoden 2013 tulokset olivat pääosin samaa tasoa aikaisempien tutkimusten kanssa, vaikka vaihtelu olikin suurta. Aittomäen ojasta mitattiin nyt aikaisempaa korkeampi fosforipitoisuus. Pitoisuudet ja virtaamat voivat vaihdella voimakkaasti jopa päivienkin välillä, joten vesinäytteenoton tulokset kuvaavat lähinnä hetkellisiä arvoja. Yhtä aikaa useassa ojassa toteutettu tutkimus antaa kuitenkin varsin hyvän kuvan eri ojien suhteellisesta merkityksestä Märkjärven kuormitukselle. Märkjärveen kuormitusta tulee yhtä aikaa useasta ojasta, eikä yhtä selkeää kuormittajaa löytynyt. Ojat eivät ole tyypiltään selkeästi metsä- tai pelto-oja, vaan ojien valuma-alueella on yleensä sekä metsätaloutta että pienialaisia pelloja. Vesiensuojelutoimia kannattaakin kohdistaa useampaan ojaan.



Kuva 21. Märkjärven aikaisemmat ojanäytteenoton ravinnetulokset verrattuna vuoden 2013 tuloksiin (punaisella).

4.2 VEMALA-KUORMITUSLASKENTA

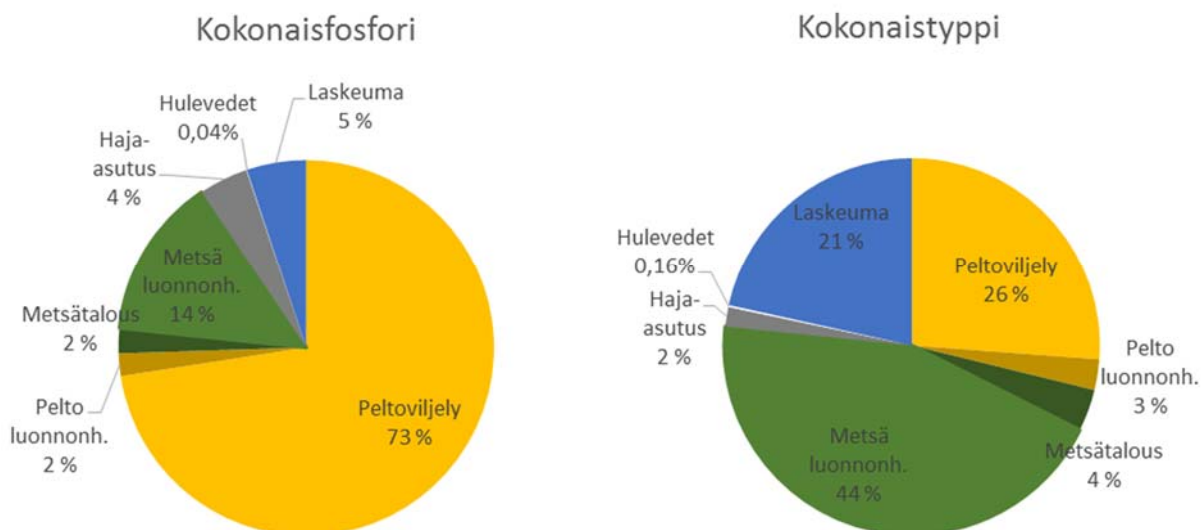
Suomen ympäristökeskuksen kehittämän vesistömallijärjestelmän kuormituslaskentaosion (VEMALA) avulla on mahdollista arvioida yksittäisen järven fosfori- ja typpi- kuormituksen suuruusluokkaa sekä sen jakaantumista kuormituslähteittäin (Taulukko 6; Kuva 22). Malli ottaa huomioon toteutuneen sadannan vaikutuksen 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. turkistutanto) 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. Märkjärven valuma-alue on lähes suoraan 3. jakovaiheen valuma-alue, mutta 3. jakovaiheeseen kuuluu myös Heikkolanjokeen suoraan liittyvä valuma-alue.

VEMALAssa on arviot myös kiintoaineksen ja orgaanisen aineen (TOC) kuormitukselle (Taulukko 6). 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 6. Vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) antamat arvot Märkjärven 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	616	3 280	187 490	
Pellot, luonnonhuuhtouma	16	330	6 760	11 030
Metsät, metsätalous	18	450	7 460	
Metsät, luonnonhuuhtouma	118	5 540	48 380	80 580
Haja-asutus	36	210		
Hulevesi	0,3	20		
Pistekuormitus	0	0		
Laskeuma	44	2 700		
Yhteensä	849	12 530	250 090	91 600

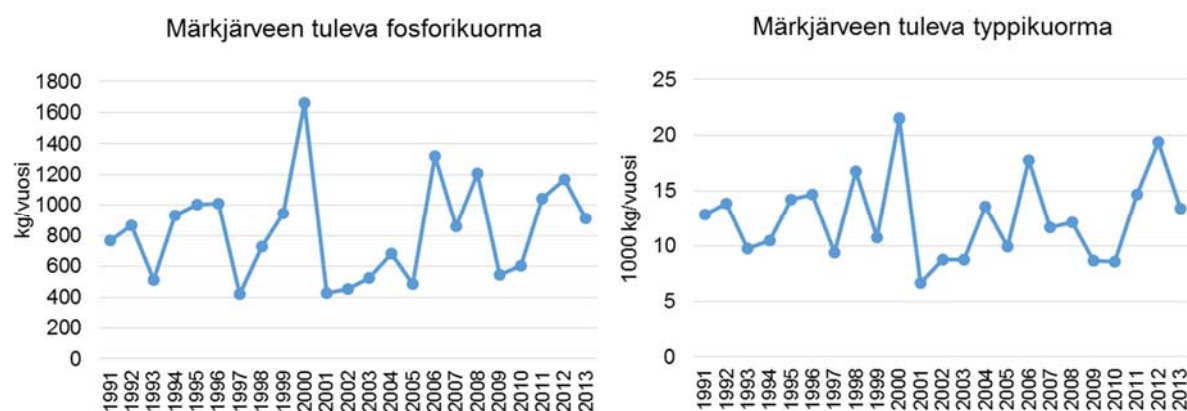


Kuva 22. Märkjärven ravinnekuormituksen jakaantuminen kuormituslähteittäin vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) mukaan (Suomen ympäristökeskus 2014).

VEMALAn mukaan Märkjärven keskimääräinen vuosikuorma ajanjaksolla 2000–2013 on fosforin osalta 849 kg/vuosi ja typen osalta 12 530 kg/vuosi (Taulukko 6). Suurin osa Märkjärven fosforikuormituksesta tulee VEMALAn mukaan peltoviljelystä (73 %; Kuva 22). Peltoa Märkjärven valuma-alueen maa-alasta on 14 %. Haja- ja loma-asutuksen osuus kokonaisfosforista on 4 %. Koko Heikkolanjoen valuma-alueella (14.125) on viemäriverkon ulkopuolella olevaa haja-asutusta 98 asukasta sekä loma-asuntoja 135 kpl (SYKE, Vesistömallijärjestelmä, päivitetty 2013), josta Märkjärven valuma-alueen osuus on hieman pienempi. Typen osalta ilmaperäinen laskeuma sekä luonnonhuuhtouma vastaavat 2/3 kuormituksesta, peltoviljelyn osuuden ollessa 26 %. Suuri ilmaperäisen laskeuman osuus selittyy sillä, että Märkjärven pinta-ala on varsin suuri suhteessa valuma-alueen pinta-alaan. Suurin osa kiintoaineksesta huuhtoutuu Märkjärveen pinta-alojen perusteella 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 23), 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 järvestä.



Kuva 23. Märkjärven tuleva ravinnekuormitus vesistömallijärjestelmän kuormituslaskennan (VEMALA) mukaan ajanjaksolla 1991–2013 (Suomen ympäristökeskus, 2014). LLR-mallinnus käyttää viipymäajaksolle keskiarvoistettuja kuormitusarvoja niiltä vuosilta, joilta on vedenlaatuaineistoa.

LLR-mallinnuksen periaatteet sekä tulokset ovat kokonaisuudessaan Liitteenä 4 (Kotamäki 2014). Mallinnuksen mukaan fosforin ns. nykykuorma (1998–2013) Märkjärvestä on 2 kg/vrk (järven pinta-alaan suhteutettuna 0,17 g/m²/vuosi). Keskimääräinen kuormitus, jolla

hyvään tilaan päästäisiin on 1,5 kg/vrk (0,13 g/m²/vuosi), mikä on noin 24 % 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 nykykuormalla (33 kg/vrk; 2,87 g/m²/vuosi) typpipitoisuus järvessä on jo hyvän tilan tuntumassa. Näin ollen typen osalta kuormitusvähennystarvetta ei olisi.

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. Märkjärven sisäinen kuormitus oli mallin mukaan noin kaksinkertainen ulkoiseen kuormitukseen nähden, mikä lukuarvoina tarkoittaa 4 kg/vrk, ja järven pinta-alaan suhteutettuna 0,35 g/m²/vuosi. Sisäisen kuormituksen puolittamisen vaikutus järven fosforipitoisuuteen oli mallinnuksen suuri, ja sillä päästäisiin hyvään tilaan (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 10 µg/l, kun hyvän tilan raja-arvo olisi 7 µg/l. Nykykuormilla järvi on siis a-klorofyllipitoisuuden osalta tyydyttävässä tilassa 100 %:n todennäköisyydellä. Mallinnuksen mukaan järvi on fosforirajoitteinen (Liitteen 4 Kuvat 4 ja 5, Kotamäki 2014). Klorofyllipitoisuuden alentamiseksi hyvän tilan tasolle tarvitaan jopa edellä mainittua suurempia kuormitusvähennyksiä. Tavoitetilaan pääsemiseksi tarvitaan joko raju ulkoisen kuormituksen vähennys, tai vähennykset yhdistettynä järven sisäisiin hoitotoimiin.

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. Mallinnuksen mukaan Märkjärven tilaa pystyttäisiin kuitenkin parantamaan tehokkaimmin sekä ulkoista että sisäistä kuormitusta vähentämällä.

4.4 SISÄINEN KUORMITUS

LLR-mallinnuksen (ks. Kappale 4.3 sekä Liite 4, Kotamäki 2014) mukaan Märkjärven sisäinen kuormitus on kaksinkertainen ulkoiseen kuormitukseen nähden (4 kg/vrk). Jos sisäinen kuormitus saataisiin puolitettua, olisi sillä mallinnuksen mukaan suuri vaikutus järven fosforipitoisuuteen (Liite 4, Kotamäki 2014). Mahdollisia sisäisen kuormituksen mekanismeja on useita, ja seuraavassa niiden merkitystä Märkjärven 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 plaktonlevien 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 Märkjärven päällysveden paksuus oli pienimmillään 5 m, harppauskerroksen muodostuessa 5–8 metrin välille (Kuva 7). Märkjärven teoreettinen päällysveden paksuus on noin 7 metriä laskentakaavalla, jossa käytetään järven suurinta tuulelle tehoisaa pituutta ja leveyttä (Patalas 1960, Mieszcżankin & Noryśkiewicz 2000 mukaan; $4,4\sqrt{D}$, jossa $D = (\text{pituus} + \text{leveys, km})/2$). Molemmilla arvoilla sekoittumisindeksiksi tulee yli 1, mikä viittaa suureen resuspension todennäköisyyteen. Tähän sisäisen kuormituksen mekanismiin on vaikea puuttua, sillä se riippuu järven muodoista ja syvyyssuhteista. Jos järven ulkoinen kuormitus vähenee ja muiden kunnostustoimien myötä vesi kirkastuu, voivat pohjalehtiset kasvit levitä syvemmälle sitoen sedimenttiä.

pH

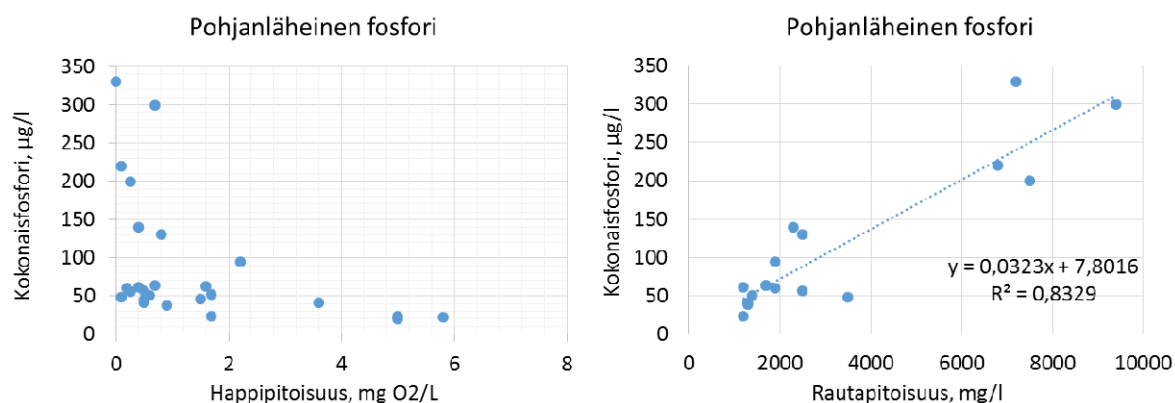
Leväkukintojen aikaan aktiivinen yhteyttäminen voi kohottaa päällysveden pH:n jopa yli 9:ään. Myös hyvin tiheissä vesikasvikasvustoissa pH voi kohota päiväaikaan yhteyttämisen seurauksena (Kairesalo 1980). Syvässä vedessä pH on yleensä matalampi hengitysreaktioiden tuottamasta hiilidioksidista johtuen. Korkeaksi nouseva pH voi lisätä ravinteiden vapautumista sedimentistä etenkin matalilla alueilla, jotka ovat kosketuksissa päällysveden 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). Märkjärven pitkäaikaisella seuranta-pisteellä syvänealueella pintaveden pH ei ole kertaakaan seurantajakson aikana ylittänyt arvoa 8 (Kuva 5). Tähänkään sisäisen kuormituksen mekanismiin ei ole suoraa ratkaisua. Jos järven ulkoinen kuormitus vähenee ja muiden 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 yhteyttämiseen. Kun päällysvesi 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 yhteyttmiselle. 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 anaerobisiksi 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.

Märkjärven syvännealueella tavataan säännöllisesti hapettomuutta sekä talvi- että keskerrostuneisuuskausina (Kuva 4). Ajoittain myös pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat kohonneet korkealle. Fosforipitoisuuden kasvu pohjanläheisessä vedessä on Märkjärvellä yhteydessä veden happipitoisuuden alenemiseen ja rautapitoisuuden kasvuun (Kuva 24). Happipitoisuuden vertikaalimittausten (Kappale 3.3) sekä sedimenttitutkimuksen perusteella (Kappale 3.10) nytt siltä, että hapettomuus syvnnekuopissa on pitkäkestoista. Vähähappinen vesi nousi enimmillään 5–6 metrin syvyyteen, mutta mustat sulfidiraidat vähenivät kuitenkin sedimentissä jo 7,6 metrin syvyydellä. Teoreettinen sekoittumissyvyys Märkjärvellä on yli 7 metriä, mikä käy yhteen sedimentistä tehtyjen havaintojen kanssa. Kun tarkastellaan järven syvyyssuhteita (hypsografia, Kuva 8), yli 7 metriä syvien alueiden osuus järven kokonaispinta-alasta on 14 %, ja pitkäkestoisesta hapettomuudesta kärsivät, yli 8 metriä syvät alueet 12 %. Ainakin ajoittain vähähappiset, yli 5 metriä syvät alueet muodostavat jopa 24 % pohjan alasta. Talvina, jolloin jääkansi muodostuu aikaisin ja vesi ja sedimentti jäävät kohtuullisen lämpimiksi, voi tilanne olla tätäkin huonompi, kun happea kuluu myös matalilla alueilla eikä happitäydennystä jääkannen alle tule. Ajoittaiset talviset happiongelmata voivat mahdollisesti selittää myös matalien alueiden sedimentissä havaitut muutamat mustat raidat (ks. Kappale 3.10).



Kuva 24. Vasemmalla Märkjärven kokonaisfosforipitoisuuden yhteys happipitoisuuteen pohjanläheisessä vedessä (1 m pohjasta). Fosforipitoisuudet nousevat, kun happipitoisuus on alhainen. Vasemmalla fosforipitoisuuden yhteys rautapitoisuuteen pohjanläheisessä vedessä. Rautapitoisuuden kasvaessa myös fosforipitoisuus nousee.

Järvien happitilanteen parantamiseksi kunnostamiskeinona voidaan käyttää hapetusta (Lappalainen & Lakso 2005). Koska Märkjärven syvänteiden happitilanne on heikko ja hapettomuus nousee varsin korkealle koskettaen melko suurta osuutta pohjan pinta-alasta, saattaisi hapettamisella olla mahdollisuuksia vähentää järven sisäistä kuormitusta. Happitilanteen parantamismahdollisuuksista tilattiin Märkjärvelle tarkempi selvitys (Liite 7 Kauppinen & Saarijärvi).

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 hapellisena 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. Toisaalta 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. Märkjärvellä ravinnepitoisuuksia ei ole yleensä mitattu useana kertana kesän aikana, joten kesänaikaista nousua on vaikea arvioida. Kesän ravinnepitoisuudet päällysvedessä ovat yleensä selvästi talven pitoisuuksia korkeammat (Kuva 4). Vuoden 2013 koekalastustulosten perusteella Märkjärven kokonaisyksikkösaaliit olivat tavoitetilaa korkeammat, ja kalasto oli särkikalavaltaista ja varsin pienikokoista. Petokalojen osuus oli kuitenkin 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 Märkjärven 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 voimakkaasti, mutta on ollut viime vuosina (2011–2014) noin 0,5. Märkjärvellä eläinplanktonia saalistavat kuitenkin kalojen lisäksi *Chaoborus*-sulkasääsken toukat, joita syvän veden alueella oli varsin runsaasti (ks. Kappale 3.7).

Tulosten perusteella näyttää siltä, että kaloilla on merkitystä Märkjärven 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. Märkjärven hoitokalastustarvetta on arvioitu tarkemmin Liitteessä 5 (Kuisma 2014).

5 JÄRVEN ONGELMIEN KUVAUS

Märkjärvi on ollut varsin karu ja kirkasvetinen järvi, jossa leväkasvu on ollut vähäistä. Märkjärven tila on tällä hetkellä tyydyttävä. Järven ongelmana on pitkällä aikavälillä tapahtunut rehevöityminen, mikä ilmenee etenkin sinileväkukintoina sekä kasvillisuuden lisääntymisenä ranta-alueella sekä matalilla lahtialueilla. Lisääntynyt orgaanisen aineen tuotanto lisää happea kuluttavaa hajotustoimintaa. Järven kahdessa syvänteessä havaitaan säännöllisesti hapettomuutta. Syvänteiden happiongelmat ovat kerrostuneisuuskausina säännöllisiä ja pitkäkestoisia. Talviaikaan hapettomuutta voi esiintyä laajemmin ja myös matalammilla alueilla. Kalasto on rehevöitymisen myötä muuttunut tiheäksi ja särkikalavaltaiseksi, mutta hoitokalastuksella ja petokalaistutuksilla järven petokalakantaa on saatu vahvistettua.

Rehevöitymisen taustalla on pitkään jatkunut järven sietokykyyn nähden liian suuri ulkoinen kuormitus. Märkjärven ulkoinen kuormitus on hyvän tilan saavuttamiseen nähden liian korkealla tasolla. Märkjärven valuma-alueella on aktiivista maa- ja metsätaloutta sekä viemäröinnin ulkopuolella olevaa haja- ja loma-asutusta. Järven tämän hetkiseen tilaan vaikuttaa merkittävästi myös sisäinen kuormitus, joka mallinnuksen mukaan on ulkoiseen kuormitukseen nähden jopa kaksinkertainen. 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

Märkjärven kunnostamisen tavoitteena tulisi olla *Vähähumuksiselle järvityypille (Vh)* määriteltä hyvä ekologinen tila. Lisäksi tavoitteena on järven virkistyskäyttöarvon paraneminen, mikä on tavoitteena yhteneväinen ekosysteemin tilan parantamisen kanssa.

Konkreettisena tavoitteena on veden laadun paraneminen, eli käytännössä veden kirkastuminen, sinileväkukintojen harventuminen sekä limoittumishaittojen väheneminen. Järven kalaston osalta tavoitteena on särkikalavaltaistumisen estäminen ja petokalakantojen tukeminen, mikä osaltaan lisää järven kalastuksellista arvoa. Matalien lahtialueiden osalta tavoitteena on umpeenkasvun hidastaminen. Pitkän aikavälin tavoitteena on myös happitilanteen parantuminen.

7 MÄRKJÄRVELLE SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET

7.1 SOVELTUVAT TOIMENPITEET

Hyvään tilaan pääsemiseksi Märkjärven kuormitusta tulisi vähentää sekä ulkoisen että sisäisen kuormituksen osalta. Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve hyvään tilaan pääsemiseksi on suuri, joten sitä voi olla vaikeaa vähentää riittävästi, ellei myös sisäiseen kuormitukseen samalla puututa. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen kuitenkin kannattaa, sillä järven sisäisten toimenpiteiden vaikutukset ovat palautuvia, jos ulkoinen kuormitus ylittää jatkuvasti järven sietokyvyn. Sisäisen kuormituksen vähentämisellä on mallinnuksen mukaan suuri merkitys järven tilaan, joten todennäköisimmin lähemmäksi hyvää tilaa päästäisiin kohdentamalla toimenpiteet sekä valuma-alueelle että järven sisäisiin prosesseihin.

Arvio erilaisten kunnostusmenetelmien soveltuvuudesta Märkjärvelle on esitetty tiivistettynä Taulukossa 7. Märkjärvelle ensisijaisena toimenpiteenä suositellaan ulkoisen kuormituksen vähentämiseen tähtääviä toimenpiteitä valuma-alueella. Järven sisäisistä, rehevyyttä vähentävistä toimenpiteistä Märkjärvelle suositellaan ravintoketjukunnostusta, jota on jo toteutettukin. Toinen mahdollinen sisäistä kuormitusta vähentävä menetelmä on hapetus. Monitavoitteisista menetelmistä tarvetta on lähinnä vesikasvillisuuden niitoille umpeenkasvavissa lahdissa. Niittotarve ei kuitenkaan ole akuutti.

Taulukko 7. Eri kunnostusmenetelmien soveltuvuus Märkjärvelle: +++ 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, myös mahdollinen toteuttaa
Kuormituksen alentaminen syntypaikan ulkopuolella	+++	Ulkoisen kuormituksen vähentämistarve, myös mahdollinen toteuttaa
<u>Rehevyyttä vähentävät, järven sisäiset kunnostusmenetelmät</u>		
Ravintoketjukunnostus	+++(-)	+ Hoitokalastus ja petokalaistutukset ovat jo tuottaneet tuloksia: petokalojen osuus kasvanut. Leväkukinnot kuitenkin jatkuvat ja eläinplankton pienikokoista → hoitokalastukselle edelleen tarvetta

		- Riskinä sulkasääsken runsastuminen, jolloin eläinplanktonin kautta välittyvät kalan poiston positiiviset vaikutukset menetetään.
Hapetus	+-	+ Sisäisen kuormituksen vähentämisellä on suuri vaikutus järven tilaan, syvänealueen merkitys järven kokonaisuuden kannalta melko suuri. - Hapenkulumisnopeus suuri, tarvitaan suuritehoisia laitteita, kustannukset suuret. +- Vaikutukset sulkasääskeen epäselviä; voivat vähentyä, jos vähähappinen pakopaikka häviää, mutta lisääntyminen voi myös tehostua, kun alusvesi lämpenee.
Fosforin kemiallinen saostus	-	Soveltuu Märkjärveä pienempiin ja rehevämpiin järviin.
Alusveden poisjohtaminen	-	Ei realistinen. Tarvittavan putken pituus yli 2 km, haittavaikutukset alapuolisessa vesistössä.
<u>Monitavoitteiset menetelmät</u>		
Vesikasvillisuuden vähentäminen	++	Lähinnä matalissa lahdissa vähäistä niittotarvetta umpeenkasvun estämiseksi
Ruoppaus	+-	+ Pienimuotoisena mahdollisesti Kymentaanlahden salmen syventäminen, jos salmi uhkaa kasvaa umpeen. - Aiheuttaa samentumista ja ravinteiden irtoamista. Ei ensisijainen, ei tarvetta tällä hetkellä.
Säännöstelyn kehittäminen	+-	Heikkolanjoen padon kunnossapito. Järven pinnantasoa suositellaan seurattavaksi mitta-asteikolta, jotta saadaan selville korkeusvaihteluiden nykytilanne.

7.2 ULKOISEN KUORMITUKSEN VÄHENTÄMINEN

Märkjärvelle tehdyn LLR-mallinnuksen (Liite 4, Kotamäki 2014) mukaan ulkoisen kuormituksen vähennystarve on fosforin osalta 24 %. Tällä vähennyksellä järvi olisi pitkällä aikavälillä hyvässä tilassa 50 %:n todennäköisyydellä. Mikäli todennäköisyyttä halutaan kasvattaa, on kuormitusvähennystarve suurempi. Typen osalta järvi on jo tavoitetilassa. Jos myös levämäärää indikoivan a-klorofyllin halutaan laskevan hyvän tilan tasolle, on kuormituksen vähennystarve em. suurempi, ja samalla myös typen osalta kuormitusta tulisi vähentää. Mallinnus koskee pelkästään ravinteita, mutta myös humus- ja kiintoaine-kuormitukseen kannattaa kiinnittää huomiota, sillä sameus sekä veden väri- ja kemiallisen hapenkulutuksen arvot lievästi nousseet.

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 liuennutta 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

Märkjärven 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. Ilmastonmuutoksen 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 lohkokohtaisia 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 vähentävät eroosiota ja fosforin huuhtoumaa etenkin eroosioherkillä tai tulvavesien vaivaamilla alueilla (kevätkuokkaus, syysviljat, kerääjäkasvit, nurmiviljely, suorakylvö).

Säätösalaojitus on keino parantaa pellon vesitaloutta kasvukauden aikana. Siinä normaaliin salaojitukseen on lisätty säätökaivot, joiden avulla salaojissa 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 mutkittileva uoma säilytetään koskemattomana alivesiuomana, jossa vesi virtaa kuivaan aikaan. Keskivedenkorkeuden yläpuolelle alivesiuoman viereen kaivetaan tulvatasanne, jonka annetaan kasvittaa. 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-maatilojen neuvontajärjestelmän kautta. Lisätietoa maatalouden ympäristötuista löytyy myös Maaseutuviraston Internet-sivuilta (www.mavi.fi) kohdasta viljelijätuet.

Metsätalous

Märkjärven valuma-alueella on myös 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 8, Ahola 2014). Äestysten osalta kuormitusta voidaan vähentää tekemällä äestys rannan tai ojan suuntaisesti, ei rinteen 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, kunnostusohjelmien 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 kunnostusohjelmien hankkeissa, joissa pitää tehdä kattava, tuen myöntävän viranomaisen tarkastama vesiensuojelusuunnitelma. Hyvän vesiensuojelun toteuttaminen metsätaloudessa on kansallisen metsäohjelman 2015 ja valtioneuvoston periaatepäätöksen tavoite. Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio on laatinut yleiset metsätalouden vesiensuojelusuositukset (Joensuu ym. 2012). Lisäksi useilla metsäyhtiöillä on omat suosituksensa omille maille.

Haja-asutuksen ja loma-asuntojen jätevesien hallinta

Märkjärven valuma-alueella on viemäriverkon ulkopuolella olevaa haja-asutusta sekä runsaasti loma-asuntoja. 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. Merkittävin muutos 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 8, 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 sarkaojen 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 kiintoaines 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). Lähtöjoaan 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 välttyään 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.

Märkjärven valuma-alueelle tehtiin kolmeen ojaan vesiensuojelusuunnittelu. Soveltuvien vesiensuojelurakenteiden paikat sekä ehdotus niiden toteuttamisjärjestyksestä on esitetty liitteenä olevassa vesiensuojelusuunnitelmassa (Liite 8, 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 kaivuusyvytydestä. Purojen kaltaisten uomien vesiensuojelurakenteissa kannattaa ottaa huomioon myös kalojen kulku, sillä purot voivat toimia tärkeinä lisääntymisalueina. Vesiensuojelurakenteet ja esimerkiksi suojavyöhykkeet tukevat myös 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. Laskeutusaltat 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 ja pajukoita poistamaan liiallisen umpeenkasvun estämiseksi.

7.3 RAVINTOKETJUKUNNOSTUS

Ravintoketjukunnostuksella 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 pohjakasvillisuus voi levitä syvemmälle ja edesauttaa veden pysymistä kirkkaana mm. sitomalla sedimenttiä ja kilpailemalla ravinteista levien kanssa. Ravintoketjukurkennostus soveltuu 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). Märkjärvessä sisäisen kuormituksen merkitys on suuri.

Yleisin toimenpide ravintoketjukurkennostuksessa on särkikalokien, joskus myös kuoreen ja pienten ahvenkalokien poistopyynti troolaamalla, nuottaamalla, rysillä tai katiskoilla. Poistopyynnin vaikutusta vahvistetaan lisäämällä petokalokien kantoja istutuksien 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 kalokien lisääntymiskyky on suuri, joten ne täyttävät tehokkaasti vapautuneen tilan ravintokilpailun hellittäessä. Tällöin vain kohotetaan kalakannan tuottavuutta, ja kalaston rakenne saattaa muuttua jopa haitallisesti pienten kalokien 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 särkikalokien 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 särkikalokien määrällä Jeppesen ja Sammalkorpi (2002) ovat havainneet ainakin lyhytaikaisia vedenlaatuvaikutuksia. Märkjärven viime vuosien (2011–2014) pintaveden kokonaisfosforipitoisuuden (TP) kesäajan keskiarvo on 17,3 µg/l. Kaavan ($16,9 \cdot TP^{0,52}$) mukaan Märkjärvellä poistotarve olisi 74 kg/ha vuodessa, jotta selviä vedenlaatuvaikutuksia näkyisi. Tämä kuvaa tilannetta, jolloin kalastusta ei ole vielä aloitettu. Märkjärveä on hoitokalastettu, ja järveen on istutettu kuhaa. Hoitokalastusten hehtaarisaalet ovat vuosina 2002–2007 liikkuneet välillä 20,1–40,6 kg/ha. Yhteensä järvestä on näinä vuosina poistettu 51 100 kg vähäarvoista kalaa (ks. Liite 5, Kuisma 2014). Jos kalamassan tuorepainosta 0,6 – 0,8 % on fosforia ja 2,5 % typpeä (Sammalkorpi & Horppila 2005), on nuottasaaliin mukana kuuden vuoden jaksolla järvestä poistettu 307–409 kg fosforia ja 1 278 kg typpeä. Tämä olisi noin 7–9 % ulkoisen kuormituksen mukanaan tuomasta fosforista. Syksyllä 2014 Märkjärvellä nuotattiin jälleen. Saalis oli 10 300 kg, hehtaarisaaletina 24,3 kg/ha.

Märkjärvelle on laadittu hoitokalastussuunnitelma (Liite 5, Kuisma 2014). Siinä tehokalastuksen saalistavoitteeksi asetetaan 50 kg/ha/vuosi ja hoitokalastusvaiheen tavoitteeksi 15–25 kg/ha/vuosi. Saalistavoitetta tulee tarvittaessa tarkentaa seurannan perusteella.

Märkjärvellä esiintyy melko runsaasti sulkasääskeä (ks. Kappale 3.7), jota kalat käyttävät ravinnokseen. Syvänealueella sulkasääskeä esiintyi myös vesipatsaassa päiväaikaan, jossa ne saavat suojaa alusveden pimeydestä ja vähähappisuudesta. Jos kaloja vähennetään, saattaa sulkasääski runsastua. Koska sulkasääski käyttää ravinnokseen eläinplanktonia, voi sulkasääsken runsastuminen heikentää hoitokalastuksen myönteisiä vaikutuksia. Tällöin eläinplankton ei runsastu toivotulla tavalla, eikä niiden laidunnusvaikutus leviin kasva (Liljendahl-Nurminen ym. 2003, Horppila & Liljendahl-Nurminen 2005). Järvissä, joissa sulkasääski on hyvin runsas, ei hoitokalastusta välttämättä suositella lainkaan (Malinen & Vinni 2013a). Kalanpoistolla on kuitenkin myös suoria vaikutuksia vedenlaatuun, ja Märkjärvellä on runsaasti matalia alueita (keskisyvyys 4,4 m), joilla sulkasääskeä esiintyy vähän tai ei lainkaan. Suhteellisen kirkas vesi vähentää sulkasääsken mahdollisuuksia oleilla päällyysvedessä päiväsaikaan. Näin ollen hoitokalastukselta voisi odottaa myönteisiä vaikutuksia veden laatuun.

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). Happitilanteen heikkeneminen voi edesauttaa kalaston särkikalavaltaistumista.

Happipitoisuuden mittaustulosten sekä syvänesedimentin mustan värin perusteella Märkjärven syvänteiden happitilanne on pitkäkestoisesti heikko. Koska hapettamisella saattaisi olla mahdollisuuksia vähentää järven sisäistä kuormitusta, tilattiin happitilanteen parantamismahdollisuuksista tarkempi selvitys (Liite 7, Kauppinen & Saarijärvi). Selvityksen mukaan Märkjärven alusvedessä hapenkulutus on voimakasta. Järvelle suositeltiin Mixox-kierrätyshapetusta, jossa hapekasta pintavettä johdetaan pohjalle. Menetelmä aiheuttaa alusveden lämpenemistä kesäisin, mikä voi lisätä hapen kulumista. Kesäaikaisen

happitilanteen parantamiseen tarvittaisiin kaksi hapetinlaitetta, ja riittävän vaikutuksen aikaan saamiseksi täytyisi lämpötilakerrostuneisuus purkaa normaalia aiemmin. Aikainen purku saattaisi lisätä päällysveden ravinnepitoisuuksia ainakin hapetuksen alkuvaiheessa. Talvella riittäisi yksi hapetinlaite.

Hapettamisella olisi todennäköisesti vaikutuksia myös ravintoverkkoon. Vaikutusten ennustaminen on kuitenkin erittäin vaikeaa. Alusveden vähähappisuus tarjoaa sulkasääskien toukille suojaa kalojen saalistusta vastaan. Sulkasääsken toukat säätelevät tehokkaasti eläinplanktonia ja vaikuttavat siten epäsuorasti sinileväkukintojen syntymiseen. Hapetus saattaisi vähentää sulkasääskeä ja sen haitallisia vaikutuksia ravintoverkossa. Toisaalta alusveden lämpeneminen saattaisi myös johtaa sulkasääsken lisääntymisen tehostumiseen (Malinen & Vinni 2013a). Märkjärvellä ei ole tehokkaasti hämärässä tai pimeässä sulkasääsken toukkia syövää kalalajia, kuten kuoretta (Horppila ym. 2004), joka viileää vettä vaativana saattaisi kärsiä hapetuksesta (Malinen ym. 2012).

Hapetuksen vaikutukset eläinplanktoniin riippuisivat todennäköisesti niitä syövien petojen, sekä sulkasääsken että kalojen, määrien muutoksista. Eläinplankton voisi vahvistua, jos sulkasääski vähenee ja alusveden happitilanne paranee. Alusvedessä oli erittäin vähän eläinplanktonia, todennäköisesti alhaisesta happipitoisuudesta sekä sulkasääskestä johtuen (Kappale 3.5). Eläinplanktonin runsastumisen edellytyksenä kuitenkin on, että myös kalojen saalistus olisi kohtuullisen alhainen. Eläinplankton koostui etenkin heinäkuussa lähinnä rataseläimistä ja kyklooppihankajalkaisista, jotka ovat heikkoja laiduntajia, mutta nämä myös selviäisivät parhaiten veden sekoittamisen vuoksi pyörteisessä vesimassassa (Cantin ym. 2011).

Jos eläinplanktoniyhteisön laidunnusteho on alhainen ja veden sekoittaminen tuo ravinnelisäyksen tuottavaan, valaistuun vesikerrokseen, voi seurauksena olla kasvi- ja bakteeriplanktonin lisääntyminen (Weithoff ym. 2000). Toisaalta päällysveden levämäärä voi myös vähentyä, kun levät joutuvat vesimassojen sekoituksen myötä heikosti valaistuun vesikerrokseen. Kerrostuneessa järvessä tyyni sää voi johtaa vesimassan vakauden kautta sinilevien parempaan kilpailukykyyn, sillä ne voivat säädellä esiintymissyvyyttään kaasuvakuoliensa avulla. Kerrostuneisuuden purkautuminen lisää veden sekoittumista, jolloin nopeasti vajoavat kasviplanktonilajit, kuten piilevät tulevat kilpailukykyisemmiksi (Cooke ym. 2005).

Hapetuksen vaikutukset kalastoon olisivat todennäköisesti vähäisiä. Märkjärvellä ei ole viileää alusvettä suosivia lajeja, kuten kuoretta, muikkua tai siikaa, jotka voisivat kärsiä alusveden lämpenemisestä. Tällä hetkellä alusvesi ei ole kaloille sopiva elinympäristö myöskään hapettomuuden vuoksi. Hapellisten pohja-alueiden lisääntyminen voi elvyttää pohjaeläimistöä, mikä tarjoaa kaloille enemmän ravintoa ja vähentää siten eläinplanktoniin kohdistuvaa saalistusta.

Täytyy huomata, että vaikka hapettamisella saataisiin parannettua syvänealueiden ravinteiden pidätyskykyä, se ei välttämättä johda vielä sisäisen kuormituksen puolittamiseen. Myös matalien alueiden prosesseilla ja kaloilla on todennäköisesti suuri merkitys järven sisäiselle kuormitukselle. Jos järven ulkoista kuormitusta saadaan vähennettyä sekä ravinteiden että humuksen osalta, ja kunnostustoimien myötä järven oma tuotanto laskee, vähenee happea kuluttavan orgaanisen, hajotettavan aineen määrä. Tämä voisi pitkällä aikavälillä parantaa happitilannetta. Veden kirkastuessa myös sulkasääsken mahdollisuudet nousta päiväaikaan kohti päällysvettä vähenevät. Hapettaminen ei todennäköisesti sovellu Märkjärvellä ainoaksi kunnostusmenetelmäksi, vaan toimisi parhaiten muiden menetelmien tukena.

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). Märkjärven kasvillisuus on pääosin suhteellisen karua, ja jyrkistä rannoista johtuen kasvillisuusvyöhyke on melko kapea. Matalilla lahtialueilla vesikasvillisuus on kuitenkin alkanut runsastua (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. 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, tosin 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 päällyksyvät kilpailevat tehokkaasti ravinteista planktonin levien kanssa edesauttaen veden pysymistä kirkkaana. Laaja-alainen niitto voi joissain tapauksissa johtaa leväkukintaan, kun nämä tekijät poistuvat. Niitettujen 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 muualla ajautuessaan aiheuttaa ongelmia 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. Niitto on kuitenkin 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.

Märkjärven kasvillisuutta ja niittokohteita käsitellään tarkemmin liitteenä olevassa niittosuunnitelmassa (Liite 6, Kokko 2014). Märkjärven niittotarve ei ole akuutti, laajempaa niittoa tarvitaan lähinnä matalassa Kymentaanlahdessa.

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 ja saastuneiden tai myrkyllisten ainesten poistaminen järvestä. Lisäksi ruoppauksilla voidaan parantaa rantojen käyttökelpoisuutta uimapaikkana tai esimerkiksi veneväylänä (Viinikkala ym. 2005).

Kymentaanlahteen johtavan salmen syventämisen ruoppaamalla voi olla tulevaisuudessa tarpeen, mikäli matalaa salmea uhkaa umpeenkasvu ja vesiysteys Kymentaanlahteen halutaan säilyttää. Toimenpiteellä voidaan mahdollisesti parantaa järven virkistyskäyttöä lahden alueella. Veden laatu lahdessa saattaa parantua jonkin verran, jos veden vaihtuvuus paranee. Ruoppaus aiheuttaa kuitenkin veden samentumista ja kiintoainepitoisuuden nousua. Myös veden ravinnepitoisuudet voivat kasvaa, kun niitä irtoaa sedimentistä. Tämä heikentää vedenlaatua. Tästä syystä ruoppauksen vaikutuksia veden laatuun tulee seurata ennen ja jälkeen toimenpiteen. Toimenpide pitää ajoittaa mieluiten talviaikaan tai myöhäiseen syksyyn, jolloin sen aiheuttamat haittavaikutukset jäävät vähäisemmäksi. Salmeen ei myöskään kannata kaivaa muuta ympäristöä syvempää kuoppaa, sillä sellainen täyttyy nopeasti. Tällä hetkellä akuuttia tarvetta ruoppaukselle ei kuitenkaan ole, ja salmen pysymistä auki voidaan edistää myös niitolla.

Jos ruoppaukseen joskus tulevaisuudessa päätetään ryhtyä, suositellaan sitä varten tehtäväksi 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 Kaakkois-Suomen 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.

7.7 SÄÄNNÖSTELYN KEHITTÄMINEN

Paikallisten havaintojen mukaan Märkjärven vedenpinta on kuivina kesinä laskenut varsin alas, mikä saattaa edesauttaa matalien lahtialueiden umpeenkasvua heikentäen niiden virkistyskäyttömahdollisuuksia. Märkjärven laskujoessa, Heikkolanjoessa, on perkaushankkeen yhteydessä rakennettu pohjapato, jota on myöhemmin korotettu (ks. Kappale 2.3). Pato on tehty lupien mukaisesti, mutta sen sijainti kaukana rannasta ei ole paras mahdollinen pinnankorkeuden sääntelyn kannalta. Padon hoidosta vastaa järjestely- tai ojitusyhtiö, jolle kuuluu padon kunnossapito ja lupaehtojen mukainen säännöstely.

Märkjärven valuma-alue on järven pinta-alaan nähden varsin pieni, joten kuivina kesinä virtaamat ovat vähäiset ja haihdunta suurta. Näin ollen vedenpinta voi kuivana kesänä laskea padon tasoa alemmas. Jotta vedenpinnan vaihteluista ja nykytasosta saataisiin oikea kuva, kannattaa pinnantasoa seurata säännöllisesti järvellä olevan mitta-asteikon avulla ja kirjata seurantalokset ylös. Tämä tieto on tarpeen myös, jos järvelle joskus suunnitellaan vedenpinnan nostoa. Vedenpinnantason vaihteluista on olemassa seuranta-aineistoa vuosilta 1946–49 sekä nykyiseltä mitta-asteikolta Heikkolanjoen sillalta vuosilta 1984–1997. Poikkeusvuosia lukuun ottamatta pinnankorkeuden vuotuiset vaihtelut ovat olleet enimmillään noin 40 cm.

Jos järvellä halutaan nostaa alivettä nykyisistä lupaehtoista, vaatii se lupaprosessin käynnistämisen, suunnitelman sekä yksimielisyyttä noston tasosta. Suunnitteluun tulee saada mukaan kaikki tahot, joita hanke koskee, sekä hyödynsaajat että vahingon kärsijät. Tätä varten kannattaa perustaa osapuolet sisältävä yhteistyöryhmä. Suunnittelun pohjaksi tarvitaan kaikkien rantakiinteistöjen ajan tasalla olevat omistustiedot. Suunnitelmassa maankäyttö ja vettymishaitat selvitetään kiinteistökohtaisesti. Kun hankkeen maastotiedot ovat käytettävissä, voidaan yhteisesti päättää vedennoston suuruus. Yleensä tavoitteena on nostaa kesäaikainen vedenpinnantaso mahdollisimman ylös, jotta se pysyisi ylhäällä myös kuivina kesinä. Ylivedenkorkeus ei kuitenkaan saisi nousta nykytasosta, sillä se voisi aiheuttaa ongelmia lähellä vedenpinnantasoa oleville rakennuksille (Lakso 2005). Lupaprosessi on varsin pitkä ja kallis, joten pinnannostoon ei yleensä lähdetä, elleivät hyödyt ole selvästi vettymisestä aiheutuvia haittoja suuremmat. Märkjärvellä pinnannostoon ei ole suurta tarvetta.

Hyötyjen saavuttamiseksi vedenpinnantason noston tulisi yleensä olla vähintään 30–50 cm. Vedennoston ensisijaisena tarkoituksena on yleensä vesisyvyyden lisääminen, etenkin matalilla, umpeenkasvusta kärsivillä alueilla. Tämä voi parantaa virkistyskäyttömahdollisuuksia ja kohottaa siten rantakiinteistöjen arvoa. Vedennostolla voi myös olla suotuisia vaikutuksia veden laatuun, jos noston taso on riittävän suuri. Vesitilavuuden kasvaessa järven viipymä pitenee. Jään alla oleva vesitilavuus kasvaa, mikä voi parantaa talviaikaista happitilannetta matalilla alueilla. Kesäaikaisen vesisyvyyden kasvu puolestaan vähentää tuulen aiheuttamaa pohjasedimentin sekoittumista. Toisaalta uusien ranta-alueiden jääminen pysyvästi veden alle voi heikentää veden laatua tilapäisesti 1–3 vuoden ajan, jolleivät nämä alueet ole pinta-alaltaan vähäisiä (Lakso 2005).

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 Kaakkois-Suomen ELY-keskukseen. Taulukkoon 8 on koottu eri toimenpiteiden edellyttämiä lupa- ja ilmoitusasioita.

Taulukko 8. Märkjärvelle 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
Rehevyyttä vähentävät, järven sisäiset kunnostusmenetelmät	
Ravintoketjukurkennostus	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)
Hapetus	Vesialueen omistajan lupa ja kaapelointeja varten maanomistajan lupa. Vesilain mukainen lupa aluehallintovirastosta (AVI). Ohjeita ELY-keskuksesta.
Monitavoitteiset menetelmät	
Vesikasvillisuuden niitto	Laajaan niittoon vesialueen omistajan lupa Läjityspaikoista sovittava maanomistajan kanssa Koneellisesta niitosta aina ilmoitus ELY-keskukseen vähintään kuukautta ennen niittoa Pienimuotoinen käsin niitto omassa rannassa ilman ilmoitusta

Ruoppaus	Ilmoitus ELY-keskukseen vähintään kuukautta ennen toimenpidettä, ELY-keskus päättää hankkeen luvanvaraisuudesta Vähäistä suuremmasta ruoppauksesta (>500 m ³) vesilupa aluehallintovirastosta (AVI)
Säännöstelyn kehittäminen	Padon kunnossapito sekä nykyisten lupaehtojen mukainen säännöstely kuuluvat järjestely- tai ojitusyhtiölle. Tarvittaessa säännöstelyn hoidon suunnittelu lupaehtojen puitteissa
Vedenpinnan nosto	Vedenpinnan nostoon tarvitaan vesilain mukainen lupa aluehallintovirastosta (AVI) Luvan myöntämiseen tarvitaan suunnitelma sekä kirjallinen suostumus niin monelta maanomistajalta, että heidän omistusosuutensa on yhteensä vähintään 3/4 veden alle jäävän maa-alueen pinta-alasta. Yhteys ELY-keskukseen jo suunnittelun alkuvaiheessa

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), joka löytyy sähköisenä internetistä esimerkiksi vesistökunnostusverkoston sivustoilta (<http://www.ymparisto.fi/vesistokunnostusverkosto>). Tässä on esitelty lyhyesti em. oppaassa esitetyt erilaiset rahoitusmahdollisuudet (Taulukko 9), 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 kynnysarvot, on tuolloin noudatettava hankintalakia.

Taulukko 9. 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 haittaa 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 kestäväää 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

Märkjärven 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. Ravinnekuormituksen lisäksi huomiota kannattaa kiinnittää humus- ja kiintoainekuormaan. Märkjärvellä sisäisen kuormituksen merkitys oli LLR-mallinnuksessa suuri. Näin ollen järven kuntoutumista voidaan oleellisesti nopeuttaa, jos samalla tehdään toimenpiteitä myös 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 Märkjärven valuma-alueelle suositellaan Märkjärvelle tehdyn vesiensuojelusuunnitelman mukaisesti (Liite 8, 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. Koska suunnittelussa eivät olleet mukana kaikki Märkjärven ojat, suositellaan suunnittelutyötä jatkettavan myös järven etelärannan ojiin, joissa ravinnepitoisuudet olivat korkeita.

Järven sisäisen kuormituksen vähentämiseksi Märkjärvelle suositellaan ravintoketju-kunnostusta. Märkjärvellä on tehty useita vuosia hoitokalastuksia ja petokalaistutuksia. Petokalakanta on vahvistunut ja ahvenen keskikoko on kasvanut. Särkikalakannat ovat kuitenkin edelleen runsaita. Teho- ja hoitokalastusta suositellaan jatkettavaksi Märkjärvelle 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 hoitokalastussaaliista 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 vesi on kuitenkin suhteellisen kirkasta, joten runsastumisriski liittyy lähinnä syvänealueeseen, joka kärsii hapettomuudesta. Sulkasääsken runsastumista ehkäisevät veden kirkastumista ja alusveden happitilanteen paranemista edesauttavat toimet. Sulkasääsken runsastumista saattaisi ehkäistä syvänealueen hapetus.

Syvänealueen hapetus voi olla käyttökelpoinen kunnostusmenetelmä sisäisen kuormituksen vähentämiseksi Märkjärvellä (Liite 7, Kauppinen & Saarijärvi 2014). Haittapuolena on menetelmän kalleus sekä epävarmuus vaikutuksista. Hapenkulumisnopeus etenkin kesäaikana on niin suuri, että syvänteeseen tarvittaisiin kaksi hapetinlaitetta ja kerrostuminen jouduttaisiin purkamaan normaalia aikaisemmin. Tämä voi jopa lisätä ravinnepitoisuuksia päällysvedessä ainakin hapetuksen alkuaikoina. Hapetus voi vähentää sulkasääsken toukkaa, mutta alusveden lämpeneminen saattaa myös nopeuttaa sulkasääsken elinkiertoa ja johtaa useampaan sukupolveen kesän aikana. Hapetusta ei suositella ainoaksi kunnostusmenetelmäksi Märkjärvelle, mutta sitä voitaisiin harkita sen jälkeen, kun ulkoisen kuormituksen vähentämistoimet on tehty, ja ravintoketjukurkennostuksen kautta eläinplanktonin laidunnustehoa on saatu kasvatettua.

Märkjärvellä kasvillisuus on jonkin verran lisääntynyt, vaikka yleisesti ottaen rannat ovat varsin jyrkkiä ja kasvillisuusalueet kapeita. Niittotarvetta on lähinnä Kymentaanlahdessa, jolle suositellaan niittoa Märkjärvelle tehdyn niittosuunnitelman mukaisesti (Liite 6, Kokko 2014). Kasvillisuuden kehittymistä ongelmalliseksi koetuilla alueilla kannattaa seurata esimerkiksi valokuvin. Järvellä on havaittu jonkin verran myös vesiruttoa, jonka leviämistä kannattaa tarkkailla. Vesiruttokasvustoja ei kannata niittää, sillä laji leviää erittäin herkästi pilkkoutuvista palasista.

Märkjärven tilanne vedenlaadun seurannan osalta on kohtalainen, sillä ELY-keskus ottaa Märkjärveltä näytteet kolmen vuoden välein. Tässä ns. rotaatioseurannassa näytteet otetaan maaliskuu-, elo- ja lokakuussa. Kunnostuksen vaikutusten seuraamiseksi näytteenoton olisi kuitenkin hyvä olla tiheämpää, mieluiten vuosittaista. Näytteenottokierrokseen olisi myös hyvä lisätä näytteenotto alkukesälle. Tällöin voitaisiin seurata kesänaikaista hapenkulumisnopeutta syvänealueella, sekä arvioida mahdollista sisäisestä kuormituksesta johtuvaa ravinnepitoisuuksien nousua kesän aikana. Syvänteiden happitilannetta kannattaisi joka tapauksessa seurata, mahdollisesti hankkimalla happimittari, jonka käytön ja huollon joku paikallisista opettelee.

Lisätietoja vesistökunnostuksesta

Erittäin hyödyllinen tietolähde vesistökunnostajille on Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämän vesistökunnostusverkoston internet-sivut. Sivuston kautta saa kattavasti tietoa vesistökunnostusmenetelmistä, menneillään olevista hankkeista ja tapatumista 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.
- Cantin, A., Beisner, B.E., Gunn, J.M., Prairie, Y.T. & Winter, J.G. 2011. Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 260-276.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. & Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. Kolmas painos, Lewis Publishers.
- 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 rantayleiskaava-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.
- 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.
- Lakso, E. 2005. Järven vedenpinnan nosto. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T. (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 227-239.
- 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.
- Levänen, A. 1998. Märkjärven ja Urajärven koekalastukset 1998. 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., 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., Antti-Poika, P. & Vinni, M. 2011. Sulkasääsken runsaus Hyvinkään Piilolammissa. Tutkimusraportti. Helsingin yliopisto, 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.
- Meriläinen, J.J., Karjalainen, J., Marjomäki, T.J. & Forsius, M. 2014. Suomen järvet ruskettuvat. Suomen luonto 4/2014.
- Mieszczański, T. & Noryśkiewicz, B. 2000. Processes that can disturb the chronostratigraphy of laminated sediments and pollen deposition. J. Paleolimnol. 23: 129-140.
- Mäntynen, J. 2006. Märkjärven koeverkkokalastukset vuonna 2006. Tutkimusraportti no 79/2006. Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Kouvola.
- Niinimäki J. & Penttinen K. 2014. Vesienhoidon ekologiaa. Ravintoverkkokunnostus. Books on Demand GmbH, Helsinki.

- OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu. Hertta-tietokanta. Suomen ympäristökeskus.
<https://wwwp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>
- Oravainen, R. 1999. Opasvihkonen vesianalyysitulosten tulkitsemiseksi havainto-esimerkein varustettuna. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:n moniste.
- 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.
- Peltonen, S. 1996. Valuma-alueen vesieroosioon vaikuttavat tekijät Suomen ilmasto-oloissa. Terra 108: 30-39.
- Puustinen, M., Koskiahho, 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.
- 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.
- 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-DEMALA, 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 Alakita (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.
- Weithoff, G., Lorke, A. & Walz, N. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia* 125: 91-100.
- Ympäristöministeriö 2010. Kotieläintalouden ympäristönsuojeluohje. Ympäristöministeriö, Luontoympäristöosasto. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2010.

Eläinplanktonlaskennan tulokset, äyriäisplankton

Taulukko 2. Märkjärven äyriäisplanktonin laskentatulokset (tiheys yksilöä/l, sekä biomassa µg hiiltä/l) kahdesta eri vesikerroksesta. Cladocera, vesikirput; Cyclopoida, kyklooppihankajalkaiset; Calanoida, keijuhankajalkaiset.

Taksoni	yks./l				µg C /l			
	0-5 m		5-14 m		0-5 m		5-14 m	
	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.
<i>Bosmina coregoni</i>	40,00	2,96	5,93	5,43	11,10	1,24	2,19	1,69
<i>Daphnia cristata</i>	11,05	39,11	0,32	3,70	3,73	19,10	0,15	2,69
<i>Daphnia longiremis</i>		1,48	0,95	0,25		1,00	0,91	0,32
<i>Daphnia</i> sp.		0,59				0,52		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>				0,74				0,28
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,14	2,07		0,16	0,51	1,15		0,12
<i>Leptodora kindtii</i>		0,52	0,05	0,16		2,31	0,03	3,05
Cladocera	52,2	46,7	7,2	10,5	15,3	25,3	3,3	8,1
Cyclopoida nauplii	30,48	99,56	0,42	8,23	2,16	7,07	0,03	0,58
Cyclopoida C1	0,38	2,37		0,66	0,04	0,22		0,07
Cyclopoida C2	2,29	14,22	0,11	0,33	0,34	2,55	0,02	0,06
Cyclopoida C3	0,38	2,37		0,66	0,10	0,79		0,16
Cyclopoida C4	0,76	7,11	0,11	2,96	0,23	3,32	0,04	1,04
Cyclopoida C5	0,76	3,56	1,16	1,32	0,34	2,40	0,50	0,70
<i>Thermocyclops</i> male	2,67	5,93	1,69	0,99	0,81	2,16	0,59	0,35
<i>Thermocyclops</i> female	3,05	6,52	2,01	1,65	1,85	4,36	1,13	0,95
<i>Mesocyclops</i> male				0,16				0,13
<i>Mesocyclops</i> female				0,16				0,25
<i>Acanthocyclops</i> cop.	0,76	0,89			2,34	2,98		
Cyclopoida	41,5	142,5	5,5	17,1	8,2	25,8	2,3	4,3
Calanoida spp. C3			0,11				0,05	
Calanoida spp. C5	0,38	0,30	0,21		0,89	0,78	0,38	
Calanoida	0,4	0,3	0,3	0,0	0,9	0,8	0,4	0,0
ÄYRIÄISPLANKTON	94,1	189,6	13,1	27,6	24,4	51,9	6,0	12,4

Taulukko 3. Märkjärven vesikirppujen pituusmittaustulokset: keskipituus ja mediaanipituus. Mitattujen yksilöiden määrä vaihtelee 1-30 kpl. Taulukossa on esitetty myös vesikirppujen (Cladocera) tiheyspainotettu keskipituus.

Taksoni	keskipituus, mm				mediaanipituus, mm			
	0-5 m		5-14 m		0-5 m		5-14 m	
	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.	31.7.	2.9.
<i>Bosmina coregoni</i>	0,25	0,31	0,26	0,29	0,24	0,30	0,26	0,30
<i>Daphnia cristata</i>	0,39	0,49	0,45	0,53	0,36	0,50	0,46	0,55
<i>Daphnia longiremis</i>		0,53	0,64	0,63		0,50	0,62	0,63
<i>Daphnia</i> sp.		0,74				0,74		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>				0,39				0,45
<i>Chydorus sphaericus</i>	0,21	0,25		0,29	0,20	0,26		0,29
<i>Leptodora kindtii</i>		3,13	1,47	5,34		2,88	1,47	4,88
Cladocera	0,28	0,47	0,31	0,39				

Sulkasääskitutkimuksen näytteenotto- ja laskentamenetelmä

Kaikilta näytepisteiltä otettiin 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. Pahkinen & Lehtonen 1989, s. 62–63). Arvioille laskettiin myös 95 %:n luottamusvälit Poisson-jakaumaan perustuen (Jolly & Hampton 1990). Tiheysarvioiden laskennasta vastaisi Helsingin yliopiston tutkija Tommi Malinen.

Sulkasääskitutkimuksen tulokset

Taulukko 1. Märkjärven sulkasääskitutkimuksen tulokset näytettä kohden sekä pinta-alayksikköä kohden. Sulkasääsken osalta tulokset ovat sekä vedestä että sedimentistä, muiden pohjaeläinten osalta sedimentistä. Chaoborus, sulkasääsket; Chironomidae, surviaissääsket; Ceratopogonidae, polttiaissääsket, Oligochaeta, harvasukasmadot; Acarina, punkit.

Tunnus	Syvyys	Vesi	Sedimentti				
		Chaoborus	Chaoborus	Chironomidae	Ceratopogonidae	Oligochaeta	Acarina
Yksilöä/näyte							
M 6	3,6	0	11	7	1	1	1
M 1	5,6	0	24	14	2	6	1
M 2	7,6	0	62	14	9	1	1
M 7	8,6	0	65	0	0	0	0
M 3	13,4	17	35	1	0	9	0
M 5	14,5	176	22	10	0	0	0
M 4	16,1	121	25	0	0	0	0
Yksilöä/m²							
M 6	3,6	0	476	303	43	43	43
M 1	5,6	0	1039	606	87	260	43
M 2	7,6	0	2684	606	390	43	43
M 7	8,6	0	2814	0	0	0	0
M 3	13,4	87	1515	43	0	390	0
M 5	14,5	898	952	433	0	0	0
M 4	16,1	617	1082	0	0	0	0

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.

Ojavesinäytteenoton tulokset

Taulukko 1. Ainepitoisuudet Märkjärven ojissa 13.11.2013. Oikealla myös ojien virtaamat. Kiint.a., kiintoaine CF/C; COD Mn, kemiallinen hapenkulutus; Kok. N, kokonaistyppi; Kok. P, kokonaisfosfori, Virt. Virtaama.

Tunnus	Paikan nimi	Kiint.a. mg/l	COD Mn mgO ₂ /l	Kok.N µg/l	Kok.P µg/l	Virt l/s	Virt m ³ /vrk
Oja 1	Kirkkomäen oja	8,9	9,4	1900	120	35,1	3033
Oja 2	Patamäen oja	1,1	41	640	17	5,3	461
Oja 3	Muuransuonoja	4,5	17	850	39	3,4	297
Oja 4	Kotojärven oja	8,4	10	710	64	196,0	16934
Oja 5	Hiedonoja/Mertalahti	3,8	21	630	28	113,2	9779
Oja 6	Anttilan oja	7,8	19	1500	73	25,8	2229
Oja 7	Tokkolan oja	14	23	1400	86	93,3	8062
Oja 8	Aittolahden oja	14	36	2100	190	42,4	3667
Oja 9	Kalliopellon oja	75	19	1200	380	10,2	882
Oja 10	Usakanlahden oja	23	16	1000	170	19,9	1717
Oja 11	Heikkolanjoki, laskujoki	3,1	6,3	430	21	503,0	43463

Taulukko 2. Ainevirtaamat Märkjärven ojissa 13.11.2013. Kiint.a., kiintoaine CF/C; COD Mn, kemiallinen hapenkulutus; Kok. N, kokonaistyppi; Kok. P, kokonaisfosfori.

Tunnus	Paikan nimi	Kiint.a. kg/vrk	COD Mn kg/vrk	Kok.N kg/vrk	Kok.P kg/vrk
Oja 1	Kirkkomäen oja	27,0	28,5	5,8	0,364
Oja 2	Patamäen oja	0,5	18,9	0,3	0,008
Oja 3	Muuransuonoja	1,3	5,0	0,3	0,012
Oja 4	Kotojärven oja	142,2	169,3	12,0	1,084
Oja 5	Hiedonoja/Mertalahti	37,2	205,4	6,2	0,274
Oja 6	Anttilan oja	17,4	42,3	3,3	0,163
Oja 7	Tokkolan oja	112,9	185,4	11,3	0,693
Oja 8	Aittolahden oja	51,3	132,0	7,7	0,697
Oja 9	Kalliopellon oja	66,1	16,8	1,1	0,335
Oja 10	Usakanlahden oja	39,5	27,5	1,7	0,292
Oja 11	Heikkolanjoki, laskujoki	134,7	273,8	18,7	0,913



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

MÄRKJÄRVEN LLR-KUORMITUSVAIKUTUSMALLINNUS

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 257/2014

Niina Kotamäki, Suomen ympäristökeskus, SYKE

JOHDANTO

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Märkjärven kunnostussuunnitelmaa. Työn tavoitteena on arvioida LLR-mallilla Märkjärven ulkoisen kuormituksen määrää ja sen vähentämistarvetta, sekä arvioida sisäisen kuormituksen merkitystä järven tilaan ja kuormitusvähennyksiin. Mallin tuloksista saadaan tukea kunnostussuunnitelman toimenpidesuosituksen 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: Märkjärvi 14.125.1.001

Tyyppi: Vähähumuksiset järvet (Vh)

Tilavuus: 18,28 milj. m³

Keskisyvyys: 4,35 m

Viipymä: 2 vuotta (792 vrk)

Sisäisen kuormituksen alkuarvo: 1,5-kertainen verrattuna ulkoisen kuormituksen mediaaniin (1,5*2,0 kg/d)

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

Kuormitusarvoina käytetään viipymäjaksolta arvioitua, järveen tulevaa keskimääräistä päivittäistä kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormaa. Kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudeksi lasketaan viipymäjakson keskiarvo, mutta laskennassa huomioidaan vain kasvukauden aikana tehtyjen näytteenottojen tulokset. Jos järvestä on havaintoja useasta eri paikasta, käytetään sen keskeisimmän syvänteen näytteenottotuloksia (tässä *Märkjärvi 034*). Koska näytteenottotuloksia on lisäksi syvänteen eri syvyyksistä (1 m, 8 m ja 14 m), lasketaan jokaiselle näytteenottovuodelle tilavuuspainotettu keskiarvo (Taulukko 1). Tilavuuspainotus on tehty käyttämällä järven hypsografian tilavuustietoja s.e että pohjan läheisen vesikerroksen ajatellaan olevan 1 m alimmaisena näytteenottosyvyyden molemmin puolin (13–15 m), 8 m näytteenottosyvyys edustaa vesikerrosta syvyyksien 7–13 m välillä ja pintakerros on joko 0–7 m tai 0–13 m riippuen siitä, onko 8 m:n näyte otettu vai ei.

Taulukko 1. Havaitut kokonaisfosfori- ja -tyyppipitoisuudet (µg/l) 1 m, 8 m ja 14 m syvyyksiltä, sekä näistä lasketut tilavuuspainotetut pitoisuudet.

vuosi	1m totN	8m totN	14m totN	1m totP	8m totP	14m totP	TILAVUUSPAINOTETUT	
							totN	totP
1998	410		950	22		64	416,4	22,5
2000	530		2500	22		330	553,3	25,6
2001	500		1325	18		161,5	509,7	19,7
2002	483,33		1210	19,5		125,5	491,9	20,8
2004	400		1000	16		38	407,1	16,3
2006	430		660	16		41	432,7	16,3
2007	570		880	19		45	573,7	19,3
2011	490	540	1300	18	27	48	505,3	19,4
2013	430		1000	18,5		56,5	436,7	18,9
2014	460	460	1045	15,5	17	130,5	466,9	17,0

Taulukkoon 2 on koottu LLR-mallin syöttötiedot Märkjärvelle. Kuormitukset (LN ja LP) sekä virtaama (Q) ovat Vemala-mallin laskemia viipymääjan keskiarvoja ja pitoisuudet (TotN ja TotP) ovat mitatut tilavuuspainotetut kasvukauden (touko-syyskuu) keskiarvot. Viipymäaika on noin 2 vuotta, joten taulukon tiedot ovat kahden vuoden keskiarvoja niiltä vuosilta, jolloin vesinäytteitä on otettu (vrt. Taulukko 1).

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

Jakso	LN	LP	TotN	TotP	Q
1998-1999	32,26	1,60	416,4	22,5	0,29
2000-2001	24,03	1,33	531,5	22,7	0,19
2002-2003	38,66	2,86	491,9	20,8	0,29
2004-2005	37,59	2,29	407,1	16,3	0,30
2006-2007	33,03	1,96	503,2	17,8	0,24
2010-2011	35,16	2,11	505,3	19,4	0,26
2012-2013	32,26	1,60	436,7	18,9	0,29

TULOKSET

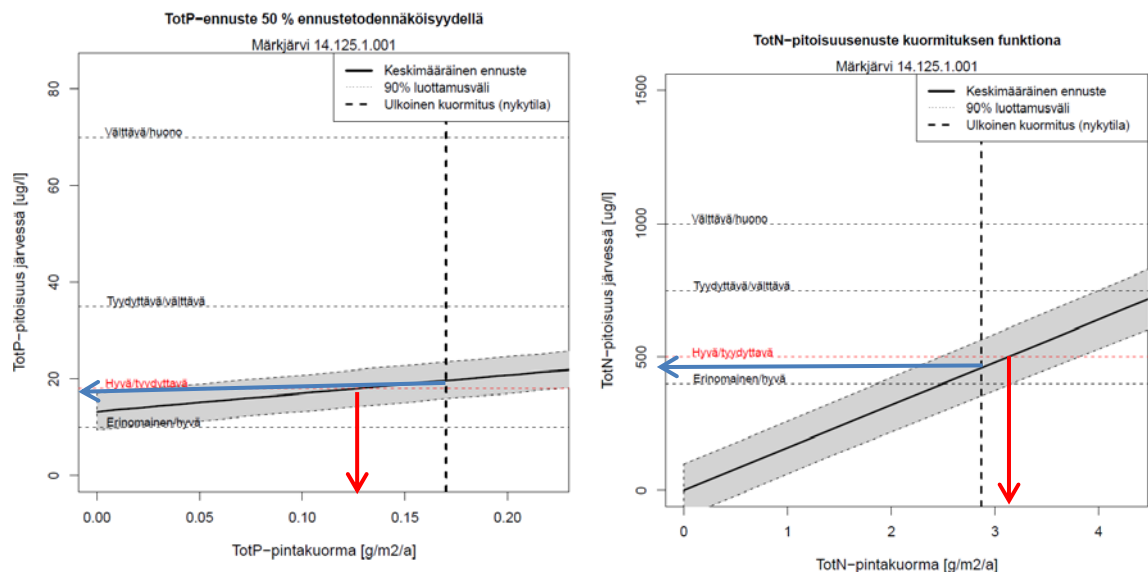
Taulukon 3 ja Kuvan 1 perusteella Märkjärven keskimääräinen fosforipitoisuus on 20 µg/l eli järvi on tyydyttävässä tilassa fosforin perusteella. Kuormitus, jolla hyvään tilaan (H/T-raja-arvo 18 µg/l) päästään on 1,5 kg/d, eli noin 0,5 kg/d (24 %) vähemmän kuin nykyinen keskimääräinen kuormitus (2,0 kg/d). Annetun aineiston (Taulukko 2) ja sisäisen kuormituksen alkuarvon (2,0 kg/d x 1,5) perusteella malli laskee sisäisen kuormituksen arvoksi 4,0 kg/d. Typpipitoisuus on keskimäärin 461 µg/l, eli jo alle tavoitetason 500 µg/l.

Taulukko 3. LLR:n ravinnemallin tuottama fosfori- ja typikuormitusten 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). Pitoisuusenuste nykytilassa (µg/l) on mallin laskema keskimääräinen pitoisuus annetuilla kuormitustiedoilla. Sisäinen kuormitus on mallin laskema sisäisen kuormituksen arvo sekä päiväkuormana että pintakuormana.

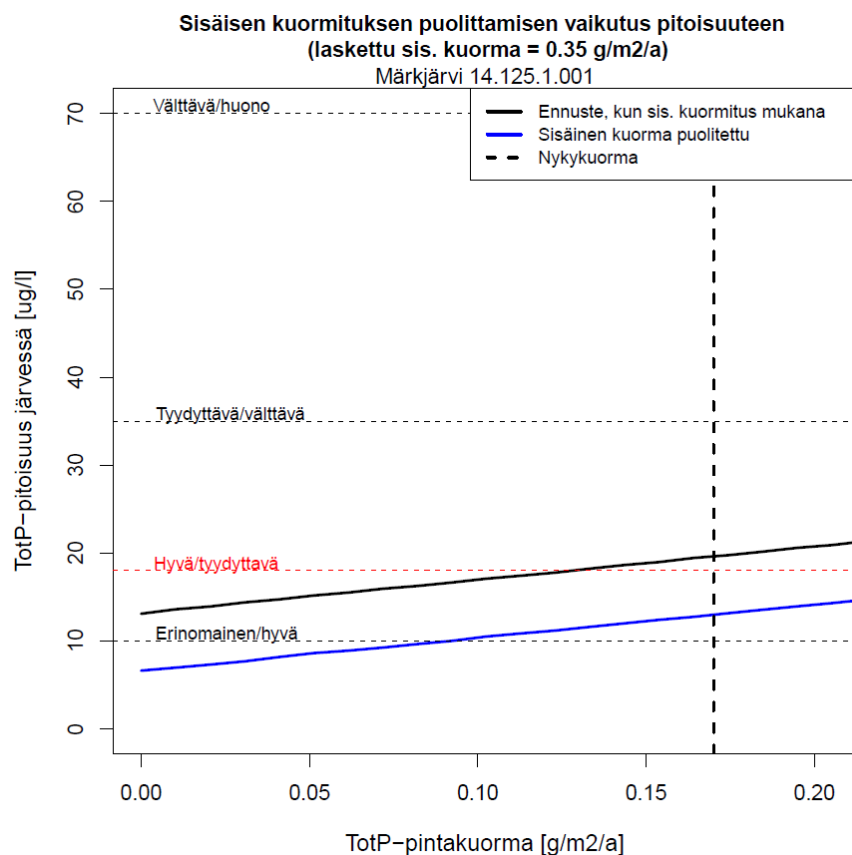
			Fosfori	Typpi
Nykytila	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	2	33
		g m ⁻² a ⁻¹	0,17	2,87
	Pitoisuusenuste	µg l ⁻¹	19,6	461,2
	Sedimentaationopeus (laskettu)	m d ⁻¹	0,067	0,012
	Sisäinen kuormitus	kg d ⁻¹	4	
		g m ⁻² a ⁻¹	0,35	
Tavoitetila	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	1,5	35,8
		g m ⁻² a ⁻¹	0,13	3,11
	Pitoisuus (H/T-raja)	µg l ⁻¹	18	500
Vähennystarve	Ulkoinen kuormitus	kg d ⁻¹	0,5	
		g m ⁻² a ⁻¹	0,04	
		%	24	
	Pitoisuusvähennys	µg l ⁻¹	1,6	

Märkjärven sisäisen kuormituksen arvioitiin alustavasti olevan puolitoistakertainen ulkoiseen kuormitukseen verrattuna (0,26 g/m²/a). Malli arvioi sisäisen kuormituksen annettujen lähtötietojen perusteella kuitenkin vielä jonkin verran suuremmaksi (0,35 g/m²/a, Kuva 2). Ilman ulkoisen kuormituksen vähentämistä, mutta sisäisen kuormituksen puolittamisella tavoitetila

voitaisiin saavuttaa, ja pitoisuusennuste olisi silloin n. 13 µg/l. Pienemmälläkin sisäisen kuorman vähennyksellä voitaisiin päästä hyvään tilaan.

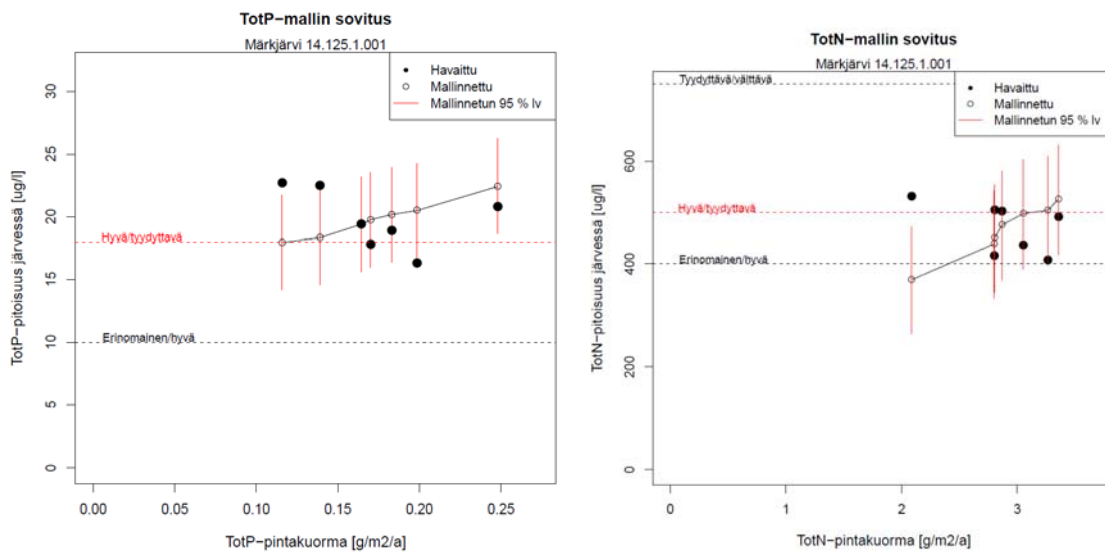


Kuva 1. kokonaisfosforipitoisuuden (kuva vasemmalla) ja kokonaistyyppipitoisuuden (oikealla) keskimääräinen ennuste ja 90 % luottamusväli ulkoisen kuormituksen funktiona. Punainen nuoli osoittaa kuormaa, jolla tavoitepitoisuuteen päästään ja sininen nuoli kuvaa nykyisellä kuormitustasolla saatavaa pitoisuutta.



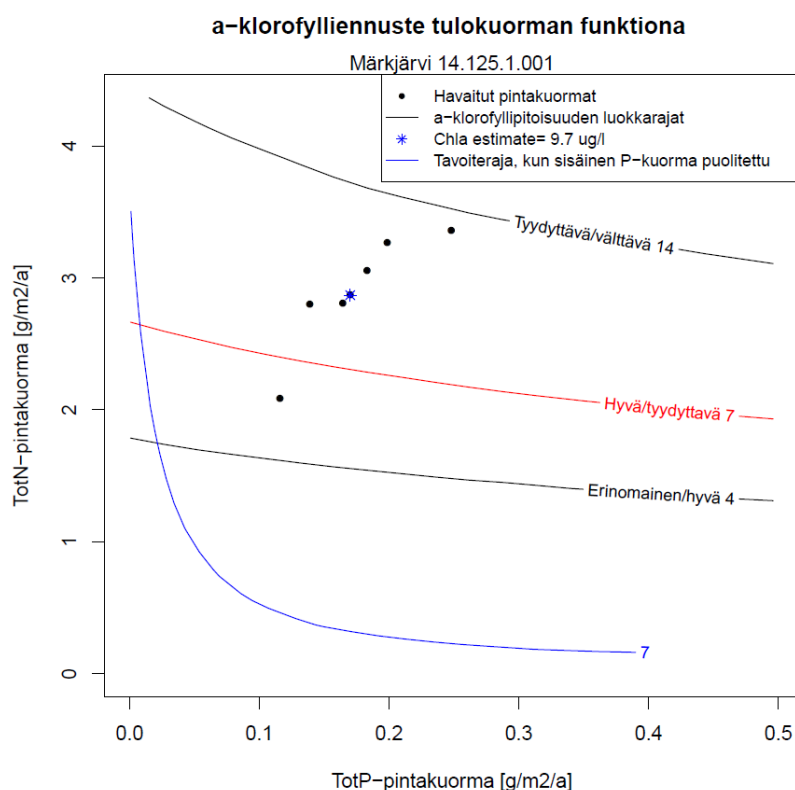
Kuva 2. Sisäisen kuorman puolittamisen vaikutus fosforipitoisuuteen ja kuormitusvähennystarpeeseen.

Kuvassa 3 on esitetty LLR-mallin sovitus annettuun lähtöaineistoon. Fosforimallin kuvasta nähdään, että fosforipitoisuuden vaste ulkoiseen fosforikuormitukseen on hyvin heikko. Näin ollen ulkoisen P-kuormituksen muutokset eivät vaikuta pitoisuuksiin kovin voimakkaasti. Tämä kuvastaa odotetusti sitä tilannetta, jossa sisäisellä kuormituksella on selkeä vaikutus järven fosforipitoisuuteen. Pitkän ajan fosforipitoisuudet vaihtelevat H/T-ajan tuntumassa, enimmäkseen on mitattu kuitenkin tyydyttäviä pitoisuuksia. Typen osalta (Kuva 3, oikea) havainnot vaihtelevat myös H/T-ajan molemmiin puoliin, painottuen kuitenkin hyvään tilaan. Kuvista nähdään, että epävarmuus on suurta (leveät luottamusvälit) heijastaen luonnollista vaihtelua sekä mallin ja havaintojen puutteellisuudesta aiheutuvaa epävarmuutta.

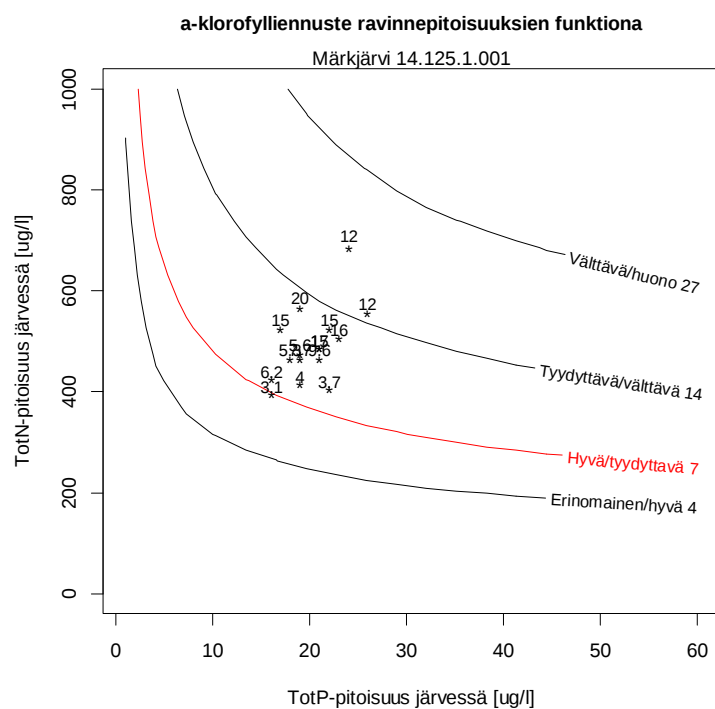


Kuva 3. Mallinnetut ja havaitut fosfori- (vasemmalla) ja typipitoisuudet (oikealla) eri kuormituksilla. Järviyppikohtaiset luokkarajat on esitetty vaakasuorina katkoviivoina.

A-klorofyllipitoisuus annetuilla ulkoisen kuormituksen arvoilla on mallin mukaan 10 µg/l, joka siis ylittää raja-arvon (7 µg/l). Kuvasta 4 voidaan katsoa, minkälaisilla kuormitusyhdistelmillä päästäisiin tavoitettiin keskimäärin (punainen tasa-arvokäyrä). Tulosten mukaan tavoite saavutettaisiin tehokkaimmin vähentämällä typpikuormaa: jos fosforikuormitus ei muutu, niin typpikuormaa pitäisi vähentää vajaat 20 % nykyisestä. Tämä johtopäätös poikkeaa edellä esitetyistä ravinnepitoisuusvähennystuloksista, joiden mukaan typpikuormaa ei tarvitsisi vähentää lainkaan nykytasosta. Tämä ristiriita johtuu siitä, että sisäinen fosforikuorma puskuroi ulkoisen kuorman vaikutusta. Kuvan 4 mukaan järvi olisi siis typpirajoitteinen, mutta kun a-klorofyllipitoisuutta tarkastellaan ravinnepitoisuuksien suhteen, niin nähdäänkin selvä fosforirajoittuneisuus (Kuva 5). Näin ollen myös fosforipitoisuutta pienentämällä voidaan saavuttaa a-klorofyllin tavoitetilä. Kuvaan 4 on piirretty myös tavoitekuormituskäyrä tilanteessa, jossa sisäinen fosforikuormitus on puolitetty. Todennäköisesti tavoitetilä pystyttäisiin saavuttamaan rajulla ulkoisen kuorman vähennyksellä, mutta järven sisäisten ja ulkoisten hoito- ja kunnostustoimenpiteiden tarkempi mitoitus ja kustannustehokas toteutus vaativat järven vesi- ja ravinnetaseiden ja vedenlaadun pidempiaikaista seuranta.

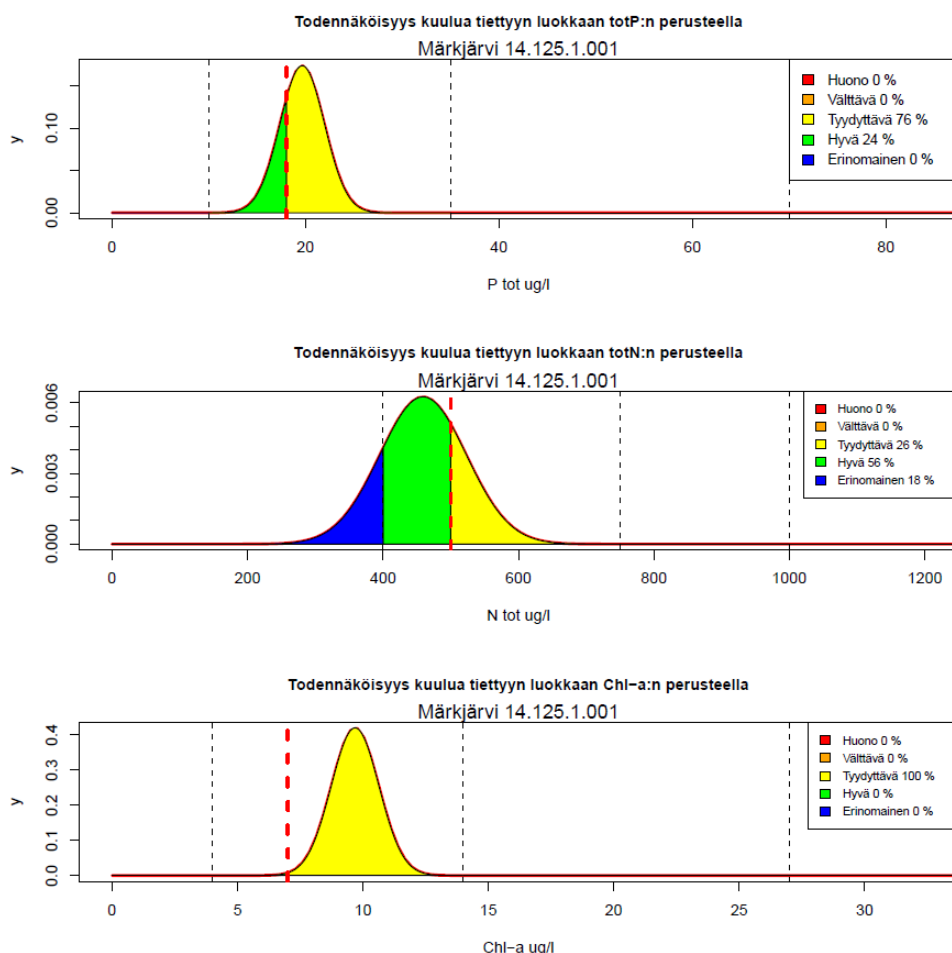


Kuva 4. A-klorofylliennuste typpi- ja fosforikuormitusten funktiona. Tasa-arvokäyrät ovat a-klorofyllipitoisuuden tyypikohtaiset luokkarajat, punainen käyrä on tavoitetilä alkuperäisillä ulkoisen ja sisäisen kuormituksen arvoilla ja sininen käyrä on tavoitetilä, kun sisäinen fosforikuorma olisi puolitetu. Havaitut pintakuormayhdistelmät on merkitty pisteinä ja sininen tähti kuvastaa a-klorofyllipitoisuutta annetuilla keskimääräisillä kuormitusarvoilla.



Kuva 5. A-klorofylliennuste typpi- ja fosforipitoisuuksien funktiona. Tasa-arvokäyrät ovat a-klorofyllipitoisuuden tyypikohtaiset luokkarajat, punainen käyrä on tavoitetilä. Havaitut ravinnepitoisuusyhdistelmät on merkitty pisteinä ja lukuarvot ovat vastaavia havaittuja a-klorofyllipitoisuuksia.

Kuvassa 6 on esitetty LLR-mallin tuottamat pitoisuusjakaumat ja eri luokkiin kuulumisen todennäköisyydet nykyisellä kuormitustasolla. Fosforipitoisuuksien perusteella järvi on 76 % todennäköisyydellä tyydyttävässä tilassa, ja hyvä tila saavutetaan 24 % todennäköisyydellä. Jotta järvi saataisiin keskimäärin hyvään tilaan, taulukon 3 mukaiset ulkoisen fosforikuormituksen vähennykset tulisi tehdä (tai sisäisen kuormituksen vähennykset, Kuva 2). Typpipitoisuudet ovat suurimmaksi osaksi hyviä tai erinomaisia (74 %), mutta tyydyttäviä ja välttäviä arvojakakin mitataan annetuilla kuormilla (26 % varmuudella). A-klorofyllin osalta annetut kuormitukset aiheuttavat liian suuria pitoisuuksia (tyydyttävä 100 %).



Kuva 6. Kokonaisfosforin, -typen ja a-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. & 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

MÄRKJÄRVEN HOITOKALASTUSSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 258/2014

Markku Kuisma



SISÄLLYS

1 TAUSTAA	1
1.1 TARPEEN ARVIOINTI	1
1.2 SUUNNITTELUSSA HUOMIOITAVAA	2
2 MÄRKJÄRVEN KALASTO	3
2.1 AIEMMAT KALASTOSELVITYKSET	3
2.2 VERKKOKOEKALASTUS 2013	5
2.3 SUORITETUT HOITOKALASTUKSET	9
2.4 MÄRKJÄRVEN ISTUTUKSET	10
3 SUOSITUS MÄRKJÄRVEN HOITOKALASTUKSESTA	11
3.1 TEHO- JA HOITOKALASTUKSEN TAVOITTEET JA TOIMENPITEET	12
3.2 SAALISTAVOITE	12
3.3 PYYNTIMENETELMÄT	13
3.4 PETOKALAISTUTUKSET JA KALASTUKSEN OHJAUS	14
3.5 SEURANTA	15
VIITTEET	15

1 TAUSTAA

Märkjärven hoitokalastussuunnitelma on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Märkjärven kunnostussuunnitelmaa. Biomanipulaatiolla eli ravintoketjukunnostuksella tarkoitetaan menetelmää, jossa 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 kantoja vahvistamalla (mm. kuha, ahven, hauki). 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 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 petokalaistutuksin. Poistopyynnit aloitetaan yleisesti tehokalastuksella, jolla pyritään saavuttamaan selkeä muutos kalakantoihin. Tämän jälkeen pyynti jatkuu hoitokalastuksena, jolla pyritään ylläpitämään saavutettua muutosta kunnostuksen jälkeen ja estämään 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, iso, yli 15 cm:n ahven) pieni osuus kalakannassa on merkki kalakannan vinoutumisesta, huolimatta siitä, että esimerkiksi kuhan kasvu voi olla nopeaa.

Ravintoketjukurjennostuksen tarvetta voidaan arvioida myös tutkimalla vesinäytteistä klorofylli-a:n ja kokonaisfosforin pitoisuuksien suhdetta. Ravintoketjukurjennostus 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 ravintoketjukurjennostuksen 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 ravintoketjukurjennostukselle, 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 järvestä 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 järjessä 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 särkikaloiden vähentämiseen on myös varauduttava tehokalastushankkeen toisena ja kolmantena vuonna, koska särkikaloiden 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 särkikaloiden 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 särkikaloiden aiheuttaman ravintokilpailun vähenemisen johdosta. Myös ahvenen ja kuhan poikastuoton on usein havaittu paranevan. Veden kirkastuminen ja uposkasvien leviäminen hyödyttää 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, särkikaloina hyödyntävä petokalakanta, ja kalastajatkin saisivat aikaisempaa suurempia saaliskaloja (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 ravintonaan. Suomalaisista kaloista siis ainoastaan tarpeeksi iso hauki pystyy syömään em. kaloja ja osaltaan pitämään särkikalakantoja kurissa.

2 MÄRKJÄRVEN KALASTO

2.1 AIEMMAT KALASTOSELVITYKSET

Arvioitaessa ravintoketjukunnostuksen tarvetta on erittäin tärkeää tietää järven kalaston lajisuhteet ja ikä- tai kokojakaumat. Nämä saadaan yleensä selville koeverkkokalastuksin, mutta myös koetoolauksia ja rnuottauksia, 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 pyydystettävyyks koeverkoilla on sangen alhainen.

Märkjärvellä on kalaston tilaa ja rakennetta tutkittu jo useamman vuoden ajan ja monella eri menetelmällä. Koeverkkokalastuksia on suoritettu mm. vuosina 1996 ja 1998 litin kunnan vetämän hankkeen puitteissa (Levänen 1996). Samana vuonna tutkittiin kalaston rakennetta myös ottamalla saalisnäytteitä rysäpyynnillä suoritetuista hoitokalastuksista. Märkjärviyhdistyksen toimeksiannosta koeverkkokalastuksia suoritettiin vuonna 2006 Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n toimesta (Mäntynen 2006). Viimeisin koeverkkokalastus suoritettiin 2013 Kymijoen alueen järvikunnostushankkeen puitteissa.

Vuoden 1996 tutkimusten aikana suoritettiin verkkokoekalastusten lisäksi 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 n. 75 %. Rysäkalastuksen yhteydessä täytetyn saalislomakkeen perusteella massamääräiset lajisuhteet tärkeimpien lajien osalta olivat seuraavat: särki 50,9%, salakka 11,2%, lahna 30,8%, kiiski 0,7%, suutari 0,4% ja ahven 6,0%. Särkikalojen pituusjakaumat näyteotannasta osoittivat särkikalojen populaatioiden olevan sangen hidaskasvuisia. Suurimman osan särkien ja lahnojen pituusjakaumasta muodostivat 10–20 cm:n yksilöt (Levänen 1996).

Samana vuonna suoritettujen koeverkkokalastusten tulokset olivat samansuuntaisia hoitokalastussaaliista otetun saalisnäytteen kanssa, ainoastaan sillä erotuksella, että ahvenen määrä koekalastuksissa nousi huomattavan suureksi. Ahvenen jälkeen eri särkikalat olivat saaliissa edustetuimmat. Pituusjakaumia tutkittaessa voitiin huomata, että varsinkin ahvenen koko oli sangen pientä yleisimpien pituusluokkien ollessa välillä 8–13 cm. (Levänen 1996).

Vuoden 1998 koeverkkokalastukset olivat tuloksiltaan hyvin samansuuntaiset kuin vuoden 1996 kalastukset. Kappalemääräisesti tarkasteltuna yleisin laji oli selkeästi ahven. Massamääräisesti tarkasteltuna puolestaan särki oli valtalaji. Saaliista tehtyjen pituusmittauksien perusteella ahvenien pituusjakaumat olivat samansuuntaisia aikaisempien vuosien tutkimusten kanssa. Suurin osa mitatuista kaloista sijoittui pituusjakaumassa 10–12 cm:n väliin. Myös särkien pituusjakauma oli yhteneväinen aikaisempien vuosien kanssa (Levänen 1998).

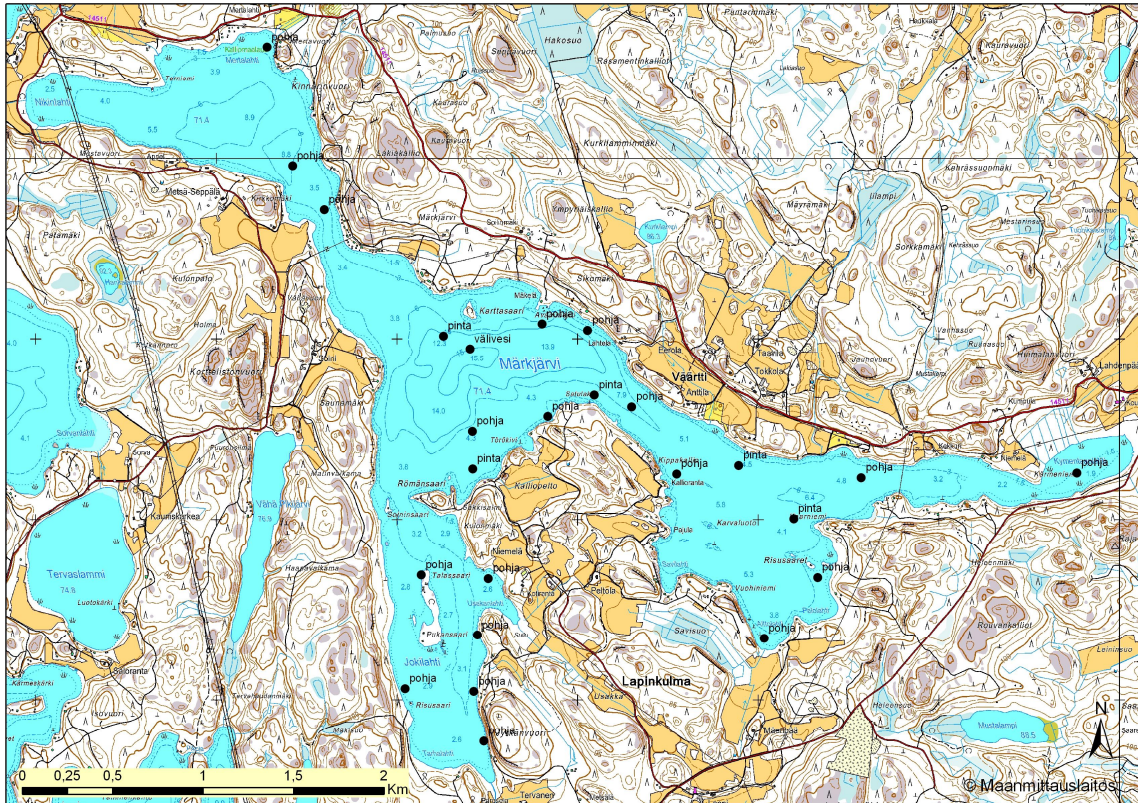
Vuoden 2006 koekalastuksissa Mätkjärveltä tavattiin kaikkiaan kahdeksan eri kalalajia. Kappalemääräisesti tarkasteltuna yleisin laji oli ahven, mutta massamääräisesti tarkasteltuna yleisin laji oli särki. Massamääräisesti tarkasteltuna särki, ahven ja kuha muodostivatkin yli 90 % koekalastuksen saaliista. Yksikkösaaliit olivat 0–3 metrin ja 3–6 metrin syvyysvyöhykkeillä keskimäärin 2800 g/verkkovuorokausi. Lajien pituusjakaumat jakautuivat siten, että valtaosa ahvenista sijoittui pituusluokkiin 5–11 cm ja särjistä pituusluokkiin 11–13 cm. Vuoden 2006 tulokset olivatkin samansuuntaisia aikaisempien vuosien kalastuksiin verrattuna. Suoraa vertausta aikaisempiin vuosiin ei voi kuitenkaan tehdä, sillä aikaisempien vuosien koekalastukset tehtiin eri verkkotyypillä (Vekary) kuin vuoden 2006 kalastukset, joissa käytettiin Nordic -koeverkkosarjaa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että vuoden 2006 kalastuksessa ovat mukana myös kaloista ensimmäiset vuosiluokat, joita ei ole saatu aikaisempina vuosina todennettua yhtä suurella varmuudella (Mäntynen 2006).

2.2 VERKKOKOEKALASTUS 2013

Kymijoen alueen järvikunnostushankkeen puitteissa suoritettiin Märkjärven verkkokoeikalastukset ajalla 29.8.ñ5.9.2013. Koekalastus suoritettiin Nordic-yleiskatsausverkoilla 25 verkkoyön ponnistuksella (Kuva 1). Nordic-yleiskatsausverkko on 1,5 m korkea ja 30 m pitkä, kahdestatoista 2,5 m leveästä solmun silmäväliltään eri harvuisesta havaspaneelistä koostuva verkko. Verkon paneeleiden solmuvälit (mm) ja langan paksuudet järjestyksessä ovat seuraavat:

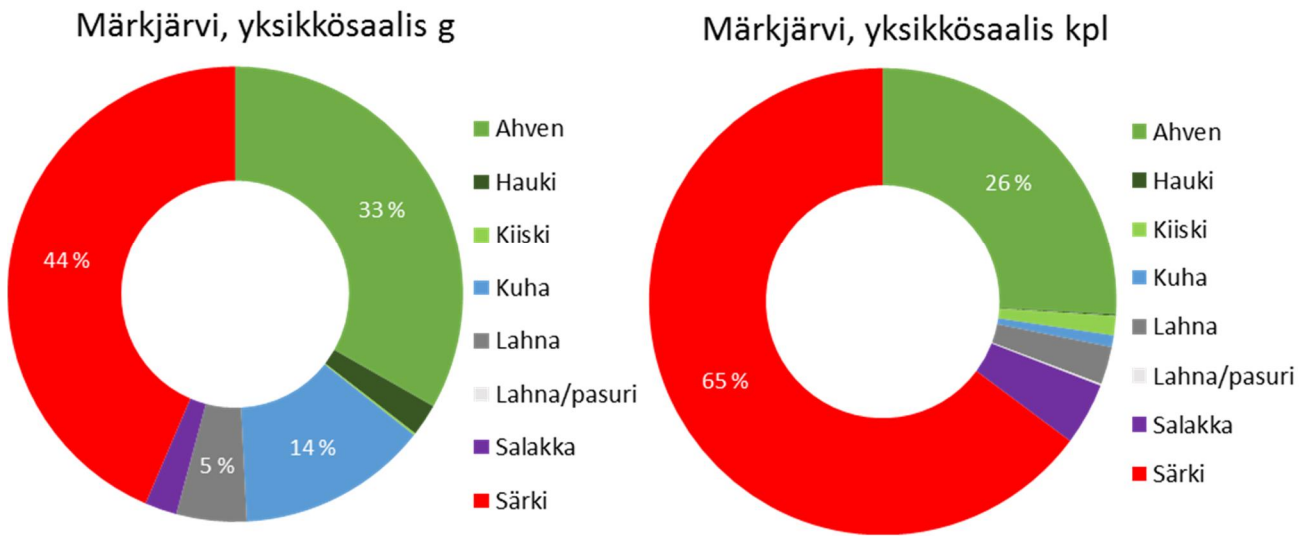
Solmuväli mm	43	19,5	6,25	10	55	8	12,5	24	15,5	5	35	29
Lanka mm	0,20	0,15	0,10	0,12	0,23	0,10	0,12	0,15	0,15	0,10	0,16	0,16

Verkot laskettiin päivän päätteeksi ja nostettiin aamulla. Kalastusajaksi muodostui siten noin 18 tuntia. Koekalastuksia varten Märkjärven vesipinta-ala jaettiin 70:een koekalastusruutuun, joista satunnaisesti valittiin 25 koealaa. Tällä paitsi varmistettiin havaintojen riippumattomuus, myös pyrittiin saamaan mahdollisimman kattava kuva Märkjärven kalastosta. Koealoista 11 kpl sijaitsi 0ñ3 metrin syvyysvyöhykkeellä, 12 kpl 3ñ10 metrin syvyysvyöhykkeellä ja 2 kpl 10ñ20 metrin syvyysvyöhykkeellä. Lisäksi 3ñ10 metrin syvyysvyöhykkeen verkot jaoteltiin seuraavasti: pintaverkkoja 4 kpl ja pohjaverkkoja 8 kpl. 10ñ20 metrin syvyysvyöhykkeen verkoista toinen asetettiin pintaan ja toinen väliveteen. 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. Märijärven vuoden 2013 verkkokoekalastusten koeverkkojen sijainnit.

Koekalastusten tulokset olivat suurilta osin yhteneväisiä aikaisempien vuosien havaintojen kanssa. Saalista koekalastuksissa kertyi yhteensä liki 55 kg (2231 kpl), yksikkösaaliin ollessa 2192,8 g/verkko ja 89,2 kpl/verkko. Suurimman osan saaliista muodostivat särkikalat ja ahven (Kuva 2).



Kuva 2. Mätkjärven vuoden 2013 verkkokoekalastusten yksikkösaaliit.

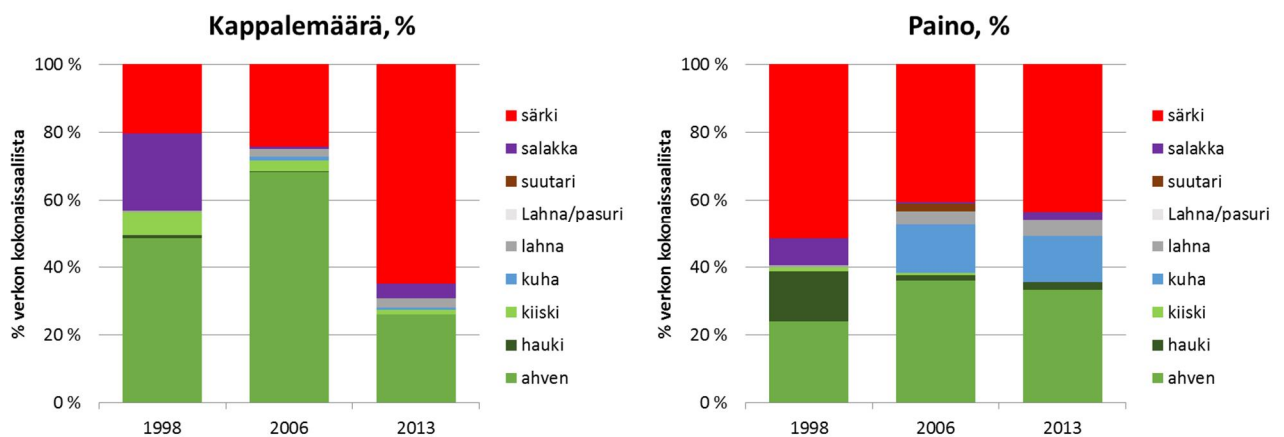
Painomääräisesti tarkasteltuna suurimman osuuden saaliista muodostivat särki 44 %:n osuudella. Ahvenen osuus saaliin biomassasta oli 33 %. Lukumääräisesti lajisuhteita tarkasteltaessa särkikalojen suhteellinen osuus kasvaa, sillä kappalemääräisesti tarkasteltuna särjen osuus oli 65 %, ahvenen osuuden jäädessä 26 %:iin kokonaissaaliista. Petokalojen (> 15 cm ahven, kuha ja hauki) osuus saaliista oli hyvä, noin 47 %:n osuudella. Tähän vaikutti positiivisesti suurten ahventen iso lukumäärä, joka kohotti niiden biomassaosuutta (31 %) korkeaksi (Taulukko 1).

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

Laji	Kokonaissaalis (g)	Yksikkösaalis g/verkko	Biomassaosuus %	Kokonaissaalis (kpl)	Yksikkösaalis kpl/verkko	Lukumääräosuus %
Ahven	18206	728,2	33,21	578	23,12	25,91
Hauki	1251	50,0	2,28	2	0,08	0,09
Kiiski	79	3,2	0,14	30	1,2	1,34
Kuha	7430	297,2	13,55	18	0,72	0,81
Lahna	2726	109,0	4,97	58	2,32	2,6
Lahna/pasuri	3	0,1	0,01	3	0,12	0,13
Salakka	1245	49,8	2,27	96	3,84	4,3
Särki	23881	955,2	43,56	1446	57,84	64,81
Yhteensä	54821,0	2192,8	100,0	2231	89,2	100,0
Ahvenkalat	25715	1028,6	46,91	626	25,04	28,06
Särkikalat	27855	1114,2	50,81	1603	64,12	71,85
Ahven >15 cm	17078,3	683,13	31,15	125	5	5,6
Petokalat	8681	347,24	15,84	20	0,8	0,9

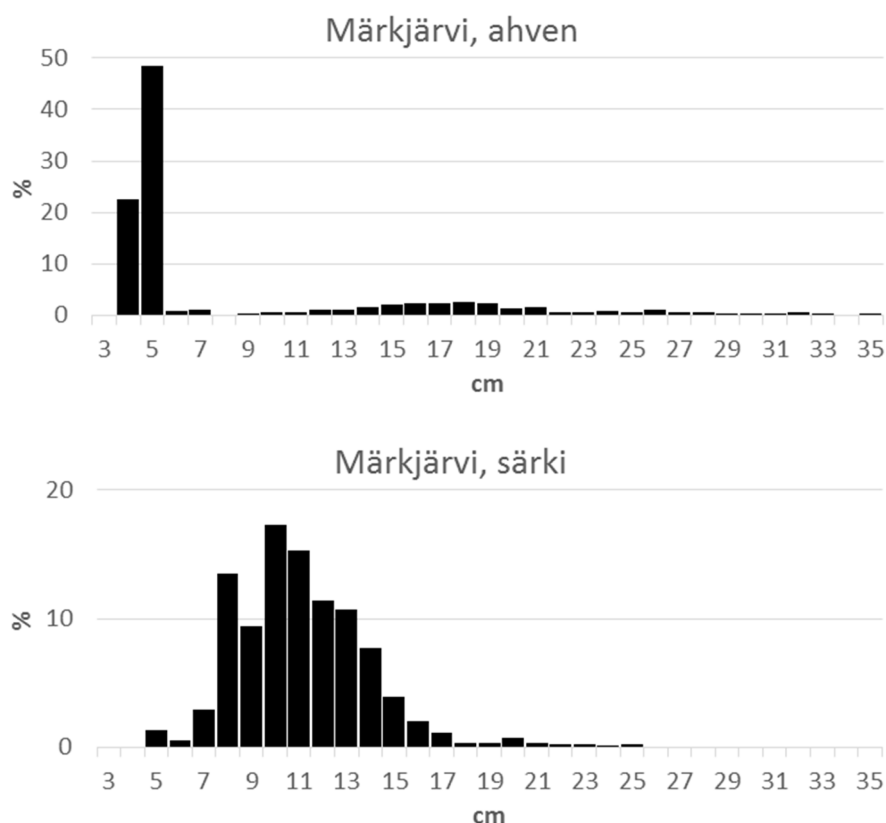
Vertailtaessa vuoden 2013 koekalastusten tuloksia aikaisempien vuosien tuloksiin (1998 ja 2006) on selkeästi havaittavissa, että kappalemääräisesti tarkasteltuna erityisesti särjen

lukumäärät saaliissa ovat kasvaneet. Vastaavasti taas biomassaosuuksia tarkasteltaessa voidaan huomata, että särjen biomassaosuus saaliista on 2000-luvulla lievästi jopa pienentynyt. Tämä tarkoittaa sitä, että särkien määrä on kasvanut, mutta keskikoko pienentynyt. Ahvenen lukumääräinen osuus saaliista on taas puolestaan laskenut, mutta biomassaosuus on pysynyt kohtuullisen hyvin samalla tasolla koko tarkkailujakson ajan. Tämä viestii siitä, että ahventen keskikoko olisi tarkkailujakson aikana kasvanut. Yksikkösaaliit ovat puolestaan laskeneet, kun vertaillaan vuotta 2006 vuoteen 2013 (n. 2800 g/verkkovrk vs. 2192 g/verkkovrk). Tähän tulokseen kuitenkin vaikuttaa se, että vuonna 2006 yksikkösaaliisiin laskettiin mukaan ainoastaan matalampien syvyysvyöhykkeiden saalis. Vuoden 2013 yksikkösaaliissa on mukana kaikkien syvyysvyöhykkeiden saalis (Kuva 3). Vuoden 2013 yksikkösaaliin alhaisuuteen vaikuttaa kuitenkin se, että osa koeverkoista oli osittain hapettomalla alueella, mikä sai aikaan sen, että verkoissa oli hyvin vähän saalista.



Kuva 3. Lajien väliset kappalemäärä- ja biomassasuhteet Märkjärvellä vuosina 1998–2013.

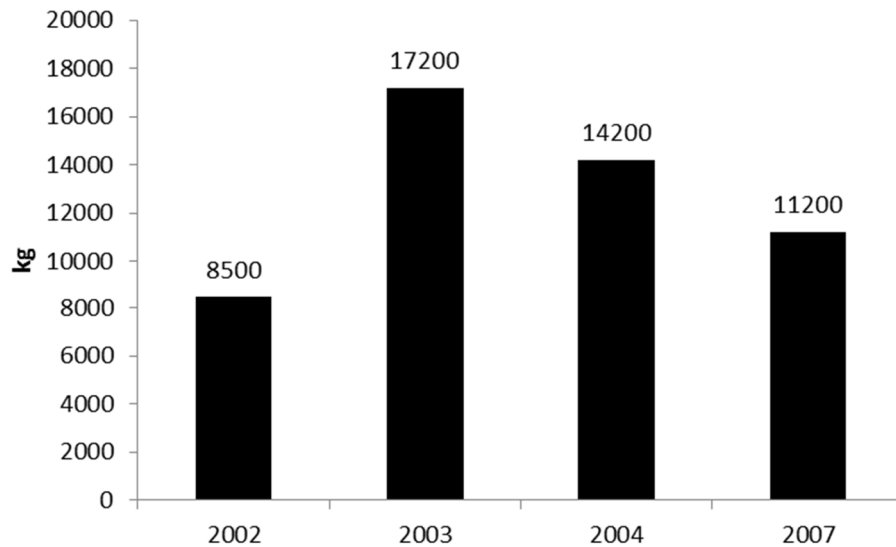
Koeverkkokalastusten saaliin pituusjakaumia tarkastellessa voidaan havaita, että särki on Märkjärvessä kohtalaisen pienikokoista. Suurin osa mitatuista kaloista sijoittui pituusluokkiin 7–13 cm. Ahvenen osalta koekalastuksissa havaittiin hyvin vahvat poikasluokat. Erittäin pientä, yksikesäistä ahventa oli saaliissa erittäin runsaasti. Myös isoa petoahventa oli saaliissa kohtalaisesti, mutta yksikesäisten ahventen osuus mitatuista yksilöistä oli peräti noin 70 % (Kuva 4).



Kuva 4. Märkjärven vuoden 2013 koekalastusten saaliin pituusjakaumat ahvenen ja särjen osalta.

2.3 SUORITETUT HOITOKALASTUKSET

Märkjärvellä on suoritettu hoitokalastuksia myös 2000-luvulla (2002–2007). Suurin osa hoitokalastuksista on tehty ammattilaisten toimesta. Hoitokalastusten saaliit ovat liikkuneet 8500 – 17 200 kg:n välillä (Kuva 5), ja näin ollen poistetun kalabiomassan määrä on vaihdellut välillä 20,1 – 40,6 kg/ha. Kalamäärää voidaan pitää hyvinä hoitokalastusta ajatellen, mutta tehokalastuksella haettuja vedenlaadun muutoksia ko. saalismäärillä saavutetaan todennäköisesti vain vähän. Kalaston rakenteen muutosta suoritettut hoitokalastukset ovat kuitenkin edistäneet positiiviseen suuntaan ja auttaneet osaltaan ylläpitämään vallitsevaa vedenlaadun tasoa. Esim. suurten petoahventen määrän on havaittu hoitokalastusten jälkeen lisääntyneen.



Kuva 5. Mätkjärven hoitokalastusten saaliit vuosilta 2002–2007.

2.4 MÄTKJÄRVEN ISTUTUKSET

Mätkjärveen on suoritettu istutuksia lähinnä osakaskuntien toimesta. Istutuksissa on käytetty lajina ainoastaan kuhaa. Taulukossa 2 on listattuna Mätkjärvellä viime vuosina tehtyjä istutuksia. Tiedot on poimittu ELY-keskuksen ylläpitämästä istutusrekisteristä.

Taulukko 2. Mätkjärvellä suoritettut kalanistutukset vuosina 2005–2009.

Istutusaika	Laji	Ikä	Kpl
28.8.2005	Kuha	1k	2000
28.8.2005	Kuha	1k	2000
15.9.2006	Kuha	1k	3000
15.9.2006	Kuha	1k	1850
15.9.2006	Kuha	1k	1000
19.9.2007	Kuha	1k	3000
3.10.2007	Kuha	1k	1000
10.9.2008	Kuha	1k	700
23.9.2009	Kuha	1k	2000

Kuhakanta Mätkjärvestä onkin kehittynyt istutusten myötä kohtuulliseksi, ja myös luontaista lisääntymistä on havaittavissa.

3 SUOSITUS MÄRKJÄRVEN HOITOKALASTUKSESTA

Aikaisempien vuosien hoitokalastuksista ja petokalaistutuksista huolimatta voidaan katsoa, että Märkjärvellä on edelleen tarvetta kalaston rakenteen muokkaamiselle. Koekalastuksissa tavattiin runsaasti pientä särkeä ja ahventa. Toisaalta myös isompaa ahventa, petoahventa, on järvessä kohtuullisesti, samoin kuin muita petokaloja, lähinnä kuhaa. Haukia saaliiksi saatiin vain kaksi. Varsinkin särkikanta on kokojakaumaltaan sangen pienikokoista, mikä viestii särjen osalta ylitiheästä kannasta. Ahvenen kohdalla tilanne ei välttämättä ole niin yksioikoinen. Järvessä on kohtuullinen määrä petoahventa, mutta toisaalta pienten, yksikesäisten ahventen lukumäärä oli todella huomattava. Vaarana onkin, että myös pientä ahventa on liikaa, jolloin ravintokilpailu tiivistyy lajin sisällä. Sitä korostaa myös särjen suuri määrä järvessä. Järven kuhakannat ovat hyvässä kunnossa. Toisaalta taas haukea ei koekalastuksissa juurikaan tavattu. Petokalojen osuus koekalastuksissa oli kohtuullisen suuri (petoahventen ansiosta), mutta se yksistään ei näyttäisi riittävän ylläpitämään tasapainoa kalaston rakenteessa.

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

Taulukko 3. Hoitokalastuksen tarvetta ilmentävät raja-arvot ja Märkjärvellä 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
Märkjärvi	2,192 kg	89,24 kpl	50,81 %	46,99 %	pieni	0,501	säännöllinen

Koekalastuksissa kesällä 2013 havaitut kalamäärät olivat Märkjärvellä kohtalaiset. Kilomääräinen saalis ylitti raja-arvon, mutta kappalemääräinen saalis ei yltänyt raja-arvoon. Samoin särkikalojen osuus saaliista jäi jonkin verran raja-arvosta. Petokalojen osuus saaliista oli puolestaan hyvä. Petokalojen osuus Märkjärvellä onkin suositukseen nähden erittäin hyvä. Toisaalta taas koekalastuksissakin havaittiin, että pientä ahventa on myös järvessä erittäin runsaasti, samoin särkeä on runsaasti, ja se on kohtuullisen pienikokoista. Kokonaisfosforin ja klorofylli-a:n suhde on myös korkea, mikä osaltaan puoltaa tehokalastuksen tarvetta. Märkjärvellä on myös havaittavissa säännöllisiä sinileväkukintoja. **Em. tietojen perusteella suosituksemme on, että Märkjärvellä on perusteltua suorittaa teho- ja hoitokalastuksia osana järven kunnostustoimia.**

3.1 TEHO- JA HOITOKALASTUKSEN TAVOITTEET JA TOIMENPITEET

Märkjärven 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 Märkjärven 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 tilaa 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 halutaan, että tehokalastuksilla on vaikutusta vedenlaatuun 1–2 vuoden ajanjaksolla, Etelä- ja Keski-Suomen rehevissä järvissä, joissa fosforipitoisuus on alle 50 µg/l, järkevä saalistavoite vuodessa on 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).

Märkjärven pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat vaihdelleet viime vuosina 8–25 µg/l välillä (viiden vuoden kesäajan keskiarvo päälysvedessä 18 µg/l). Märkjärven fosforipitoisuudet ovat siis ainoastaan lievästi rehevällä tasolla. Tämä ja koekalastuksen tulokset huomioiden on järkevää asettaa tehokalastusten saalistavoitteeksi 50 kg/ha/vuosi. Tehokalastusvaiheen jälkeen seuraavan, saavutettua kalakannan rakenteen muutosta tukevan hoitokalastusvaiheen saalistavoitteeksi on järkevää asettaa 15–25 kg/ha/vuosi. Saalistavoitteet on hyvä asettaa maltillisesti, sillä kalaston rakenteen osalta Märkjärven tilanne ei ole mitenkään erityisen huolestuttava. Pientä kalaa järvessä on paljon, mutta toisaalta myös petokaloja kohtuullisen runsaasti. Kalaston päälajit ovat ahven (paljon pientä, mutta myös isoja) ja särki (pienempi) ja esimerkiksi lahnakanta ei ole mitenkään suuri. Märkjärven (423 ha) kohdalla nämä saalistavoitteet tarkoittavat seuraavia tasoja: tehokalastusvaiheessa n. 22 000 kg/vuosi ja hoitokalastusvaiheessa n. 6300 – 10 500 kg/vuosi. Lisäksi teho- ja hoitokalastukset tulisi nimenomaan kohdentaa pienikokoisiin särkikalakantoihin ja pieneen ahveneeseen. Taulukossa 4 on esitetty ehdotus tarkennetusta teho- ja hoitokalastusten toteutussuunnitelmasta. Hoitokalastuksissa voi myös pitää taukoja, jonka aikana voidaan tarkkailla kalakantojen kehittymistä ja yleistä tilaa, sekä sen

jälkeen jatkaa hoitokalastuksia tarpeen mukaan. Suunnitelmia on myös syytä tarkistaa, mikäli havaitaan oleellisia muutoksia vallitsevissa olosuhteissa.

Taulukko 4. Ehdotus Märkjärven teho- ja hoitokalastusten toteutussuunnitelmaksi.

1.VUOSI	2.VUOSI	3.VUOSI	4. VUOSI	5.VUOSI	6.VUOSI
Tehokalastus 22 000 kg	Tehokalastus 22 000 kg	Tauko/Seuranta	Hoitokalastus 6 300-10 500 kg	Hoitokalastus 6 300-10 500 kg	Seurantavaihe

3.3 PYYNTIMENETELMÄT

Teho- ja hoitokalastusten 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, nuottaus, talvinuottaus, 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
Talvinuottaus	·talvi	·särkikalat	·ammattikalastus
Nuottaus	·syksy	·parveutuvat särkikalat (särki, lahna, pasuri), pieni ahven	·ammattikalastus
Rysäpyynti	·kevät, alkukesä	·salakka, pienet särkikalat, pieni ahven, suutari, rutana	·ammattikalastus, talkootyö ohjattuna
Katiskapyynti	·koko avovesikausi	·särkikalat, pieni ahven	·talkootyö

Märkjärvelle parhaiten soveltuvat pyyntimuodot ovat talvinuottaus, nuottaus, rysäpyynti ja katiskapyynti. Troolaus on yleisesti koettu kustannustehokkaaksi pyyntimuodoksi, mutta Märkjärven pienen koon vuoksi menetelmän käyttö järvellä ei ole suositeltavaa.

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. Märkjärvellä esiintyy luontaisesti perinteiset petokalalajit, kuten esim. hauki, kuha ja ahven. Suurikokoista, yli 15 cm:n ahventa on järvessä kohtuullisesti, samoin myös kuhakannat ovat kohtuullisessa kunnossa istutustoiminnan ja osittain luonnollisen lisääntymisen kautta. Kuhakannan hyvinvointia voikin tukea jatkossa tuki-istutuksilla, jotta varmistetaan elinvoimaisen kuhakannan säilyminen Märkjärvessä.

Haukikanta Märkjärvellä ei ole koekalastusten perusteella kovinkaan vahva. Toki järvestä haukea löytyy, mutta suurta roolia kalakannassa se ei esitä. Varsinkaan ison hauen tärkeyttä hyvinvoivassa kalayhteisössä ei voi olla korostamatta liikaa, joten haukikannan vahvistamiseksi hauen vasta kuoriutuneiden poikasten (vk-poikasten) istuttamista tuleekin Märkjärvellä 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 kuhankannoissa kuhan alamitan on hyvä olla vähintään 45 cm, ja käytettävien verkkojen silmän solmuvälin 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 Märkjärvelle. 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 tuohon väliin asettuvia kaloja. Tällä turvattaisiin niin pienten haukien kasvua että suurten haukien olemassaoloa. Suurten haukien suojeleminen on ensiarvoisen tärkeää niiden suuren lisääntymispotentiaalin ja hyvälaatuisten poikasten tuottokyvyn takia, sekä siksi, että ne ovat ainoita kaloja kalayhteisössä, jotka pystyvät käyttämään ravinnokeeseen suurikokoista (yli 15 cm:n) 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 välittämääräyksen asettaminen järville on mahdollista. Nykyisen lain puitteissa ko. toimenpide voidaan asettaa voimaan ainoastaan suosituksena.

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. Seurantaa voi tehdä mm. hoitokalastusten saaliiden 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 by fish: issues of concern in biomanipulation lakes. *Restoration Ecology* 6: 20-28.
- Levänen, A. 1996. Hoitokalastus 1996 *ñ* Arrajärvi, Märkjärvi, Sääskjärvi, Urajärvi. Iitin kunta. Iitti.
- Levänen, A. 1998. Märkjärven ja Urajärven koekalastukset 1998. Iitin kunta. Iitti.
- Mäntynen, J. 2006. Märkjärven koeverkkokalastukset vuonna 2006. Tutkimusraportti no 79/2006. Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Kouvola.
- Sammalkorpi, I. & Horppila, J. 2005. Ravintoketjukurinnot. Teoksessa Järvien kunnostus. Ympäristöopas. Ulvi, T. & Lakso, T. (toim). 2005. 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

MÄRKJÄRVEN NIITTOSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 259/2014

Laura Kokko



YLEISTÄ

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Märkjärven kunnostussuunnitelmaa. Iitin Märkjärvellä tehtiin 27. ja 30.6.2014 yleispiirteinen kasvillisuuskartoitus, jonka tarkoituksena oli niittosuunnitelman laatiminen. Järven kasvillisuuskuvaukset on esitelty liitteessä 1.

Märkjärven rannat ovat monin paikoin nopeasti syveneviä ja suoraan metsämaahan rajoittuvia, minkä vuoksi järven vesi- ja rantakasvillisuus on kohtalaisen niukkaa. Järviruoko on suuressa osassa järveä rannan valtalaji, mutta kasvustot ovat kapeita, ulottuen useimmiten korkeintaan viitisen metriä rannasta avovettä kohti. Tämän vuoksi myös järven niittotarve nykyisellään on vähäinen. Jonkin verran ilmaversoisista lajeista esiintyy myös järvikortetta ja -kaislaa. Kelluslehtisiä, kuten uistinvitaa, ulpukkaa, vesitatarta, siimapalpakkoa ja järvisätkintä löytyy rantavyöhykkeestä laajalti. Uposkasveista järvelle tyypillisimpiä ovat ahvenvita ja pikkupalpakko. Järvellä esiintyy paikoittain myös vesiruttoa, minkä vuoksi järven kunnostustoimenpiteissä on oltava varovainen. Jos järvirutto silpoutuu esimerkiksi niitettäessä, se jatkaa kasvuaan pienistäkin palasista ja voi runsastua hyvin nopeasti muodostuen ongelmaksi.

Märkjärven alueella on runsaasti kesä- ja myös ympärivuotista asutusta ja järven kalastus- ja virkistysarvo on merkittävä.

NIITON PERIAATTEET

Niitot toteutetaan mahdollisuuksien mukaan heinäkuun puolivälin ja elokuun puolivälin välisenä aikana, jolloin järviruon juurakkoon varastoituneiden ravinteiden määrä on alhaisimmillaan ja niitto siten tuloksekkainta. Heinä-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 järviruon tapauksessa on tärkeää, että niitto toistetaan useaan kertaan, mieluiten vähintään 3-4 vuotena peräkkäin. Vain näin aikaansaadaan pysyvämpi tulos. Niitto on sitä tuloksellisempaa, mitä lähempää pohjaa se tehdään. Koska Märkjärvellä kuitenkin esiintyy niitossa silpoutuvista palasista helposti leviävää vesiruttoa, niitto on tässä tapauksessa

tehtävä vedenpinnan yläpuolelta, jolloin ongelmaksi helposti kehittyvän vesiruton 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 ulpukan ja lumpeen, 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. Märkjärvellä tähän ei kuitenkaan ole ainakaan toistaiseksi tarvetta.

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.

MÄRKJÄRVEN NIITTOKOhteET

Yleisesti ottaen niittotarve Märkjärvellä on vähäinen eikä erityisen akuutti. Ensisijainen niittokohde on Kymentaanlahti järven itäosassa, toissijaisia mahdollisesti niitettäviä alueita ovat Nikinlahti ja Jokilahden pohjukka. Jälkimmäisissä ruovikko ei kuitenkaan ole levinnyt kovin laajaksi, joten tässä vaiheessa tilanteen seuraaminen lienee paras vaihtoehto ja niitot tulevat kysymykseen tarvittaessa myöhemmin vuosina.

Edellä mainitun Kymentaanlahden koneniittokohteen ulkopuolella maanomistajat huolehtivat itsenäisesti mökki- ym. rantojen käsinniitosta tapauskohtaisesti ja tarpeen mukaan. Kuvassa 1 esitetyn niittokuvion muoto on suuntaa-antava ja toteutetaan käytännössä niittoteknisissä rajoissa soveltaen. Kuvioiden täsmällistä kokoa ja muotoa olennaisempaa on noudattaa edellä esitetyjä niiton yleisperiaatteita.

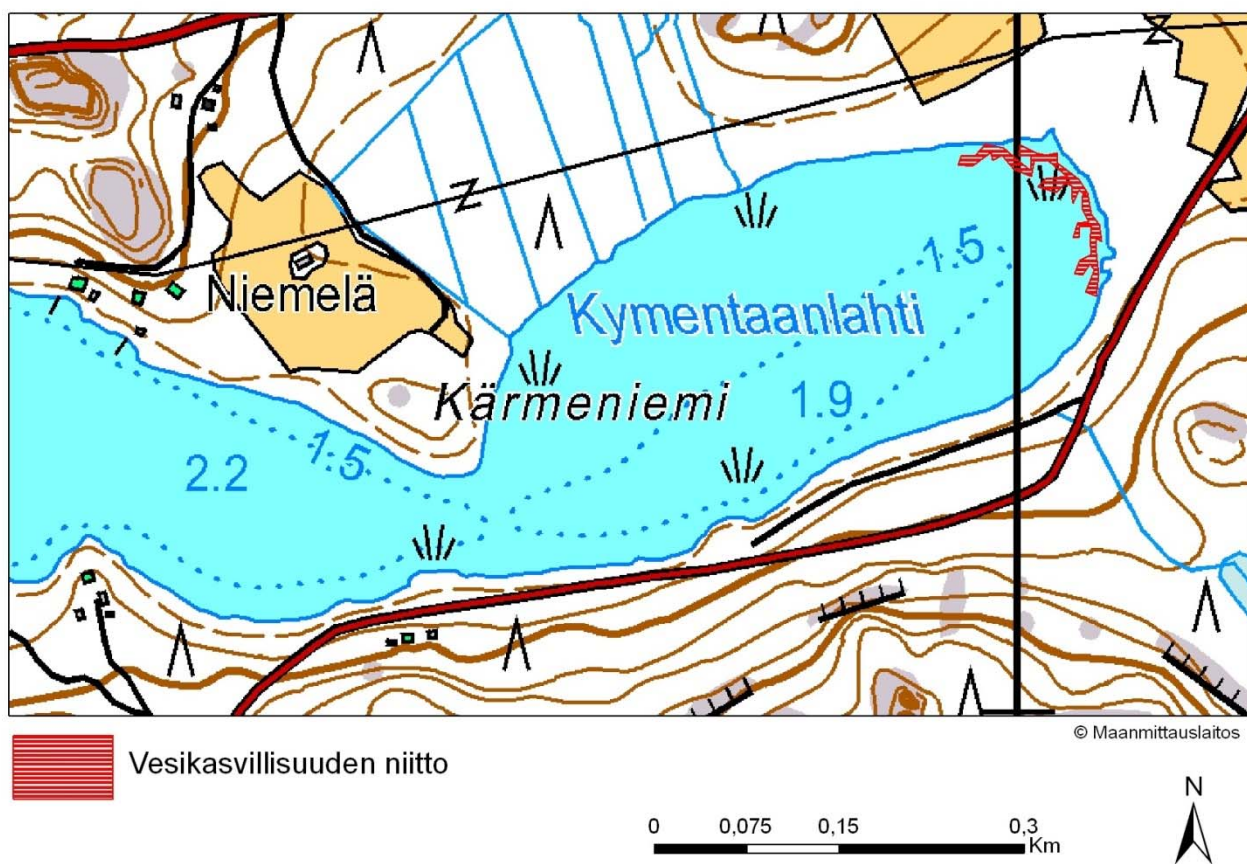
KYMENTAANLAHTI

Kymentaanlahti Märkjärven itäosassa on matala ja paksulta liejupohjainen. Ruovikko ulottuu rannasta 3–10 metrin etäisyydelle avoveden suuntaan. Kelluslehtisistä lajeista runsain on ulpukka, lisäksi esiintyy muun muassa uistinvitaa ja siimapalpakkoa sekä uposkasveista pikkupalpakkoa, rusko- ja kiehkuraärviää ja vesiruttoa. Paikoin Kymentaanlahden ranta on luhtaista: lajistoon kuuluvat esimerkiksi luhta-, pullo- ja jouhisara, luhtakastikka, kurjenjalka ja myrkkyykeiso.

Kymentaanlahdessa niitetään lahdenpohjukan ruovikkoon polveilevaa, rannansuuntaista väylää ja sen yhteyteen niittokuviota monimuotoistavia avoimia lampareita mahdollisuuksien mukaan. Tavoitteena on ehkäistä lahden umpeenkasvua ja lisätä samalla alueen luonnon- ja virkistysarvoja.

Edellä mainitun lisäksi Kärmeniemen kapeikon alueella kasvavaa ruovikkoa pidetään silmällä ja niitetään, mikäli kasvillisuus uhkaa kaventaa avovesialuetta liiallisesti. Tarkoituksena on huolehtia kapaikon pysymisestä avoimena ja siten veden virtauksesta Kymentaanlahden ja muun Märkjärven välillä.

Kymentaanlahdessa niitettävä ala on kooltaan noin 0,2 hehtaaria.



Kuva 1. Kartta Kymentaanlahden 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 sijainti on esitetty liitekuvissa 1 ja 2.

1) Kapea ruovikko (ulkoraja n. 3 m rannasta, veden syvyys ulkorajalla 1,5–2 m). Ranta syvenee nopeasti. Ruovikon edustalla ulpukka (peittävyys paikoin poukamissa 10 %), ahvenvita (paikoin 5 %), järvikorte (paikoin), järvisätkin, vita sp., siimapalpakko. Anttilan tilan edustalla myös nuottaruoho, ruskoärviä, rantaluikka. Mökkien edustoilla paikoin kasvillisuutta poistettu.

2) Avainniemen alueella vesitatar (peittävyys 10 %), ulpukka (10 %), siimapalpakko, pikkupalpakko, rantaluikka, sarat.

3) Ruovikko (60 %, ulkoraja 5 (–10) m rannasta). Myös varsta- ja pullosara, järvikorte, (kapea)osmankäämi, uistinvita, ahvenvita, ulpukka, siimapalpakko.

4) Muutama ruokolaikku (ulkoraja 3–5 m rannasta), joiden joukossa järvikaislaa, (kapea)osmankäämiä ja ulpukkaa. Rannassa kauttaaltaan näiden ulkopuolellakin kapea ruovikkovyöhyke.

5) Lahdelmassa runsaasti uistinvita (paikoin lähes 100 %), jonka alueella veden syvyys 1–2 m. Rannassa pullosaraa.

6) Kapea järviruokovyöhyke rannassa. Edustalla paikoin ahvenvita, ulpukkaa, siimapalpakkoa.

7) Nikinlahti. Matala (hieman yli 1 m) lahdenpohjukka, runsaasti kelluslehtisiä ja uposkasveja. Uistinvita, ahvenvita, ulpukka, järvisätkin (paikoin runsaampia, n. 10 %). Myös siimapalpakko, palpakko sp. Rannassa ruovikkoa (40 %, ulkoraja (3–)5–7(–10) m rannasta, veden syvyys ulkorajalla n. 1 m), paikoin saraikkoa.

8) Lahdelman pohjukka muuta aluetta ruovikkoisempi (peittävyys 70–80 %, ulkoraja 3–5 m rannasta). Ulpukka (10 %), siimapalpakko. Kirkkomäen länsipuolen mökkien edustoilta ruovikkoa niitetty. Märkjärven länsiosaan vievä kannas kapeimmillaan Kirkkomäen ja Vähävuoren välillä, syvyyttä kuitenkin 3,2 m. Vähävuoren kohdalla laajahko vesitatar kasvusto.

9) Märkjärven etäisen osan länsirannassa saraikkoa (mm. varsta- ja jouhisara), järvikortetta, myös järviruokoa (niukemmin). Avovedessä ahvenvita, siimapalpakko, järvisätkin. Paikoin

tervaleppiä ja pajukkoa rantaan asti.

10) Suursarat ja järviruoko (50/50 %, ulkoraja 1–5 (–10) m rannasta). Myös ulpukka (5 %), järvikorte, uistinvita, ahvenvita, siimapalpakko, järvisätkin, ulpukka. Lisäksi laajahko vesitarkasvusto (veden syvyys kasvuston alueella n. 1–1,5 m) saraikon/ruovikon edustalla. Rannassa myös suomyrtti, pajut, tervaleppä.

11) Lahden perällä järvikaisla, järvikorte, sarat, järvisätkin. Vesirutto (ei kovin runsaasti, mutta leviämishuuma huomioitava myös mahdollisissa ”kotitarveniitoissa”), isovesiherne, siimapalpakko, pikkupalpakko, ulpukka, uistinvita, ahvenvita. Mikään laji ei selvästi dominoi. Mökin ympäristössä ruovikko, mökin edusta niitetty.

12) Usakanlahti. Ulpukka (10–20 %), ulompana uistinvitaa noin 1,5 m syvyisessä vedessä. Alle metrin syvyydessä vesiruttoa (niukasti). Usakanlahden ja Römänsaaren välinen alue: vrt. kohde 9.

13) Rannassa kapea ruovikko (3–5 m). Myös saroja, järvikaislaa, ulpukkaa, siimapalpakkoa. Pellon ja järven välissä tiheä pajukko.

14) Kymentaanlahti. Matala, paksult savi- ja liejupohjainen lahti, pohjassa paikoin vihreää, limamaista levää. Ruovikon ulkoraja rannasta vaihtelee 3 ja 10 m välillä. Kelluslehtisten valtalajina ulpukka (10 %), myös uistinvita, siimapalpakko, pikkupalpakko, palpakko sp., järvisätkin. Aivan lahden perällä pohjassa vesiruttoa, rusko- ja kiehkuraarviää, paikoin vesisammalia. Veden syvyys ruovikon ulkorajalla 0,6 m, kelluslehtisten ulkorajalla 1,6 m. Paikoin lahden pohjukassa luhtaisuutta: luhta-, pullo-, jouhisarat, (kapea)osmankäämi, suoputki, myrkkukeiso, järvikorte, kurjenjalka, luhtakastikka, pajut. Kymentaanlahden etelärannassa ensimmäiseltä mökiltä länteen edettäessä ruovikko harvenee ja lopulta päättyy. Rantalajistossa tällöin suovehka, järvikorte, kurjenmiekka.

15) Pikkupalpakko (pohjassa aikoin 30 %), järvisätkin, sarat, järvikorte. Syvyys kasvustojen alueella 0,5–1,2 m. Järviruokoa vain niukasti. Kaarniemen kärki karu.

16) Harvaa (50 %) ruovikkoa alle 15 m etäisyydelle rannasta. Ahvenvita, järvisätkin, pikkuluikka (pinnassa ajelehtivana), laajempi rantaluikkakasvusto (10 %).

17) Palolahti. Veden syvyys n. 1 m. Ruovikko 3–5 (–7) m etäisyydelle rannasta. Järvikorte (alle 5 %), rantaluikka, uistinvita (laikku 30 %), siimapalpakko, ulpukka, vesirutto, ärviä sp. Eteläisessä niemenkärjessä nuottaruoho.

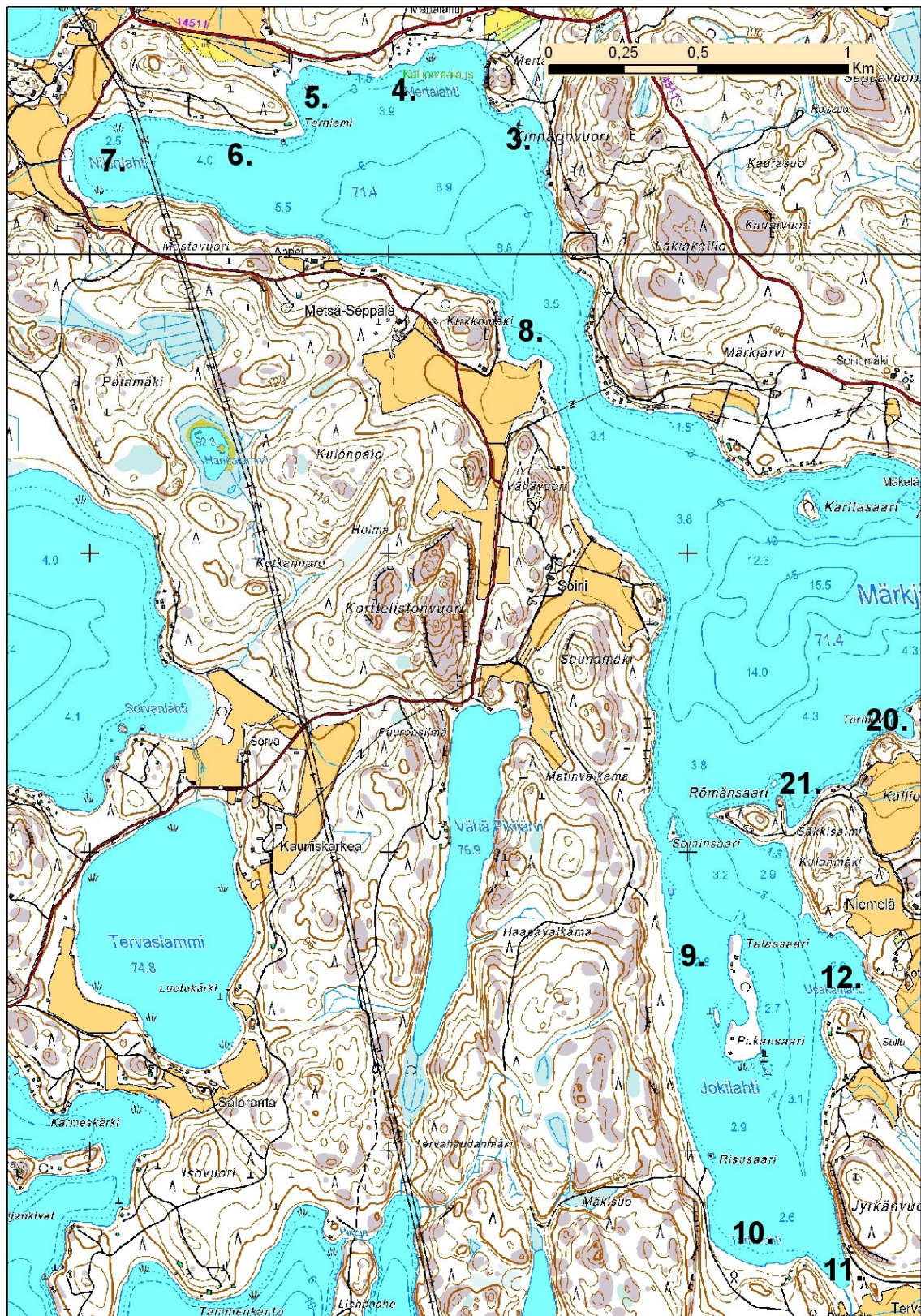
18) Aittolahti. Ruovikko n. 5 m etäisyydelle rannasta. Ulpukka paikoin 40 %, uistinvita paikoin 20 %, siimapalpakko. Vuohiniemen alueella ranta karu, kasvillisuus niukkaa.

19) Syvyys rannan tuntumassa 1,5 m. Järvisätkin (etenkin upoksissa), siimapalpakko,

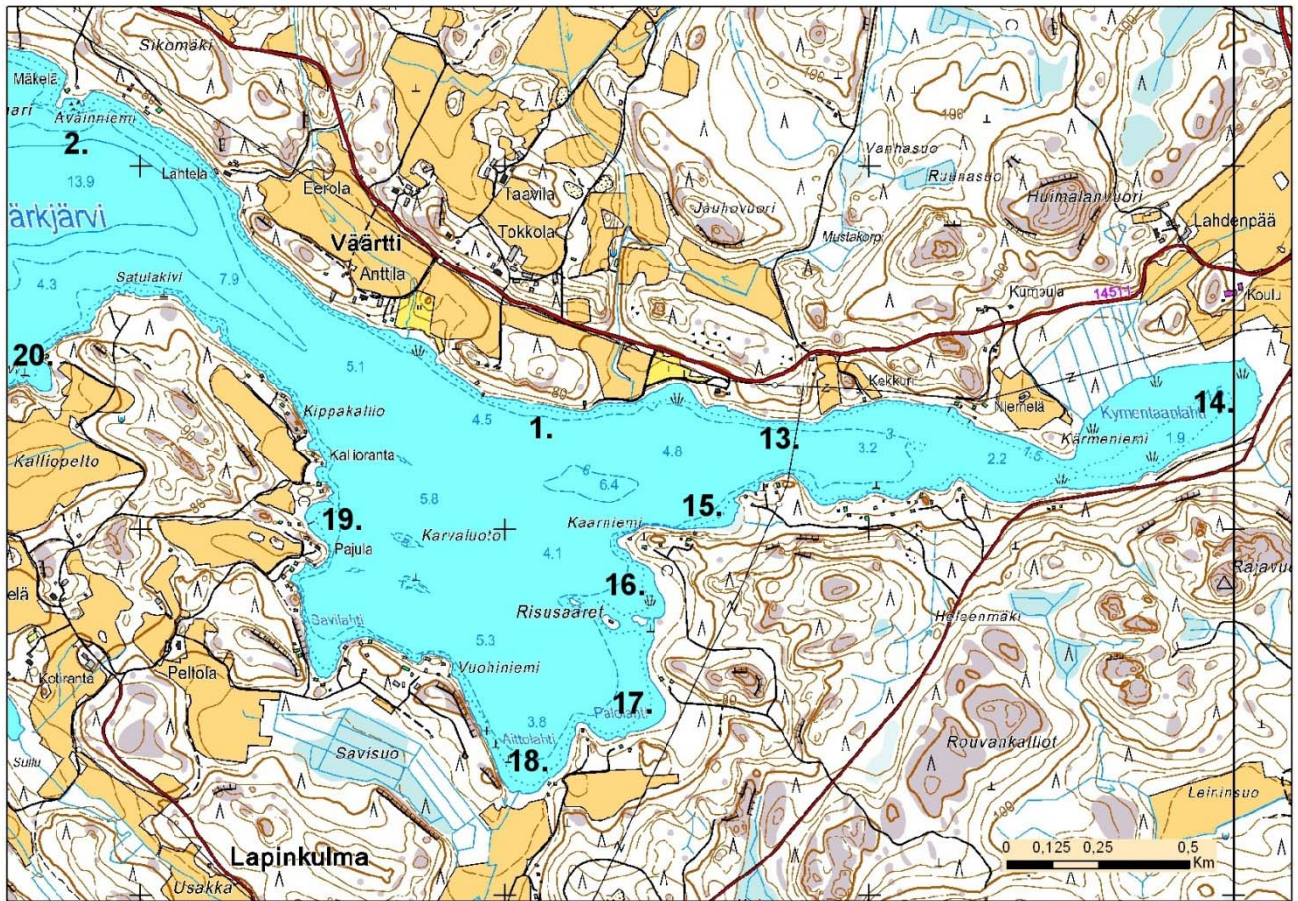
ulpukka, kapea järviruokovyöhyke rannassa. Kippakallion ja Satulakiven välinen ranta puustoinen, karu.

20) Kapealti järviruokoa (ulkoraja 2–4 m), saroja, järvikortetta, rantaluikkaa rannassa. Ulpukka (paikoin 20 %), ahvenvita, järvisätkin, vesirutto, ärviä sp.

21) Römänsaaren pohjoispuolisessa lahdelmassa hieman runsaammin vesiruttoa. Järviruokoa niukasto. Pohjassa runsaasti lehtikariketta.



Liitekuva 1. Kasvillisuuskuvauspisteiden sijainti Märkjärven länsiosassa.



Liitekuva 2. Kasvillisuuskuvauspisteiden sijainti Märkjärven itäosassa.



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

MÄRKJÄRVEN HAPPITILANTEEN PARANTAMIS- MAHDOLLISUUDET

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 260/2014

Eeva Kauppinen ja Erkki Saarijärvi
Vesi-Eko Oy Water-Eco Ltd



SISÄLLYS

1. JOHDANTO	1
2. YLEISTÄ	1
3. KERROSTUMISOLOSUHTEET, HAPPITILANNE JA SISÄINEN KUORMITUS	3
4. HAPENKULUMISNOPEUS JA HAPETUSTARVE	5
4.1 MÄRKJÄRVEN HAPETUSTARVE	7
5. LAITEMITOITUS	8
5.1 LAITEMITOITUS KESÄTILANTEESSA	9
5.2 LAITEMITOITUS TALVITILANTEESSA	10
6. VAIKUTUSARVIO	11
7. SUOSITUKSET	12
8. KUSTANNUSARVIO	12
9. YHTEENVETO	13
VIITTEET	15

1. JOHDANTO

Kymijoen alueen järvikunnostushanke tilasi lokakuussa 2014 Vesi-Eko Oy:ltä suunnitelman Märkjärven (järvinumero 14.125.1.001_001) happitilanteen parantamiseksi.

Märkjärvi valittiin tarkemman suunnittelun kohteeksi Vesi-Eko Oy:n Erkki Saarijärven heinäkuussa 2014 laatiman muistion pohjalta. Muistiossa tarkasteltiin lyhyesti ilmastuksen ja hapetuksen soveltuvuutta Kymijoen alueen järvikunnostushankkeeseen kuuluvilla järvillä. Hapetuksen soveltuvuutta tarkasteltiin arvioimalla alusveden kokonaisfosfori- ja happipitoisuuden riippuvuutta ja hapettomien alueiden tilavuutta suhteessa järven kokonaistilavuuteen. Lisäksi arvioitiin kuormituksen merkitystä vertailemalla havaittuja fosforipitoisuuksia fosforimallin ja kuormituksen avulla laskettuun pitoisuuteen.

Tässä suunnitelmassa tarkastellaan Märkjärven happitilanteen parantamismahdollisuuksia. Vedenlaatua tarkastellaan happitilanteen ja sisäisen kuormituksen kannalta. Hapetusarvetta arvioidaan heikkohappisten alueiden tilavuuden ja hapenkulumisnopeuden avulla, joko havaintoihin perustuen tai niiden puuttuessa myös kirjallisuusarvojen avulla. Lopuksi esitetään soveltuvimmat laitevaihtoehdot ja arvio laitteiden hankintahinnasta, perustamis- ja ylläpitokustannuksista.

2. YLEISTÄ

Pieniä ja keskisuuria vähähumuksisia järvityyppejä (järvityyppi Vh) edustava Märkjärvi sijaitsee Iitissä ja kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen (14). Märkjärvi kuuluu Kaakkois-Suomen ELY -keskuksen ympäristövastuualueeseen.

Märkjärven pääsyvänealueen havaintopaikalta (Märkjärvi 034) on otettu näytteitä vuodesta 1966 lähtien. Nykyisin järvi kuuluu ns. kolmen vuoden rotaatioseurantaan, jossa ELY-keskus ottaa näytteitä joka 3.vuosi. Tulokset löytyvät Ympäristöhallinnon OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelun Hertta-tietokannasta.

Märkjärvi on luodattu Kaakkois-Suomen ympäristökeskuksen (nykyinen Kaakkois-Suomen ELY) toimesta heinäkuussa 2004. Luotaustiedot löytyvät Ympäristöhallinnon Oiva- ympäristö- ja paikkatietopalvelun Hertta-tietokannasta.

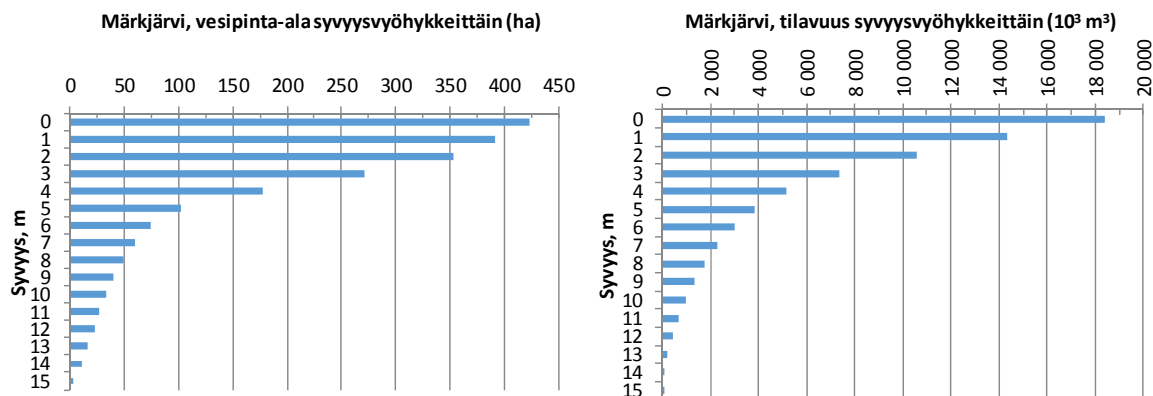
Märkjärvellä on neljä syvännettä, joista ns. pääsyväne (max. 15,6 m) sijaitsee järven keskiosassa. Märkjärven luoteisosassa on kaksi matalikon toisistaan erottamaa pienempää syvännettä, joiden maksimisyvyys on noin 9 m. Kaakkoisosassa on lisäksi neljäs pienialainen syväne, jonka maksimisyvyys on noin 6,5 m. Märkjärvi on pinta-ala- ja tilavuussuhteiltaan laakea, alusveden tilavuuden ollessa pieni suhteessa päällysveteen. Märkjärven perustiedot on esitetty taulukossa 1 ja 2.

Taulukko 1. Järvien perustiedot (Hertta-tietokanta). Fosforimalli (Lappalainen, 1977) antaa arvion järven fosforipitoisuudesta sisäisen kuormituksen ollessa hyväkuntoisen järven tasolla.

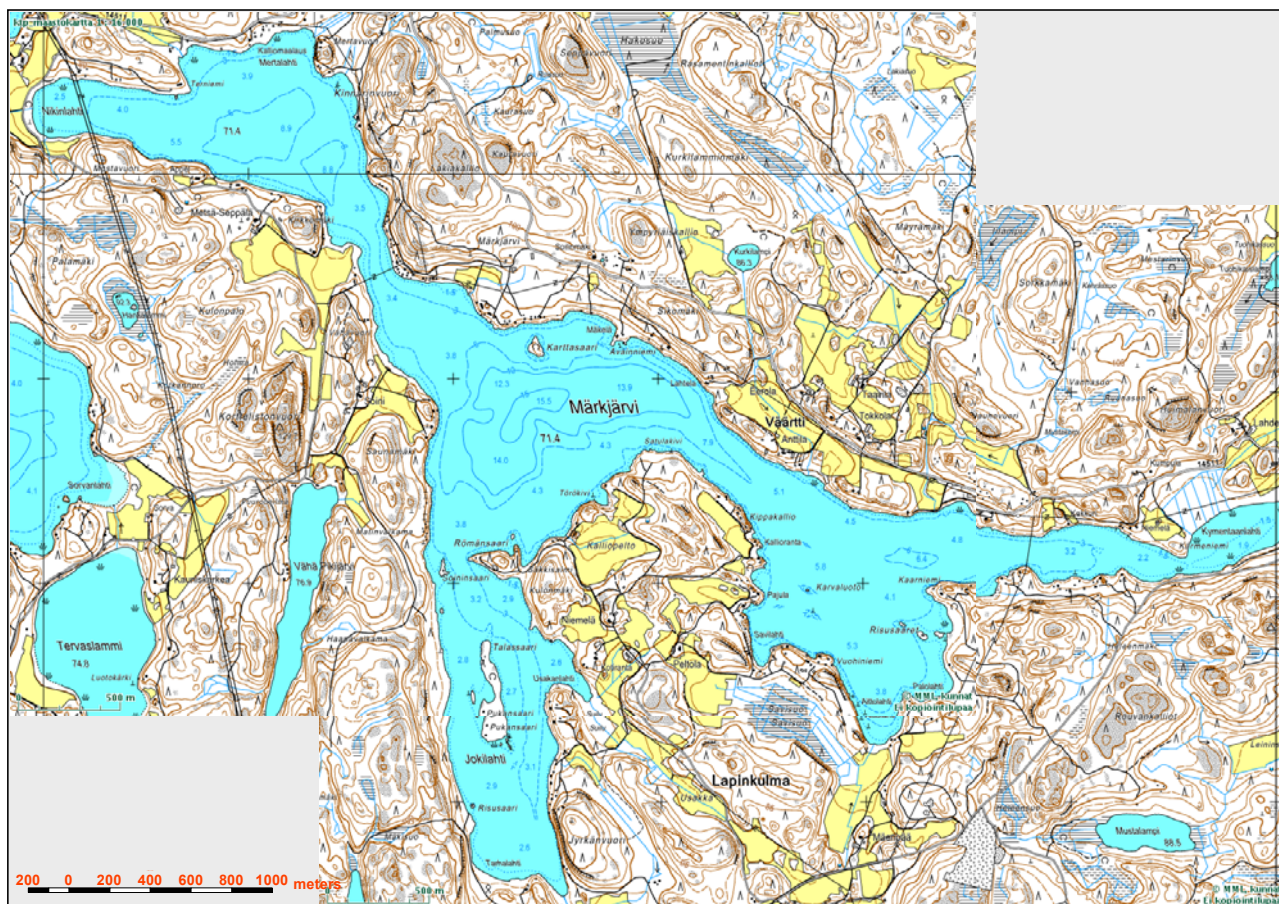
Järvi	Yksikkö	Märkjärvi 14.125.1.001
Pintavesityyppi		Vh
Keskisyvyys	m	4,35
Suurin syvyys	m	15,6
Pinta-ala	km ²	4,203
Tilavuus	m ³	18,28
Viipymä	vrk	792 (n. 2 vuotta)
Lähtövirtaama	m ³ /s	0,267
Tuleva kuormitus	kg Kok.P/vuosi	n. 850
Valuma-alue	km ²	29,58
Havaittu keskipitoisuus	1 m, Kok.P µg/l (ka. 2000-2014)	16,1
Havaittu keskipitoisuus	koko vesipatsas, Kok.P µg/l	20
Fosforimallin (Lappalainen/Frisk) mukainen fosforin keskipitoisuus	Kok.P µg/l	17

Taulukko 2. Tilavuus- ja pinta-alatiedot (Hertta-tietokanta).

Märkjärvi				
Syvyys m	Pinta-ala ha	Tilavuus m ³	Til%	Ala%
0	423,2	18 406 200	100,00	100,00
1	391,5	14 341 600	77,92	92,50
2	353,8	10 602 900	57,61	83,59
3	271,3	7 387 440	40,14	64,11
4	176,9	5 170 260	28,09	41,79
5	102,6	3 840 620	20,87	24,23
6	73,8	2 978 610	16,18	17,45
7	60,3	2 314 220	12,57	14,24
8	49,3	1 768 820	9,61	11,65
9	39,9	1 327 860	7,21	9,44
10	33,3	961 975	5,23	7,87
11	27,4	659 347	3,58	6,47
12	22,1	412 114	2,24	5,23
13	16,6	217 497	1,18	3,93
14	10,5	81 409	0,44	2,48
15	3,4	8 921	0,05	0,80



Kuva 1. Märkjärven pinta-ala ja tilavuus syvyyssvyöhykkeittäin.



Kuva 2. Märkjärvi. Maanmittauslaitos julkaisulupa nro 3441/MML/14.

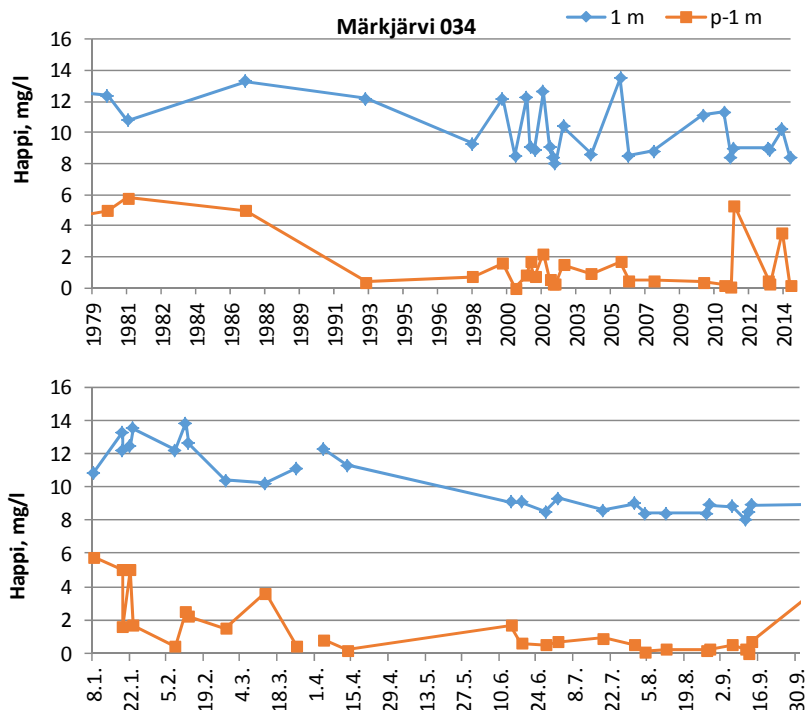
3. KERROSTUMISOLOSUHTEET, HAPPIILANNE JA SISÄINEN KUORMI- TUS

Märkjärvi kerrostuu kesäisin ja talvisin, ≥ 6 m syvyisten alueiden ollessa alusvettä. Vuosina 1998-2014 Märkjärvellä pohjanläheisen veden happiilanne on ollut huono sekä kesällä että talvella. Kesätilanne on tulosten perusteella heikompi. Kesällä pohjanläheinen vesi voi

olla hapeton jo kesäkuun lopulla. Syystäyskierron ajoittuessa syyskuun puoliväliin, voi alusveden heikkohappinen jakso kestää 2-3 kuukautta.

Heikkohappinen alue on pitkäaikaisesti 10-12 metriä syvemmällä alueilla, mutta toisinaan happitilanne on ollut heikko myös 6-8 metrin syvyydellä. Näin oli mm. heinäkuun lopulla 2013 (31.7.2013), jolloin 6 metrin syvyydellä oli happea 0,41 mg/l ja käytännössä koko alusvesi oli hapeton. Heikkohappisen alueen (≥ 6 m tai ≥ 10 m) pinta-ala vaihtelee välillä 33-74 ha (8-17,5 % kokonaispinta-alasta) ja tilavuus välillä 962 000-2 979 000 m³ (5-16 % kokonaistilavuudesta).

Happiongelmia on pääsyvänteen lisäksi havaittu myös Märkjärven luoteisosassa sijaitse-
vissa pienemmissä syvänteissä, joissa happitilanne on ollut heikko 5 m ja sitä syvemmällä
alueilla.

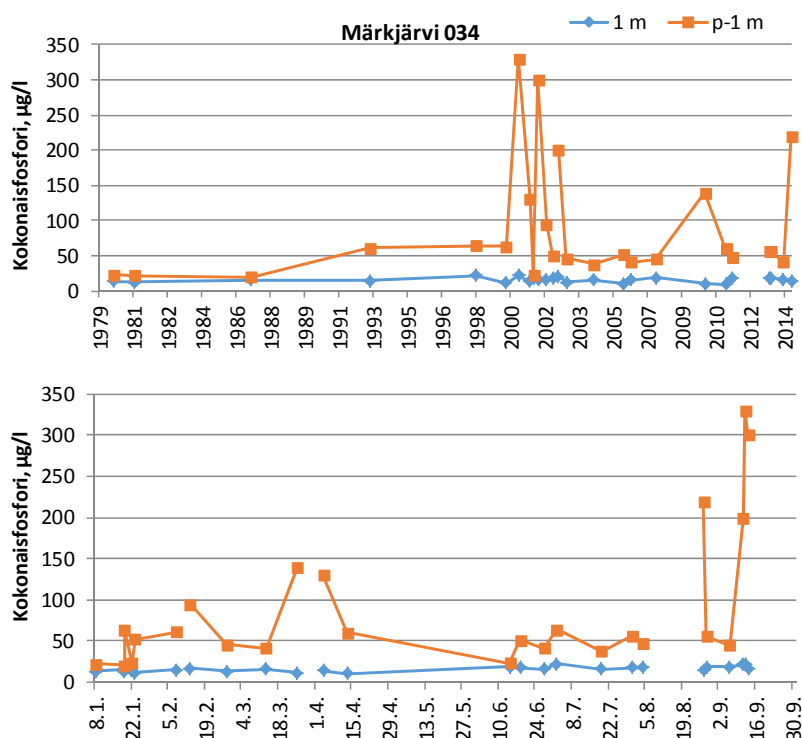


Kuva 3. Märkjärvi. Päälyysveden (1m) ja pohjanläheisen veden happipitoisuus 1979-2014.

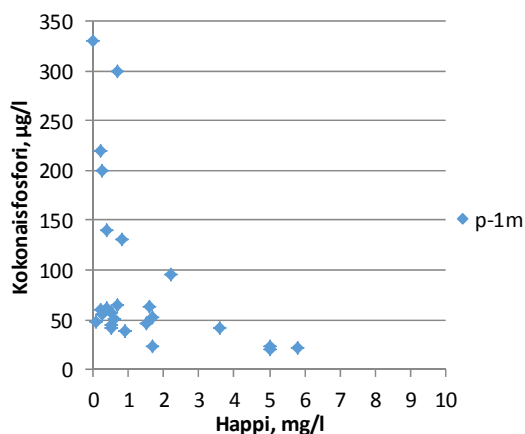
Märkjärvi on luokiteltavissa lievästi reheväksi päälyysveden avovesikauden aikaisen kokonaisfosfori- että klorofyllipitoisuuden perusteella. Päälyysveden klorofyllipitoisuus on ka. 9 µg/l (2000-2014) ja kokonaisfosforipitoisuus ka. 18,2 µg/l (2000-2014), vaihdellen välillä 15-22 µg/l. Talvella (2000-2014) päälyysveden pitoisuudet ovat olleet tasolla 10-17 µg/l (ka. 13 µg/l).

Märkjärven sedimentin ravinteidenpidätyskyky heikkenee selvästi happipitoisuuden las-
kiessa pohjan lähellä alle 2 mg/l (kuva 4). Avovesikaudella pohjanläheisen veden kokoi-
naisfosforipitoisuudet ovatkin nousseet ajoittain korkeiksi (2000-2014: 23-330 µg/l, ka.

117,4 µg/l, mediaani 53,5 µg/l). Sama ilmiö on havaittavissa myös talvella (2000-2014: 41-140 µg/l (ka. 78 µg/l, mediaani 61,5 µg/l).



Kuva 4. Mätkjärvi 034. Päällys- ja pohjanläheisen veden kokonaisfosforipitoisuus 1979-2014.



Kuva 5. Mätkjärvi. Pohjanläheisen veden kokonaisfosfori- ja happipitoisuuden suhde (1979-2014, kesä- ja talvihavainnot).

4. HAPENKULUMISNOPEUS JA HAPETUSTARVE

Mätkjärven kesä- ja talviaikaisten vedenlaatuhavaintojen perusteella ei ole mahdollista laskea luotettavasti alusveden hapenkulumisnopeutta. Samana vuonna otetut näytteet on otettu pääasiassa siten, että molemmilla kesän tai talven havaintokerroilla pohjan lähellä

on ollut happea alle 1 mg/l, tai jälkimmäisellä havaintokerralla happitilanne on ollut jo parempi. Lisäksi näytteitä on otettu usein vain yksi talvi- ja avovesikausien aikana.

Hapetustarvelaskelmien osalta on huomioitava Märkjärven tilavuussuhteet: järvi on laakea ja syvänealue on pieni. Kerrostumisajankohtana vallitsevista lämpötiloista riippuen alusveden yläosan etäisyys syvänteeseen pohjasta vaihtelee 1-2 m, muuttaen alusveden tilavuutta ja alusveden peittämien alueiden pinta-alaa merkittävästi. Myös hapettaminen muuttaa alusveden tilavuutta: hapetettaessa alusveden tilavuus kasvaa.

Hapenkulutus laskettiin kahdella eri tavalla.

1. Sedimentin kuluttama happimäärä

Hapetustarvetta pyrittiin arvioimaan laskemalla sedimentin kuluttama happimäärä, käyttäen sedimentin inkubaatiokokeissa saatuja tuloksia (Liikasen ym. 2002). Liikasen ym. mukaan rehevän Kevättömänjärven syvänealueilla hapenkulutus on hapellisissa olosuhteissa kesällä noin 890 mg/m²/d O₂ ja talvella 400 mg/m²/d O₂. Matalammilla alueilla kulutus on talvella luokkaa 170-180 mg/m²/d O₂.

Pinta-alaan perustuvat hapenkulutussopeudet on mitattu laboratoriossa sedimenttinäytteiden avulla. Mittaus perustuu läpivirtaustekniikkaan (mitataan, kuinka paljon happea sedimentin yli johdettavasta vedestä kuluu), joten saadut arvot vastaavat kohtuullisen hyvin hapettamisen aikaista hapenkulutusta.

Avovesikauden osalta hapenkulutus laskettiin alusveden kattaman pohjapinta-alan perusteella (alueet joilla happiongelmia ja hapettomuutta), käyttäen kulumisnopeutta 890 mg/m²/d O₂. Talven osalta kulutus laskettiin alusveden osalta käyttäen kulumisnopeutta 400 mg/m²/d O₂ ja matalampien alueiden osalta kulumisnopeutta 200 mgO₂/m²/d. Erilaista laskentaperustetta käytettiin siksi että kesäaikana päällysvesikerros saa happitäydennystä ilmasta, toisin kuin talvella (ainoastaan järveen virtaavien vesien mukana).

2. Alusvedestä kuluva happimäärä pitoisuusmuutoksen perusteella

Laskelma voidaan tehdä myös arvioina alusvedestä kuluvasta happimäärästä eli hapenkulumisnopeudesta.

Märkjärveltä on olemassa vain vähän saman kesän aikana tehtyjä happimittaustuloksia, joiden perusteella voitaisiin arvioida alusveden hapenkulumisnopeutta. Tulokset ovat pääasiassa heinäkuun lopulta tai elokuulta, jolloin happi on jo ollut lopussa. Kesäaikana alusvedessä tapahtuva hapenkulutus laskettiin käyttäen keskimääräistä 0,2 mg/l/d kulumisnopeutta.

Talviajan osalta kulumisnopeutta arvioitiin jäätymishetken perusteella. Jäätymisajankohtana käytettiin Hertta-tietokannasta löytyviä havaintoja Kymijoen vesistöalueen Ylä-Kivijärveltä ja Ala-Kivijärveltä (Luumäki) vuosilta 1960-2014. Ylä- ja Ala-Kivijärvi ovat ha-

vaintojen perusteella jäätyneet keskimäärin 30.11. Laskelmat tehtiin kuitenkin vuositasolla, jolloin jäätymisajankohta vaihteli välillä 9.11.-26.12. Jäätymishetkellä alusveden happipitoisuuden oletettiin olevan 12 mg/l.

Märkjärvellä talviaikaiseksi alusveden hapenkulumisnopeudeksi saatiin ka. 0,11 g/m³/d (laskelmat tehtiin 6-15 m havaintosyvyyksien tulosten perusteella). Arvio voi olla todellista pienempi, koska suurin osa talven havaintokerroista edustaa tilannetta, jossa pohjanläheinen vesi on ollut lähes hapeton. Talvikautta koskevat laskelmat tehtiin käyttäen kulumisnopeutta 0,1 g/m³/d.

4.1 MÄRKJÄRVEN HAPETUSTARVE

Märkjärvellä talvi- ja kesäaikainen heikko happitilanne rajoittuu useimmiten noin 10-12 m ja sitä syvemmille alueille, eli järven pääsyvännealueelle. Ajoittain happiongelmia on havaittu myös 6 metrin syvyydellä. Happiongelmia on esiintynyt myös pienemmissä syvänteissä. Pääosa, 80 %, Märkjärven 6 m ja sitä syvempien alueiden pinta-alasta ja tilavuudesta on järven pääsyvänteessä, johon myös suurin hapetustarve kohdistuu.

1. Sedimentin kuluttama happimäärä

Talven osalta kulutus laskettiin siten, että huomioitiin koko järven pinta-alalla tapahtuva sedimenttipinäinen hapenkulutus: 1-5 m syvyiset alueet (*200 mg/m²/d O₂) ja ≥6 m syvyyksien alueiden (*400 mg/m²/d O₂). Kesän osalta kulutus laskettiin koko alusveden (≥ 6m) peittämän pohjapinta-alan perusteella.

Märkjärven pääsyvänne

- talvella 866 kg/d O₂
((400 mg/m²/d O₂ *577 000 m²)+(200 mg/m²/d O₂*3 176 174 m²))
- kesällä 514 kg/d O₂
(890 mg/m²/d O₂* 580 000 m²).

1. Alusvedestä kuluva happimäärä pitoisuusmuutoksen perusteella

Märkjärven pääsyvänteen tilavuudella (≥6 m, 2 323 316 m³) laskettuna

- talvella 232 kg/d O₂ ja
- kesällä 465 kg/d O₂.

Hapettamisen aiheuttama hapenkulumisnopeuden kasvu on tyypillisesti 1,5-3 -kertainen, jolloin hapetustarve on (≥ 6m) pääsyvänteen tilavuudella laskettuna

- talvella 350-700 kg/d O₂ (kertoimella 2 laskettuna 465 kg/d O₂) ja
- kesällä 700-1400 kg/d O₂ (kertoimella 2 laskettuna 930 kg/d O₂).

Talven osalta hapetustarvetta voidaan tarkentaa huomioimalla ns. sallittu hapenkulutus, eli paljonko happea on kulutettavissa ja kuinka pitkälle se riittäisi, jos veden happipitoisuuden haluttaisiin olevan 4 mg/l vielä lopputalvellakin (lähtöpitoisuuden ollessa 12 mg/l → muutos 8 mg/l). Märkjärven pääsyvänteellä sallittu happipitoisuuden lasku on ≥ 6 m alueiden tilavuudella laskettuna 18 587 kgO₂ (2 323 316 m³ * 8 mg/l). Talviaikana (n. 150 vrk, n. 5 kk) happea saisi siten kulua 124 kg/d O₂.

Märkjärven pääsyvänteen talviaikainen hapetustarve on, sallittu hapenkulutus huomioiden,

- sedimentin perusteella laskettuna 742 kg/d O₂ ja
- alusveden hapenkulutuksen perusteella laskettuna (kerroin 1,5-3 huomioiden) 230-580 kg/d O₂.

Märkjärven pääsyvänteen alusveden (≥ 6 m) hapetustarve on edellä esitettyjen laskelmien mukaan

- talvella 230-742 kg/d O₂ ja
- kesällä 700-1400 kg/d O₂.

5. LAITEMITOITUS

Järvien hapetus- ja ilmastusmenetelmät voidaan jakaa kahteen luokkaan, menetelmiin, jotka hyödyntävät järven omia happivarantoja sekä ilmakehän happea hyödyntäviin. Ensimmäisiä käytettäessä puhutaan hapettamisesta (hapen siirrosta) ja jälkimmäiset ovat ilmastamista. Yleisenä sääntönä voidaan myös pitää sitä, että mikäli järven omat happivarannot vain riittävät, energia –ym. tehokkuuden kannalta ylivoimaisesti paras keino on hyödyntää järven omia happivarantoja. Jos happivarannot eivät riitä tai toiminnan aiheuttama kerrostuneisuuden sekoittuminen koetaan syystä tai toisesta haitalliseksi, pitää kalustoksi valita jokin ilmastinlaite.

Ottaen huomioon Märkjärven suuri hapetustarve, järven koko ja tilavuussuhteet, soveltuu happitilanteen parantamiseen parhaiten Mixox -hapetusmenetelmä. Mixox -hapettimien hapetusteho on mallista riippuen 130-700 kgO₂/d (laitteen sähköteho 0,6-2,5 kW, hyötysuhde 8,9-12,4 kg/kWh O₂). Ilmastimien hyötysuhde on heikompi, noin 1 kg/kWh O₂.

Sopivan laitteistokokoonpanon löytämiseksi, hapettimien tai niiden eri kokoonpanojen vaikutusta alusveden happitilanteeseen ja kiertoherkkyyteen arvioitiin karkean hapetusmallin avulla. Vaikutusarvio perustuu alusveden lämpötilan, harppauskerroksen syvyyden ja happipitoisuuden muutoksen. Mitoituslaskelmat tehtiin hapetustarvelaskelmilla saaduilla talvi- ja kesäajan maksimikulutusarvoilla.

Märkjärven pääsyvänteen alusveden (≥ 6 m) hapetustarve on talvella maksimissaan 740 kg/d O₂ ja kesällä 1400 kg/d O₂. Hapetuskapasiteetin riittävyyttä mallinnettiin pääsyvänteen ≥ 6 m syvyisten alueiden tilavuudella (2 323 315 m³), hapenkulumisnopeuden ollessa 0,4 g/m³/d (kulumisnopeuden 0,2 g/m³/d arvioitiin kaksinkertaistuvan hapetuksen vaikutuksesta).

5.1 LAITEMITOITUS KESÄTILANTEESSA

Malli 1

2 kpl Mixox 1100: pumppausteho 164 000 m³, hapetusteho 1 300 kg/d O₂

Mallinnetulla laitekoonpanolla Märkjärvi olisi kesätilanteessa kiertoherkkä noin 45 vrk hapettimien käynnistämisen jälkeen (kuva 6), harppauskerroksen noustua hapetuksen vaikutuksesta kahteen metriin. Ennen kiertoa alusveden happipitoisuus ehtisi laskea pitoisuuden 1 mg/l ja lämpötila nousta 12-13 asteeseen.

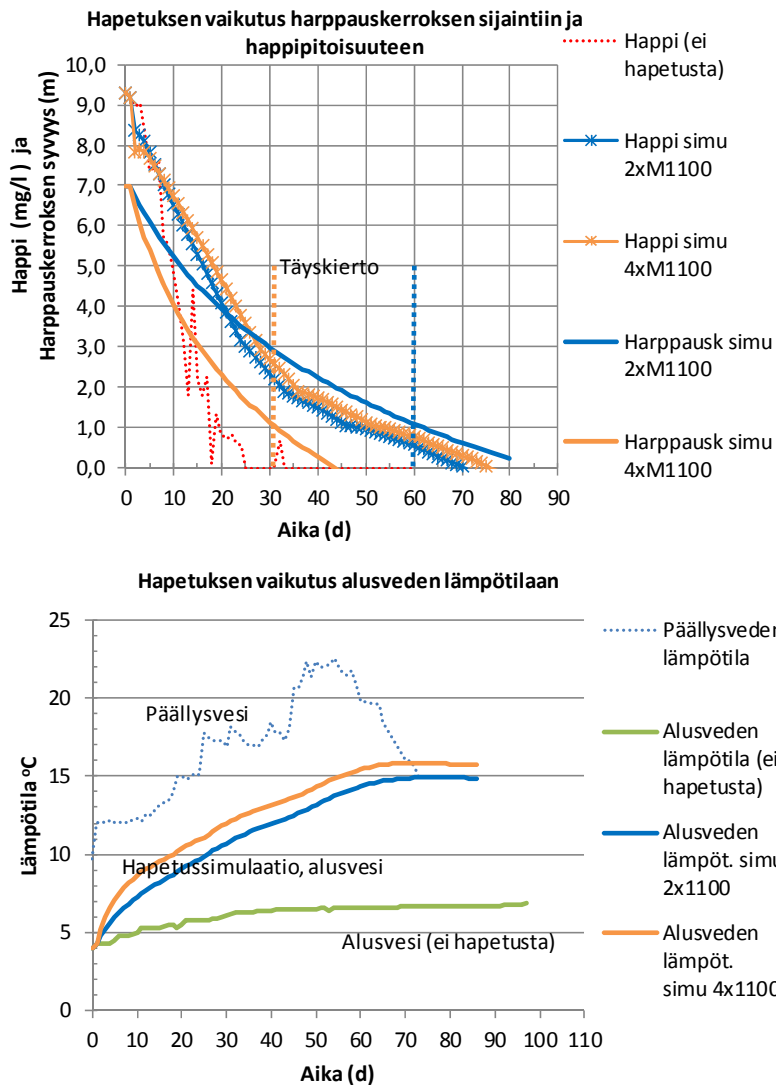
Kerrostuneisuus purkautuisi viimeistään 60 vrk laitteiston käynnistämisen jälkeen, harppauskerroksen noustua 1 metriin (kuva 6). Mallinnuksen mukaan alusvesi ehtisi olla noin viikon verran hapeton ennen aikaistetun kierron alkua. Tuulettomina ja lämpiminä jaksoina järvi voisi kerrostua uudelleen, mutta kerrostuneisuus purkautuisi viileämpinä ja tuulisina päivinä.

Mallinnetulla pumppausteholla, hapetuksen alkaessa kesäkuun alussa, Märkjärvi olisi kiertoherkkä heinäkuun puolivälissä ja viimeistään elokuun alussa. Syystäyskierron alku aikaistuisi noin kahdella kuukaudella (normaalisti syyskuun loppupuolella).

Malli 2

4 kpl Mixox 1100: pumppausteho 328 000 m³, hapetusteho 2 624 kg/d O₂

Jos Märkjärven hapellisuus halutaan varmistaa, tulisi hapetustehon olla kaksinkertainen edellä mallinnettuun verrattuna. Maksimitehona voidaan pitää neljää (4) Mixox 1100 – laitetta, jolloin Märkjärven lämpötilakerrostuneisuus purkautuisi 3-4 viikkoa hapetuksen käynnistämisestä (kuva 6).



Kuva 6. Märgjärvi. Hapetusmallinnus kesäajalle, käytettäessä 2 kpl tai 4 kpl Mixox 1100 – hapettimia.

5.2 LAITEMITOITUS TALVITILANTEESSA

Talvitilanteessa Märgjärven hapetustarve (maksimissaan 740 kg/d O_2) voidaan kattaa yhdellä (1 kpl) Mixox 1100 -tehoisella hapettimella (82 000 m³/d, 656 kg O_2 /d). Mallinnuksen mukaan alusvesi pysyisi hapellisena koko talvikauden. Aloitettaessa hapetus joulukuun puolivälissä, olisi alusveden happipitoisuus huhtikuun alussa vielä n. 3 mg/l.

6. VAIKUTUSARVIO

Hapettamisen tarkoituksena on ylläpitää pohjanläheisen veden happipitoisuutta tarpeeksi korkeana, jotta hapettomuudesta johtuvan ns. sisäisen kuormituksen seurauksena sedimentistä veteen vapautuvien ravinteiden määrä vähenisi. Pohjan pysyessä hapellisena, viihtyvät siellä myös järven kannalta tärkeät pohjaeläimet, jotka pohjaa pöyhinessään kuljettavat happea syvemmälle sedimenttiin, parantaen siten edelleen pohjan tilaa. Hapetuksen avulla pyritään myös elvyttämään pohjan aerobista (hapellinen) hajotustoimintaa, ja sitä kautta estämään anaerobisissa prosesseissa syntyvien haitallisten aineiden syntymistä (rikkivety, metaani, ammonium). Sedimentin metaanin tuotannon vähentyessä kaasukuplien aiheuttama sedimentin resuspensio vähenee, vähentäen samalla sedimentistä veteen vapautuvien ravinteiden määrää.

Märkjärvellä alusveden hapettomuus aiheuttaa sisäistä kuormitusta, joka on Suomen ympäristökeskuksen tekemän LLR -mallinnuksen (Kotamäki 2014) mukaan kaksinkertainen ($0,35 \text{ g/m}^2/\text{a}$) ulkoiseen kuormitukseen ($0,17 \text{ g/m}^2/\text{a}$) verrattuna. Mallin mukaan fosforipitoisuuden vaste ulkoiseen fosforikuormitukseen on Märkjärvellä hyvin heikko, joten sisäisellä kuormituksella on selkeä vaikutus järven fosforipitoisuuteen.

LLR –ravinnemallin mukaan Märkjärven keskimääräinen fosforipitoisuus on nykyisellä ulkoisen kuormituksen tasolla (2 kg/d) ja havaintojen tilavuuspainotetun keskipitoisuuden perusteella $20 \text{ }\mu\text{g/l}$. Fosforin perusteella Märkjärven tila on tyydyttävä. Puolittamalla sisäinen kuormitus, vähentämättä kuitenkaan samaan aikaan ulkoista kuormitusta, saavutettaisiin hyvä tila (raja-arvo $18 \text{ }\mu\text{g/l}$). LLR -mallin mukainen pitoisuusennuste olisi sisäisen kuormituksen puolittuessa $13 \text{ }\mu\text{g/l}$, eli reilusti alle tavoiteltavan raja-arvon. (Kotamäki 2014).

Lappalaisen/Friskin¹ mallin mukaan, olettaen että ulkoinen kuormitus pysyy nykyisellään ja järven sisäisen kuormitus on hyväkuntoisen järven tasolla, Märkjärven fosforipitoisuus voisi olla parhaimmillaan $17 \text{ }\mu\text{g/l}$. Lappalaisen/Friskin mallin mukaan sisäisen kuormituksen vähentäminen voisi siten parhaimmillaan pienentää veden fosforipitoisuutta noin $3 \text{ }\mu\text{g/l}$ ($20 \rightarrow 17 \text{ }\mu\text{g/l}$), eli 15 %.

Edellä esitettyjen mallitarkastelujen perusteella, voidaan sisäisen kuormituksen vähentämiseen pyrkivillä menetelmillä saavuttaa Märkjärven tapauksessa ns. hyvän luokkaraja, eli saada veden fosforipitoisuus laskemaan tasolle $18 \text{ }\mu\text{g/l}$ ja jopa alle. LLR –mallin antama pitoisuusennuste ($13 \text{ }\mu\text{g/l}$) on kuitenkin todennäköisesti yliarvio, eikä ole saavutettavissa ilman että myös ulkoista kuormitusta vähennettäisiin.

¹ Fosforimalleista tarkempaa tietoa: Salonen ym. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, sarja A 96. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki.

Hapetuksella voidaan mahdollisesti vaikuttaa myös ravintoketjuun ja edelleen vedenlaatuun. Märkjärven syvänealueen hapettomilla pohja-alueilla ja myös vedessä on havaittu runsas sulkasääskikanta (Chaoborus), joka ilmentää vähähappista pohjaa. Hapettomat alueet suojaavat sulkasääsken toukkia kalojen saalistukselta. Sulkasääsken toukat ovat eläinplanktonia syöviä petoja, jotka voivat säädellä eläinplanktonkantoja runsaiden särkikalantojen tavoin, jopa tehokkaammin. Runsaat sulkasääskikannat voivatkin siten aiheuttaa tai voimistaa sinileväkukintoja. Jos sulkasääskikanta on tiheä, ei hoitokalastuksella voida parantaa järven tilaa. Hämeenlinnan Pyhäjärvellä, veden kirkkaus, hyvä happitilanne ja kuorekanta säätelevät sulkasääskikantaa, heikentäen toukkien elinolosuhteita (Malinen ja Vinni 2013). Hapetuksen avulla voidaankin todennäköisesti heikentää sulkasääsken elinolosuhteita, sillä pumppauksen aiheuttama virtaus ja alusveden hapellisuus lisäävät sulkasääskeen kohdistuvaa kalojen aiheuttamaa saalistuspainetta. Alusveden hapetuksen todellisia vaikutuksia ei kuitenkaan tunneta. Suurin epävarmuus liittyy hapetuksen aiheuttamaan alusveden lämpenemiseen, joka voi parantaa toukkien kasvua ja tuottaa kesässä useampia sukupolvia (Malinen ja Vinni 2013).

7. SUOSITUKSET

Edellä esitettyjen tarkastelujen pohjalta voidaan Märkjärvelle suositella kesä- ja talviaikaisista hapetusta alusveden happitilanteen parantamiseksi ja sisäisen kuormituksen estämiseksi.

Märkjärvelle suositellaan kesäajaksi kahta (2) Mixox 1100 –hapetinta ja talviajaksi yhtä (1) Mixox 1100 –hapetinta. Laitteet tulisi asentaa järven pääsyvänteeseen. Laitteiden vaikutus ei tule yltämään kynnysten takaisiin pienempiin syvänteisiin.

8. KUSTANNUSARVIO

Alla on esitetty hapetinlaitteiden myynti- ja urakointihinnat sekä käyttökustannukset. Myynti- ja urakointihinta sisältävät laitteen lisäksi ns. perustamiskulut: asennus, sähkökeskus, varoitusmerkki (poiju) ja harustus (laitteen ankkurointi paikalleen). Hinnat eivät sisällä sähköliittymää, etävalvontalaitetta, kaapelia tai kaapelin upotukseen mahdollisesti tarvittavaa konetyötä (kaapeli on kaivettava maahan rannassa ja rantamatalassa).

HANKINTA- JA URAKOINTIHINTA

Laitteen hankintahinta (alv. 0 %):	116 000 €
2 kpl Mixox 1100	
Urakointihinta/vuosi (vaihtoehtona laitteen ostolle):	33 000 €
2 kpl Mixox 1100	

MUUT PERUSTAMISKULUT

(eivät sisälly myynti- tai urakointihintaan, alv. 0 %):

5 000- 7 000 €

Sähköliittymä

2 500 €

Kaapeli

1 750-3 250 €/laite

Arviohinta 600 metrin kaapelointimatkalta, yht. 1200 m. Ei sisällä kaapelin upotukseen mahdollisesti tarvittavaa konetyötä (kaapeli on kaivettava maahan rannassa ja rantamatalassa). Huom! Kaapelin hinta vaihtelee ostohetken hintatason mukaan.

Kaukovalvontalaite

800-900 €

(modeemilaitteiston hankintahinta, ei sis. puhelinliittymää)

KÄYTTÖKUSTANNUKSET

Energiakustannus/vuosi

2 900 €

1 kpl Mixox 1100 (60 kWh/d*300 d *0,11 €/kWh)

ympäri vuotinen käyttö

1 kpl Mixox 1100 (60 kWh/d*130 d*0,11 €/kWh)

kesäkäyttö

Huoltokustannukset myyntilaitteille

huolto kahden vuoden välein/2 laitetta (alv. 0 %)

4 000-5 000 €

9. YHTEENVETO

Nopeasti hapettomaksi menevillä järvillä on tyypillistä, että hapetustehon tulee olla etenkin hankkeen alkuaikana suuri, jotta tuloksia saadaan. Periaatteessa kyse on siitä, että vuosi(kymmenten) aikana sedimenttiin on hautautunut ylimääriä helpohkosti hajoavaa orgaanista ainesta, joka kuluttaa hajotessaan happea. Kun happea ei ole ollut tarjolla, on hajotustoiminata hidastunut ja muuttunut osaltaan mätänemiseksi. Kun järvessä aloitetaan kunnostustoimet, tulee niiden olla riittävän voimakkaita, jotta tilanne lähtee korjaantumaan. Hapetustapauksissa tämä tarkoittaa käytännössä sitä, että suuren pumppauskapasiteetin takia normaali kesäkerrostumisaika (3-4 kk) lyhentyy merkittävästi (1-2 kk). Kun sedimenttiin kertynyttä helposti hajoavan orgaanisen aineksen ylimäärää on saatu vähennettyä (6-10 vuoden aikana), voidaan laitteistokapasiteettia vähentää ja mahdollisesti koko toiminta joissain tapauksissa lopettaa.

Märkjärven alusveden hapenkulutus on voimakasta. Pohjanläheinen vesi voi olla hapeton jo kesäkuun lopulla. Hapetuspumppaus soveltuu järvelle ilmastusta paremmin.

Suuri hapenkulutus ja järven mittasuhteet huomioiden alusveden hapettaminen ei ole mahdollista rikkomatta lämpötilakerrostuneisuutta normaalia aiemmin. Toisin sanoen pienillä laitetehoilla ei saada aikaan toivottua parannusta alusveden happitilanteeseen. Märkjärvelle suositellaan kahta (2) Mixox 1100 tehoista hapetinlaitetta kesäaikaiseen käyttöön, ja yhtä (1 kpl) Mixox 1100 -hapettimen tehoista laitetta talvikäyttöön.

Mixox pumpppaa pintavettä pohjakerrokseen ja saa aikaan rauhallisen ja varsin laaja-alaisen veden kierron. Yhden laitteen vaikutusalue vaihtelee 50-500 hehtaariin mitoituksista riippuen. Vaikutus ei kuitenkaan yllä matalien kynnysten takaisin erillisiin pieniin syvänteisiin. Menetelmästä johtuen alusvesi lämpenee kesällä ja viilenee talvella.

Hapetuksen seurauksena Mätkjärven syystäyskierto aikaistuisi kahdella kuukaudella ja normaalisti 2-2,5 kk kestänyt pohjan läheisen veden, ajoittain myös koko alusvettä koskeva hapettomuus lyhenisi korkeintaan muutamaan päivään. Mallinnuksen perusteella lämpötilakerrostuneisuus purkautuisi viimeistään 45 vrk kuluttua hapetuksen aloittamisesta, eli heinäkuun puolivälissä (hapetuksen alkaessa kesäkuun alussa), jolloin pohjanläheinen vesi on normaalisti jo hapeton. Hapetuksen ollessa käynnissä, pohjan lähellä olisi kierron alkaessa hapetta vielä noin 1 mg/l. Tuulettomina ja lämpiminä jaksoina järvi voi kerrostua uudelleen, kerrostuneisuuden purkautuessa pienistä tiheyseroista johtuen viileinä ja tuulisina päivinä.

Mätkjärvellä sisäisen kuormituksen merkitys kokonaisfosforipitoisuuteen vaikuttaisi olevan merkittävä suhteessa ulkoiseen kuormitukseen. Järven tila on nykyisin, fosforipitoisuuden (20 µg/l) perusteella luokiteltuna, tyydyttävä. LLR -ravinnemallin ja Lappalaisen/Friskin fosformallin mukaan sisäisen kuormituksen vähentämiseen pyrkivillä toimenpiteillä voidaan saavuttaa hyväksi luokiteltava taso, jolloin fosforipitoisuus olisi alle 18 µg/l. LLR -mallin perusteella puolittamalla sisäinen kuormitus, vähentämättä kuitenkaan samaan aikaan ulkoista kuormitusta, voidaan saavuttaa pitoisuustaso 13 µg/l. Lappalaisen/Friskin mallin mukaan sisäisen kuormituksen vähentäminen hyväkuntoisten järvien (Päijänne) tasolle voisi laskea fosforipitoisuutta nykyisestä noin 3 µg/l, tasolle 17 µg/l.

Veden fosforipitoisuuteen vaikuttaa myös valuma-alueelta tuleva ravinnekuormitus, eikä sen merkitystä tule unohtaa. Kunnostustoimilla tulisi siten pyrkiä vaikuttamaan myös ulkoisen kuormituksen määrään.

Hapetuksella voi olla vaikutusta myös ravintoverkkoon ja sitä kautta myös leväkukintoihin ja veden laatuun. Mätkjärvellä on runsas sulkasääsikanta. Toukkia on havaittu runsaasti hapettomilla pohja-alueilla. Hapettomat olosuhteet tarjoavat toukille suojaa kalojen saalistusta vastaan. Sulkasääsken tiedetään säätelevän eläinplanktonin runsautta särkikalojen tavoin, jopa kaloja tehokkaammin, aiheuttaen tai voimistaen sinileväkukintoja. Alusveden hapettamista on pidetty yhtenä mahdollisuutena vähentää runsaista sulkasääsikantoja ja sitä kautta myös sinileväkukintoja. Alusveden hapetuksen todellisia vaikutuksia ei kuitenkaan tunneta. Epävarmuutta liittyy hapetuksen aiheuttamaan alusveden lämpenemiseen, joka voi parantaa toukkien kasvua ja tuottaa kesässä useampia sukupolvia.

VIITTEET

- Frisk, T. 1978. Järvien fosforimallit. Tiedotus 146. Vesihallitus, Helsinki.
- Lappalainen, K.M. 1975. Järvien ravinnekuormituskapasiteetti. Eripainos Ympäristö ja Terveyslehestä no 2/75.
- Lappalainen, K.M. 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistötutkimuksen tulosten käsittelyyn. Teoksessa: Lehmusluoto, P (toim.). Fysikaaliset- ja kemialliset analyysimenetelmät. Helsinki, Vesi- ja kalatalousmiehet ry. s. 107-121.
- Lappalainen, ym. 1979. A phosphorus retention model and it's application to Lake Päijänne. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 34. Vesihallitus, Helsinki.
- Kotamäki, N. 2014. Märkjärven LLR-kuormitusvaikutusmallinnus. Suomen ympäristökeskus, SYKE. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti 257/2014.
- Malinen, T. ja Vinni, M. 2013. Sulkasääsken runsaus ja merkitys Hämeenlinnan Tuuloksen Pyhä-, Suoli- ja Pannujärvessä – Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja 23. 21 sivua. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos ja Hämeenlinnan kaupunki.
- OIVA Ympäristö- ja paikkatietopalvelu, Hertta –tietokanta. Suomen ympäristökeskus. <https://wwwp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. ja Vuoristo H. 9.4.1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja, sarja A 96. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. s. 57.



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry



Elinkeino-, liikenne- ja
ympäristökeskus



Euroopan maaseudun
kehittämisen maatalousrahasto:
Eurooppa investoi maaseutualueisiin

MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMA

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 261/2014

Marjo Ahola, OTSO Metsäpalvelut



OTSO
Metsäpalvelut



SISÄLLYS

1 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUE	1
2 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMAN TAUSTAA	1
3 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUKEINOJA	2
4 KOTOJÄRVEN OJAN VALUMA-ALUE	3
4.1 Kotojärven ojan valuma-alueen kuvaus	3
4.2 Kotojärven ojan valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	6
5 HIEDONOJAN VALUMA-ALUE	7
5.1 Hiedonojan valuma-alueen kuvaus	7
5.2 Hiedonojan valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	9
6 TOKKOLAN OJAN VALUMA-ALUE	10
6.1 Tokkolan ojan valuma-alueen kuvaus	10
6.2 Tokkolan ojan valuma-alueen vesiensuojeluehdotus	13
7 EHDOTUS VESIENSUOJELURAKENTEIDEN TOTEUTUSJÄRJESTYKSEKSI	13

1 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUE

Märkjärven valuma-alueen pinta-ala on 2 890 hehtaaria. Märkjärven valuma-alueella on peltoa ja metsää, josta pieni osa on ojitettua suometsää. Järven valuma-alueella on Kotojärvi. Märkjärven rannoilla vuorottelevat pelto- ja metsäalueet. Järven valuma-alueella on pääosin melko pieniä peltoalueita ja laajat peltoalueet puuttuvat. Märkjärven valuma-alueella laadittiin alustava vesiensuojelusuunnitelma kolmen ojan valuma-alueelle. Nämä ojat ovat Kotojärven oja, Hiedonoja ja Tokkolan oja.

2 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUSUUNNITELMAN TAUSTAA

Tämä työ on osa Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa laadittua Märkjärven kunnostussuunnitelmaa. Märkjärven 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.

Märkjärven 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. 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. Märkjärven valuma-alueen maaperätiedot on saatu Paikkatietoikkunan tietopalvelusta. Taustakarttoina on käytetty Maanmittauslaitoksen peruskarttoja vuodelta 2014.

3 MÄRKJÄRVEN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUKEINOJA

Järven valuma-alueen vesiensuojelua voidaan parantaa monilla usein helposti toteutettavilla keinoilla. Järvien rannoille ja ojien reunoilla pitää jättää käsittelemätön 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 jätettäväksi 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 n 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 n 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.

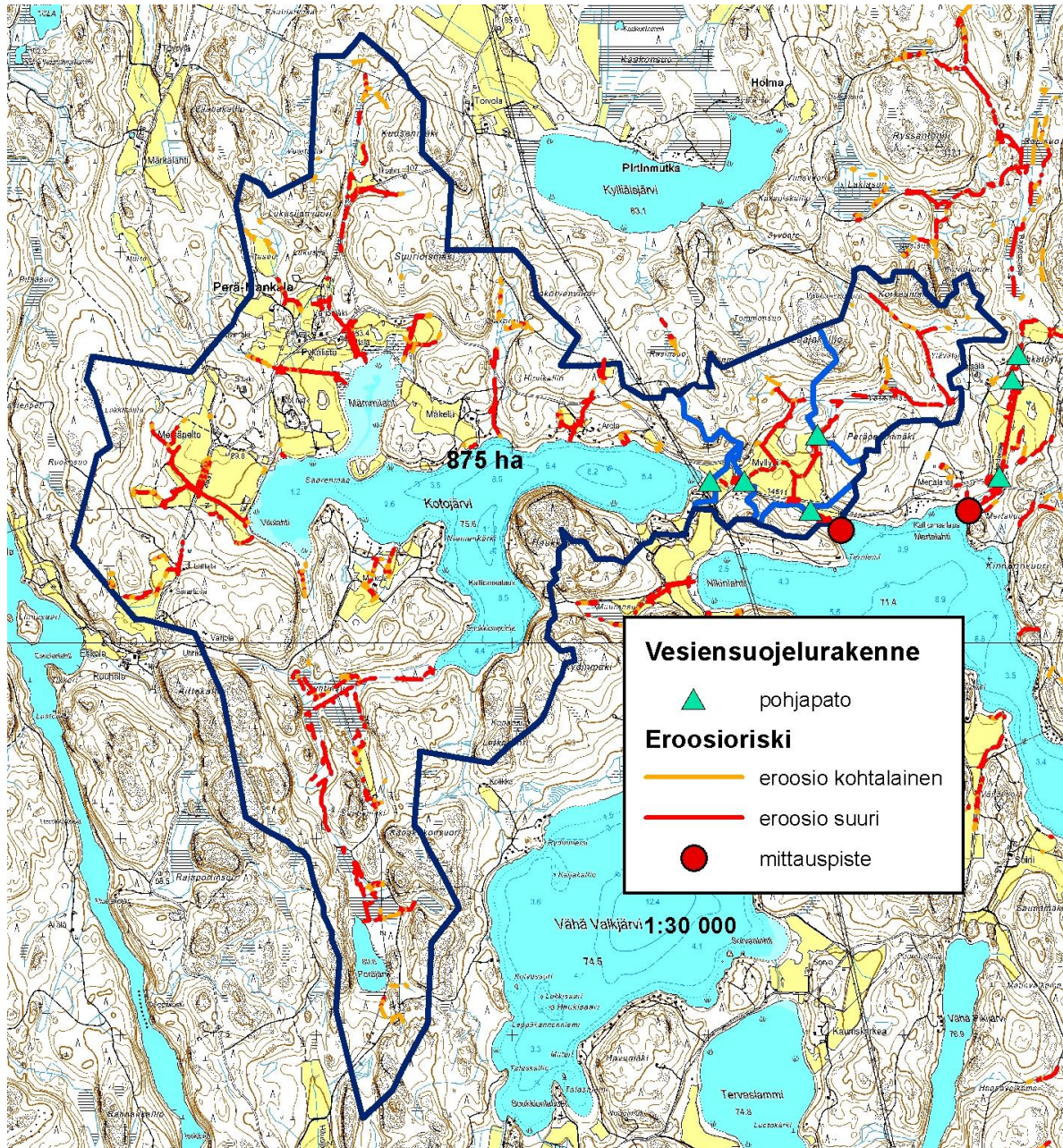
4 KOTOJÄRVEN OJAN VALUMA-ALUE

4.1 KOTOJÄRVEN OJAN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

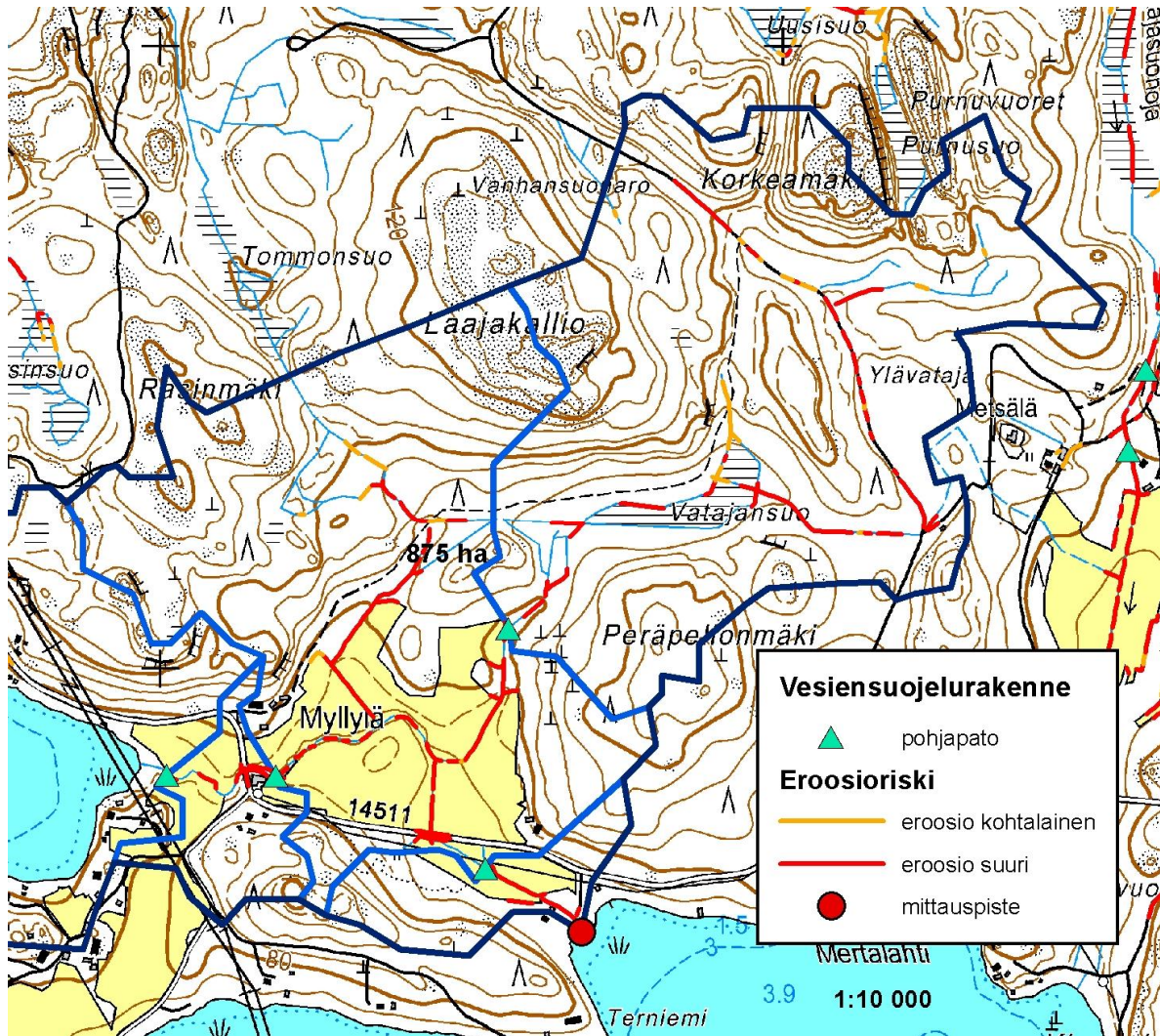
Kotojärven ojan valuma-alueen pinta-ala on 875 hehtaaria. Kotojärven ojan valuma-alueen vedet tulevat pääosin Märkjärven länsipuolella olevasta Kotojärvestä. Kotojärven ojan valuma-alueen länsi- ja pohjoisosissa on peltoja. Muuten valuma-alue on pääosin metsää. Metsämaasta vain pieni osa on ojitettua suometsää.

Kotojärvi laskee Märkjärveen lyhyen laskuojan kautta. Tämän Kotojärven ojan reuna-alueet ovat aivan rantoja lukuun ottamatta peltoa. Peltoalueella Kotojärven ojaan liittyy kaksi pohjoisesta tulevaa sivuojaa. Nämä ojat kulkevat yläjuoksun suuntaan peltoalueen halki ja jatkuvat tämän jälkeen metsäojina. Valuma-alueen pohjoisosa on metsämaata, josta pieni osa on ojitettua suometsää.

Kotojärven oja on iso pelto-oja, jossa on voimakas tulva-aikainen virtaama. Kotojärven ojan reunat ovat heinittyneet. Heinittyneet ojan reunat estävät uomaeroosion syntymistä.



Kuva 1. Kotojärven ojan valuma-alueet, ehdotetut vesiensuojelurakenteet, uomien eroosioriski ja mittauspiste. Kotojärven ojan 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.



Kuva 2. Kotojärven ojan valuma-alueen ehdotetut vesiensuojelurakenteet ja uomien eroosioriski.

Kotojärven ojan Kotojärveä lähinnä olevan pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 758 hehtaaria, toisen 764 hehtaaria ja kolmannen, Märkjärveä lähinnä olevan padon 869 hehtaaria. Metsänreunaan ehdotetun padon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 58 hehtaaria.

Kotojärven laskuojan maaperä on savea. Myllylän läntisemmän haaran yläjuoksun maaperä on moreenia. Vatajansuolle johtavan ojan maaperä on savea ja Vatajansuon maaperä on saraturvetta.

Kotojärven ojan eroosioriski on suuri. Samoin Kotojärven ojaan Myllylän peltoalueella liittyvien ojen eroosioriski on suuri. Mittausten mukaan Kotojärven ojaa pitkin tulee merkittävästi kiintoaine- ja ravinnekuormitusta Märkjärveen. Kotojärven ojan litraa kohti mitattu kuormitus ei ole valtavan suuri. Ojan vesimäärä on kuitenkin iso ja tätä kautta ojan kuormittava vaikutus on merkittävä. Kotojärven ojan valuma-alueella on välitön vesiensuojelutarve.



Kuva 3. Kotojärven oja peltoalueelle suunnitellun keskimmäisen pohjapadon kohdalla.



Kuva 4. Kotojärven oja peltoalueelle suunnitellun Märkjärveä lähinnä olevan pohjapadon kohdalla.

4.2 KOTOJÄRVEN OJAN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Kotojärven ojaa ei pitäisi perata. Jos ojaa kuitenkin perataan tulevaisuudessa, rantaan pitää jättää pitkä perkaamaton kaivukatko. Kotojärven ojan vesiensuojelua voidaan parantaa jättämällä riittävän leveät suojavyöhykkeet pellon ja ojan väliin. Lisäksi Myllylän peltoalueen peltoja voisi mahdollisuuksien mukaan hoitaa luonnonhoitopeltoina ojan läheisyy-

dessä.

Kotojärven ojan valuma-alue on niin suuri, että ojaan suositeltavia vesiensuojelurakenteita ovat vain pohjapadot ja kosteikko. Ojan reunoilla olevat pellot ovat viljelyksessä, joten riittävän suuren kosteikoin teko ei ole mahdollista ainakaan tällä hetkellä.

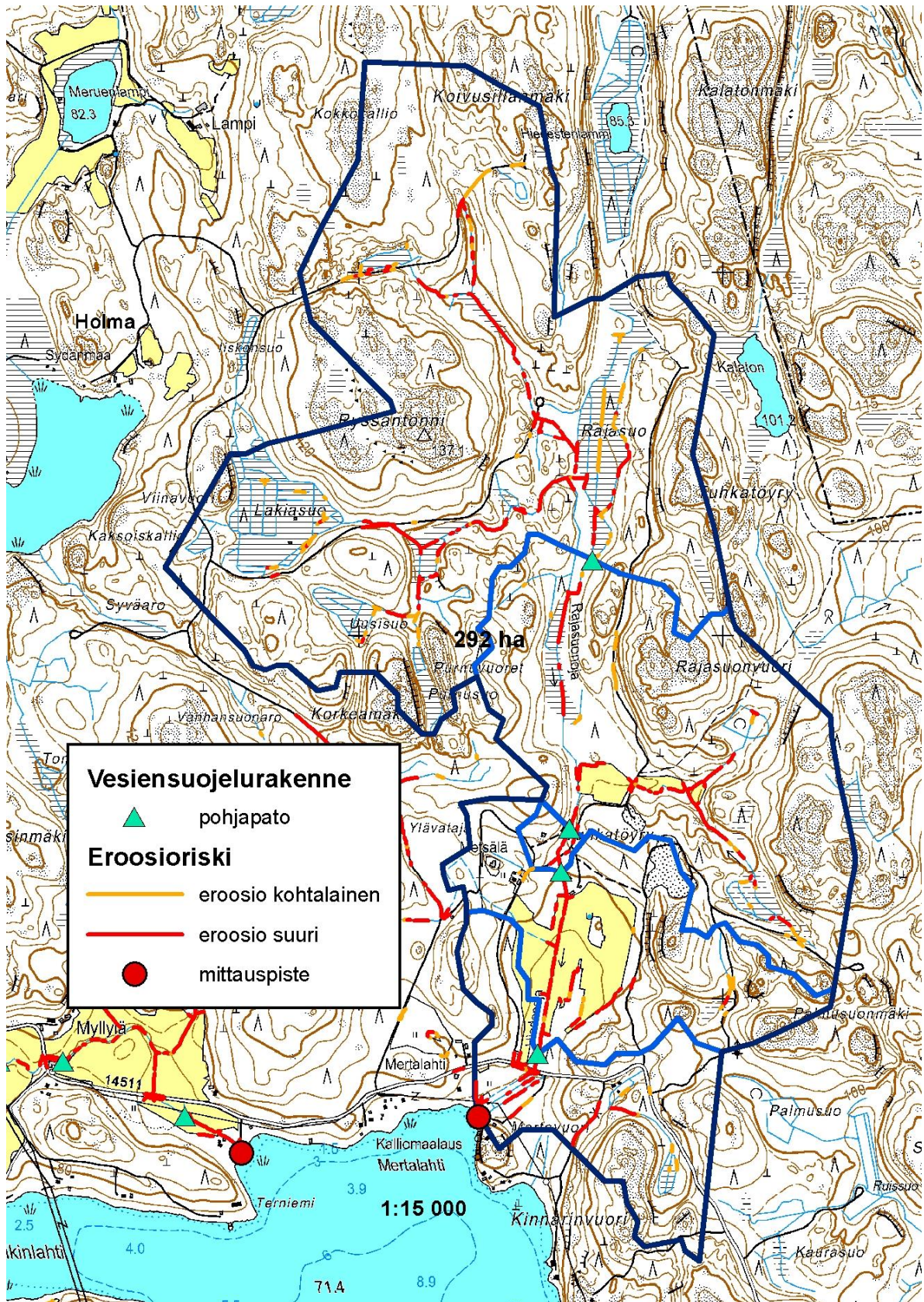
Kotojärven ojaan ehdotetaan tehtäväksi kolme pohjapatoa. Pohjapatojen tarkoituksena on hidastaa pohjapadon yläpuolisen ojan vedenvirtausta ja tätä kautta vähentää uomaeroosiota. Pohjapatoja pitäisi tehdä useita, koska ojassa on hieman korkeuseroa ja ojan valuma-alue on suuri. Jos maastossa on korkeuseroa, yhdellä pohjapadolla voidaan rajoittaa vain jonkin matkaa veden virtausnopeutta.

Myllylän peltoalueen pohjoispuolella olevan ojan metsänreunaan ehdotetaan tehtäväksi pohjapato. Tässä ojassa on näkyvissä eroosiota.

5 HIEDONOJAN VALUMA-ALUE

5.1 HIEDONOJAN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

Hiedonojan valuma-alueen pinta-ala on 292 hehtaaria. Hiedonojan valuma-alueella on kangasmetsää, ojitettua suometsää sekä alajuoksulla myös peltoalue. Ojan reunat ovat heinittyneet ja oja on vakiintuneessa tilassa. Ojan reunojen heinittyminen estää ojan uomaeroosiota. Hiedonoja on keskikokoinen oja. Hiedonojaan liittyy ojan keskivaiheilla muutamia sivu-ojia. Ojan yläjuoksulla on Rajasuon ojitettu metsäalue. Rajasuolla oja haarautuu kahdeksi länteen päin johtavaksi haaraksi. Toisen sivuojan yläjuoksulla on Lakiasuon ojitettu suoalue, jonka ojat ovat osittain sammaleen peitossa.



Kuva 5. Hiedonojan valuma-alueet, ehdotetut vesiensuojelurakenteet, uomien eroosioriski ja mittauspiste. Hiedonojan 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.

Hiedonojan maaperä on savea. Pellon yläreunassa rakennusten kohdalla maaperä on karkeaa hietaa. Tuhkatöyryn alueella maaperä on hiekkaa ja tämän jälkeen taas savea. Rajasuon alareuna on saraturvetta. Rajasuon yläosan ja Lakiasuon maaperä on rahkaturvetta. Ryssäntonnin sivuilla kulkevat ojat ovat hiekka- tai sora-moreenia.

Hiedonojan ja sen sivuojen eroosioriski on pääosin suuri. Tuhkatöyryn kohdalla ojassa on näkyvissä eroosiota. Hiedonojan valuma-alueella on kohtalainen vesiensuojelutarve.

5.2 HIEDONOJAN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Hiedonojan perkaamista pitää mahdollisuuksien mukaan välttää. Jos uomaa perataan tulevaisuudessa, pitää rantaan jättää perkaamaton kaivukatko. Peltoalueella ojan reunoille suositellaan jätettäväksi leveät suojavyöhykkeet.

Hiedonojaan ehdotetaan tehtäväksi pohjapatoja hidastamaan veden virtausnopeutta. Kun veden virtausnopeus hidastuu, vesi pystyy irrottamaan aiempaa vähemmän kiintoainetta ojan pohjalta ja reunoilta. Pohjapatojen tarkka määrä ja parhaat sijoituspaikat saadaan selville mahdollisen jatkosuunnittelun yhteydessä tehtävällä vaaituksella. Pohjapatojen yläpuolelle voidaan tarvittaessa tehdä laskeutusaltaat. Hiedonojaan ehdotetun alimman pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 263 hehtaaria, Metsälän kohdalla olevan pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 224 hehtaaria, Tuhkatöyryn kohdalla olevan pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 222 hehtaaria ja Rajasuon kohdalla olevan pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 150 hehtaaria. Rajasuolle ehdotetun pohjapadon tilalle voi vaihtoehtoisesti tehdä putkipadon tai laskeutusaltaan.



Kuva 5. Hiedonoja alimman ehdotetun pohjapadon kohdalla.



Kuva 6. Hiedonoja Tuhkatöyryn kohdalla.

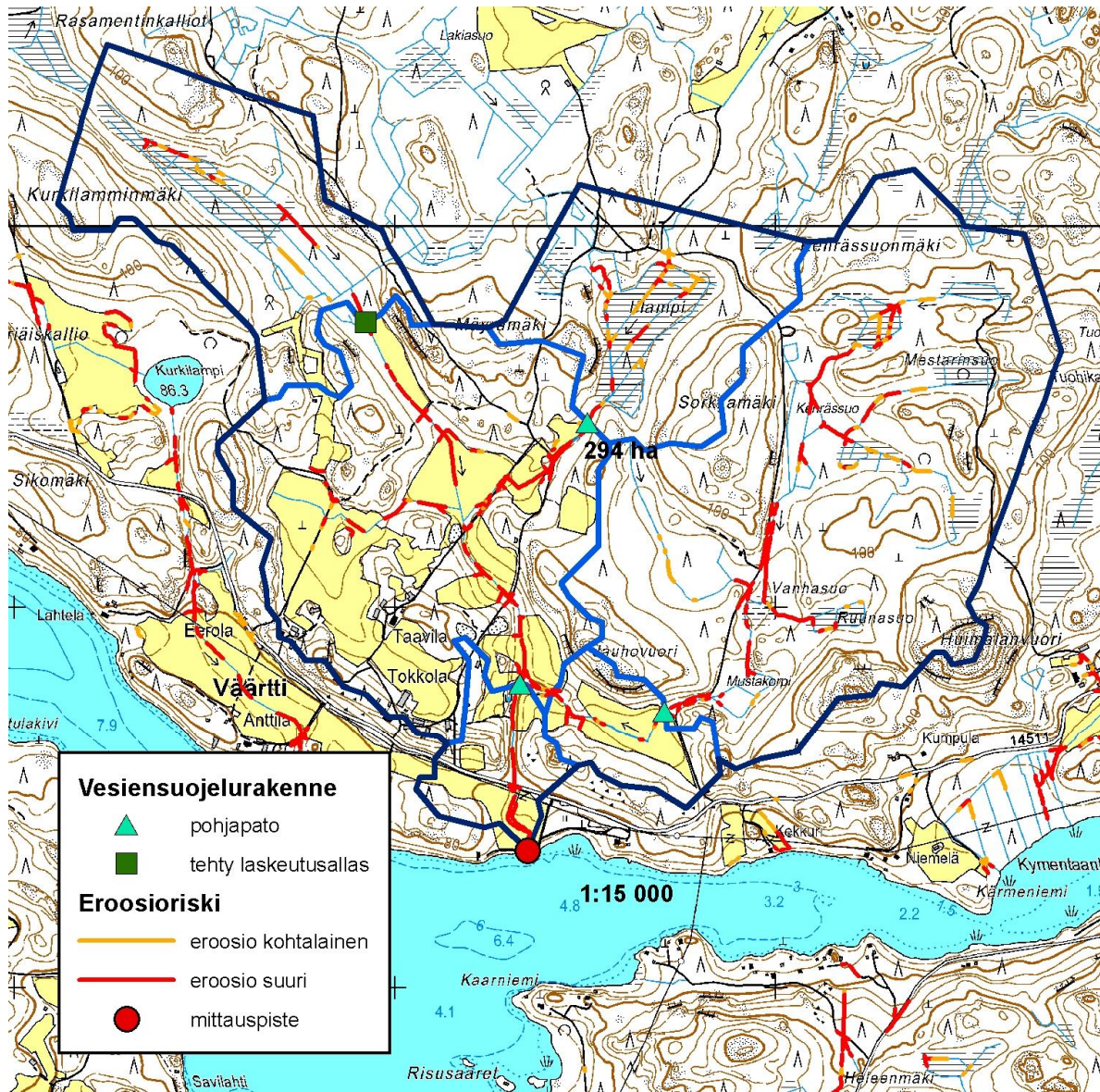
6 TOKKOLAN OJAN VALUMA-ALUE

6.1 TOKKOLAN OJAN VALUMA-ALUEEN KUVAUS

Tokkolan ojan valuma-alueen pinta-ala on 294 hehtaaria. Tokkolan ojan valuma-alueella on kangasmetsää, ojitettua suometsää ja peltoa. Tokkolan oja virtaa rannan peltoalueen

jälkeen metsäisen notkelman halki metsitetylle peltoalueelle. Täällä oja haarautuu kahteen osaan. Itään päin johtava haara kulkee peltoalueen halki metsäalueelle. Mustasuon alueella on perattu metsäojia lähiaikoina.

Tokkolan ojan pääuoma kulkee luoteeseen päin peltoalueen halki. Ojan yläjuoksulla on ojitettua suometsää. Ojitetun metsäalueen laskuojaan on tehty allas. Tokkolan ojaan liittyy lillamman alueelta tuleva iso laskuoja. Tokkolan ojan pääuoma on pääosin heinittynyt ja vakiintuneessa tilassa.



Kuva 7. Tokkolan ojan valuma-alueet, ehdotetut vesiensuojelurakenteet, uomien eroosioriski ja mittauspiste. Tokkolan ojan 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.

Tokkolan ojan maaperä on rantapellolla ja pellon yläpuolisessa metsäpainanteessa hienoa hietaa. Ylempänä ojan maaperä on pääosin savea. Mustakorven alueen, pääuoman yläjuoksun ojitetun alueen ja lilammen alueen maaperä on saraturvetta

Tokkolan ojan pääuoman eroosioriski on pääosin suuri. Mittausten mukaan Tokkolan oja kuormittaa Märkjärveä merkittävästi. Tokkolan ojassa on välitön vesiensuojelutarve.



Kuva 8. Tokkolan oja alajuoksun metsäisessä notkelmassa.



Kuva 9. Tokkolan ojaan tehty allas.

6.2 TOKKOLAN OJAN VALUMA-ALUEEN VESIENSUOJELUEHDOTUS

Tokkolan ojan perkaamista pitää mahdollisuuksien mukaan välttää. Jos uomaa perataan tulevaisuudessa, pitää rantaan jättää perkaamaton kaivukatko. Peltoalueella ojan reunoille suositellaan jätettäväksi leveät suojavyöhykkeet.

Tokkolan ojaan ehdotetaan tehtäväksi pohjapatoja hidastamaan veden virtausnopeutta. Kun veden virtausnopeus hidastuu, vesi pystyy irrottamaan aiempaa vähemmän kiintoainetta ojan pohjalta ja reunoilta. Pohjapatojen tarkka määrä ja parhaat sijoituspaikat saadaan selville mahdollisen jatkosuunnittelun yhteydessä tehtävällä vaaituksella. Pohjapatojen yläpuolelle voidaan tarvittaessa tehdä laskeutusaltaat.

Tokkolan ojan alimman pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 283 hehtaaria. Mustakorven pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 116 hehtaaria. Iilammen pohjapadon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 35 hehtaaria. Mäyrämäen laskeutusaltaan yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on 42 hehtaaria. Olemassa olevan altaan mahdollisen kunnostamisen yhteydessä altaasta lähtevään ojaan suositellaan tehtäväksi pohjapato.

7 EHDOTUS VESIENSUOJELURAKENTEIDEN TOTEUTUSJÄRJESTYKSEKSI

Vesiensuojelurakenteille ehdotetaan seuraavaa toteuttamisjärjestystä:

1. Kotojärven laskuojan pohjapadot
2. Hiedonojan pohjapadot
3. Tokkolan ojan pääuoman pohjapato
4. Tokkolan ojan Mustakorven laskuojan pohjapato
5. Kotojärven ojan pohjapato metsänreunassa
6. Iilammen ojan pohjapato

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