



Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus

Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä laatuluokituksen vaihtelu 1970-luvulta nykypäivään

Sofia Airola ja Emil Vahtera

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2016

Sofia Airola ja Emil Vahtera

Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus

**Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä
laatuluokituksen vaihtelu 1970-luvulta nykypäivään**

Kannen kuva: Rakkolevää
Helsingin kaupungin aineistopankki / Kaarina Heikkonen

ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-331-193-0
ISBN (PDF) 978-952-331-194-7

Painopaikka: Kopia Niini Oy
Helsinki 2016

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	2
Sammandrag	3
Summary	4
1 Johdanto	5
1.1 Pintavesien laatu luokitus	7
1.1.1 Ekologinen laatusuhde	9
2 Aineisto ja menetelmät	9
2.1 Seuranta-aineisto	9
2.2 ELS-laskuri	11
2.3 ELS-laskurin toiminta	12
2.4 ELS-laskurin tulosteet	13
3 Tulokset	14
3.1 Pääkaupunkiseudun vesimuodostumien ekologinen laatu luokittelu 2012-2015 ..	14
3.2 Ekologisen laatusuhteen pitkän ajan muutokset	14
3.3 Puutteet lähtöaineistossa	15
3.4 Lähtöaineiston puutteiden vaikutus luokittelun tuloksiin	18
3.4.1 Biologisen tai fysikaalis-kemiallisen aineiston puuttumisen vaikutus luokittelun tuloksiin	18
3.4.2 Laskennallisten ELS-arvojen muutos, kun yksittäinen parametri tai parametripari jätetään pois	23
4. Tulosten tarkastelu	27
4.1 ELS-indeksi	27
4.2 Pääkaupunkiseudun merialueen laatu luokitus	28
4.3 Puutteet lähtöaineistossa ja luokittelun poikkeamat	31
5. Lähteet	33
Liite1: ELS-laskurin käyttöohje	

Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokittelu ajanjaksolle 2012–2015 vaihtelee Seurasaaren vesimuodostuman huonosta tilasta, Kruunuvuorenselän, Villingin ja Sipoon saariston välttävän tilan kautta Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien ja Suvisaaristo-Lauttasaari-vesimuodostuman tyydyttävään tilaan.

Rannikkovesien ekologisen laatusuhteen (ELS) arvo, jonka pohjalta laatuluokittelu tehdään, on 1970-luvulta kohentunut eniten Kruunuvuorenselän ja Seurasaaren vesimuodostumien alueella, vaikkakin Seurasaaren luokitus on aivan viime vuosina laskenut uudestaan huonoksi.

Suvisaaristo-Lauttasaari-vesimuodostuman ELS-arvo on viime vuosina kohonnut, ja alueen ekologinen tila luokitellaankin nykyään tyydyttäväksi. Sipoon saariston vesimuodostuman ekologista tilaa kuvaava ELS-arvo on laskenut niin, että alueen luokittelu on nykyään välttävä, vaikka se 1970-luvulta eteenpäin on pääosin ollut tyydyttävässä tilassa. Muiden vesimuodostumien alueella ekologisessa laatuluokituksessa ei ole viime vuosien aikana tapahtunut merkittäviä muutoksia. Kokonaismuutokset ELS-arvoissa ovat suhteellisen pieniä, kun otetaan huomioon, että ravinnekuormitus on vähentynyt yli puolella 1970-luvulta nykypäivään.

Luokittelun tekoa varten kehitettiin R-ohjelmointikielellä skriptikokoelma, joka laskee määriteltyjen vesimuodostumien ELS-arvon annetun aineiston ja taustatietojen pohjalta ja visualisoi luokittelutuloksen karttapohjalle vesimuodostumakohtaisesti.

Ekologinen laatuluokittelu tehdään valtiohallinnon viimeisimmän ohjeistuksen mukaisesti, poikkeuksena makrolevien pois jättäminen luokittelusta sopivan aineiston puuttuessa. Skriptikokoelma, käyttöohje ja esimerkkiaineistot ovat vapaasti ladattavissa ja käytettävissä osoitteesta www.hel.fi/static/ymk/tutkimus/ELSlaskuri.zip.

Sammandrag

Den ekologiska bedömningen för huvudstadsregionens kustvattenområden för perioden 2012-2015 varierar från en dålig status för Fölisöns vattenområde, otillfredsställande för vattenområdena Kronobergsfjärden, Villinge och Sibbo skärgård och måttlig för vattenområdena i Finska vikens yttre skärgård samt Sommaröarna-Drumsö vattenområdet.

Värdet för kustvattnens ekologiska kvalitetsindikator (ELS), på basen av vilken man producerar den ekologiska klassificeringen, har ökat mest sen 1970-talet för Kronobergsfjärdens och Fölisöns vattenområden. Fölisöns klassificering har dock återgått till dåligt under de senaste åren. Sommaröarna-Drumsö vattenområdets klassificering har däremot höjts till måttlig under de senaste åren, medan Sibbo skärgårds ekologiska status klassificeras numera som otillfredsställande. Inga märkbara förändringar i den ekologiska klassificeringen för de övriga vattenområdena har skett under perioden som granskas. Förändringarna i ELS-värdet är rätt så måttliga med tanke på att näringsbelastningen till området har mer än halverats sen 1970-talet.

För att utföra den ekologiska klassificeringen utvecklades ett verktyg som består av en samling skript för programvaran R. Skripterna räknar ut ELS-värdet och utför klassificeringen av givna vattenområden på basen av given bakgrundsdata och -information. Verktöget visualiserar klassificeringen på en karta enligt de givna vattenområdena. Den ekologiska bedömningen görs på basen av de senaste instruktionerna för utförandet av bedömningarna, publicerad av statsförvaltningen. Som undantag, på grund av bristfällig data, används förekomsten av makroalger inte i klassificeringen. Skriptsamlingen och en bruksanvisning med exempel data kan fritt laddas ner och användas från www.hel.fi/static/ymk/tutkimus/ELSlaskuri.zip.

Summary

An assessment of the ecological status of the coastal waters of the Helsinki metropolitan area show that for the period 2012-2015 the status varies from the bad state of the Seurasaari water area to the poor states of the Kruunuvuorenselkä, Villinki and Sipoon saaristo water areas and finally to the moderate state of the Suvisaaristo-Lauttasaari water area and the water areas in the outer archipelago of the Gulf of Finland.

The ecological quality indicator (ELS) value, based on which the assessments have been made, has increased most for the Kruunuvuorenselkä and Seurasaari water areas, even though the Seurasaari water area classification has returned to bad during the last few years. The ELS indicator-value has increase for the Suvisaaristo-Lauttasaari water area during the last years and the ecological status is currently deemed moderate. The ELS indicator-value for the water area Sippon saaristo has decreased during the latter part of the 2000's and despite historically being classified as moderate the status is now deemed poor. The classification of the other water areas do not show any marked variation during the period under inspection. Changes in the ELS indicator-value are rather small, when considering the fact that nutrient loading to the area has more than halved since the 1970's.

In order to make the assessment a collection of scripts was developed using the R-software package for statistical computing. The script collection calculates the ELS indicator-value for requested water areas based on supplied background data and information. The script collection visualizes the classification results on a map. The calculation is done according to the latest instructions, with the exception of emission of macro algae from the classification due to lack of suitable data. The collection of scripts, instructions and an example data set can be downloaded and freely used at www.hel.fi/static/ymk/tutkimus/ELSlaskuri.zip.

1 Johdanto

Pintavesien tilan seuranta perustuu Euroopan unionin vesipolitiikan puitedirektiiviin, meristrategiadirektiiviin sekä näiden kansallisiin implementointeihin, lakiin vesien- ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004), Valtioneuvoston asetukseen merenhoidon (1299/2004) ja vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006) sekä Valtioneuvoston asetukseen vesienhoitoalueista (1303/2004).

Seurantojen tarkoituksena on todentaa vesienhoidon toimenpiteiden vaikuttavuus. Kansallisella tasolla ympäristöviranomaisten toimesta on kehitetty menetelmiä, joiden avulla pyritään kuvaamaan vesistöjen tilan muutoksia. Pintaveden laadun parantamiseksi on laadittu laaja toimenpideohjelma, joka koskee kaikkia keskeisiä yhteiskunnan sektoreita, jotka vaikuttavat pintavesien tilaan.

Pääkaupunkiseudun merialueen vesienhoidon toimenpiteet vuosille 2016–2021 on esitetty julkaisussa Karonen ym. (2015) ja vuosille 2010–2015 julkaisussa Joensuu ym. (2010). Pääkaupunkiseudun rannikon vesimuodostumille ei ole asetettu vesimuodostumaan suoraan kohdistuvia toimenpiteitä, vaan toimenpiteet ovat nk. yhteistoimenpiteitä. Toimenpiteitä on yhteensä listattu 24 kappaletta, joista 8 kohdistuu maatalouteen, 7 metsätalouteen, 3 haja-asutuksen jätevesiin ja 7 yhdyskuntien jätevesiin. Suunniteltujen toimenpiteiden investointikustannukset ovat yhteensä noin 340 000 000 €/vuosi, joista selkeästi suurin yksittäinen investointi kohdistuu taajamien viemärlaitosten käyttöön ja ylläpitoon (n. 80 % kokonaiskustannuksista).

Uusia ja kehitettäviä ympäristön tilaa mahdollisesti kohentavia toimia, jotka kohdistuvat ongelmalliseen hajakuormitukseen ovat esim. ravinteiden käytön hallinta maataloudessa, peltojen suojavyöhykkeiden perustaminen ja peltojen talviaikaisen eroosion torjunta. Näiden toimenpiteiden investointikustannuksien on arvioitu olevan noin 14 300 000 €/vuosi, eli noin 4 % kokonaiskustannuksista. Näiden investointien mahdollisia vaikutuk-

Sanasto

BBI	Brackish water Benthic Index, pohjaeläinindeksi
Biologinen ELS	ELS, joka on laskettu pelkästään biologisten laatutekijöiden (kasviplankton, BBI) perusteella
ELS	Ekologinen laatusuhde
ELS-arvo	ELS ilmaistuna numeroarvona välillä 0–1
ELS-laskuri	Ekologisen laatusuhteen laskentaan tehty työkalu, joka käyttää R-skriptejä
ELS-luokka	ELS ilmaistuna sanallisena arvona välillä huono–erinomainen
Fysikaalis-kemiallinen ELS	ELS, joka on laskettu pelkästään fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden (kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, näkösyvyys) perusteella
Laskennallinen ELS	ELS, joka perustuu pelkästään mallin tuottamiin laskennallisiin tuloksiin ilman asiantuntija-arviota
R	Avoimen lähdekoodin ohjelmointikieli, joka on kehitetty tilastolliseen laskentaan

sia pintaveden laatuun seurataan monilla eri indikaattoreilla. Yksi näistä on Ekologinen Laatusuhde (ELS) -niminen indeksi, jonka avulla pintavedet luokitellaan johonkin viidestä laatuluokasta (erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono).

Aineistot, joiden avulla pintavesien laatuluokitus (ELS-indeksi) on tehty, on perinteisesti kerätty ympäristöviranomaisten toimesta. Pisimmät yhtenäiset aikasarjat ulottuvat aina 1960-luvulle saakka. Pitkät seuranta-aineistot ovat hyvin tärkeitä arvioitaessa havaittuja muutoksia veden laadussa, koska niiden avulla kyetään tarkastelemaan lyhemmän aikavälin muutosten merkitystä suhteutettuna pitkän ajan muutoksiin. Vertailtaessa pelkästään vuodesta toiseen tapahtuvia muutoksia, tai edes muutamien vuosien pituisia jaksoja, on mahdotonta arvioida vesien suojelun toimenpiteiden vaikutuksia ja erottaa nämä vaikutukset pidemmällä aikavälillä tapahtuvista muutoksista.

Ympäristöhallinnon muutoksista johtuen monet seurannoista, jotka tuottavat analyysituloksia veden laadun muutosten arviointiin, on ulkoistettu viranomaisilta konsulteille. Myös monet velvoitetarkkailut tuottavat aineistoja valtakunnallisiin veden laadun seurantoihin. Tämä aineiston tuottamisen hajautus luo haasteita tulevaisuudessa yhtenäisten luokitusten teolle. Ympäristöhallinto on jo tarttunut tähän ongelmaan luomalla avoimia tietokantoja, jonne esimerkiksi luvanvaraisten ympäristöä kuormittavien toimien velvoitetarkkailujen tulokset tallennetaan. Aineistojen tuottamisen hajautus kuitenkin korostaa jo yhtenäisten aineistojen roolia pitkän aikavälin muutosten seurannassa.

Helsingin kaupunki on tuottanut yhtenäisiä seuranta-aineistoja 1960-luvulta saakka sekä omien seurantaohjelmien että ympäristökeskuksen toteuttamien velvoitetarkkailujen yhteydessä. Näihin pitkiin seuranta-aineistoihin (1970–2016) pohjautuen pystytään tekemään takautuvasti nykyisen valtion ympäristöhallinnon ohjeiden (Aroviita ym. 2012) mukaisen veden laatuluokitus neljän vuoden jaksoina 1970-luvulta nykypäivään, muutamin varauksin. Nykyinen ympäristöhallinnon seurantaohjeistus on huomattavasti monipuolistanut meriympäristön seurantaa: perinteisten veden laadun mittarien ohella seurataan esimerkiksi vesikasvillisuutta, kalakantoja ja pohjaeläinyhteisöjä, joista etenkin kasvillisuudesta ei ole käytettävissä yhtenäistä pitkää aineistoa, joka täyttäisi luokitteluohteisuuden kriteerit.

Vesien suojelun toimenpiteiden vaikutuksia pääkaupunkiseudun rannikkovesien tilaan pystytään arvioimaan myös ensimmäistä vesienhoidon suunnitelmaa edeltävältä ajalta. Arvio pohjautuu käytettävissä oleviin pitkäaikaisaineistoihin, luokittelumenetelmän määrittämien rajojen puitteissa. Tässä raportissa ei ole esitetty niitä useita Uudenmaan alueen vesien suojelun toimenpiteitä, joita on suunniteltu tai jo toteutettu ja jotka ovat kuvattu raporteissa Karonen ym. 2015 ja Joensuu ym. 2009, sekä ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä (<http://www.syke.fi/avointieto>).

Uudellamaalla merkittävin pintavesien tilaan vaikuttava tekijä on vesiin kohdistuva ravinnekuormitus (Karonen ym. 2015). Tässä raportissa tarkastelemme pääkaupunkiseudun ravinnekuormituksen muutosten vaikutuksia ELS-arvon pohjalta tehtyyn veden ekologisen laadun luokitteluun. Merkittävimmät muutokset pääkaupunkiseudun merialueen ravinnekuormituksessa ovat olleet jäteveden puhdistustehon kohentuminen fosforin osalta 1970-luvun lopussa ja typen osalta 1990-luvun lopussa sekä erillispuhdistamojen poistuminen ja ravinnekuormituksen kohdistuminen ulkomerelle vuodesta 1987 eteenpäin yhteisen kokoojatunnelin kautta.

1.1 Pintavesien laatuluokitus

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin ja Suomen vesienhoitolain (1299/2004) edellyttämä pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitus tehtiin ensimmäisen kerran valtiohallinnon ympäristöviranomaisten toimesta vuonna 2008. Tämän ensimmäisen vesienhoidon suunnittelukauden luokittelun yhteydessä luokittelussa todettiin useita kehittämiskohteita, jotka koskivat etenkin biologisten aineistojen kattavuutta sekä puutteellisia luokittelukriteereitä.

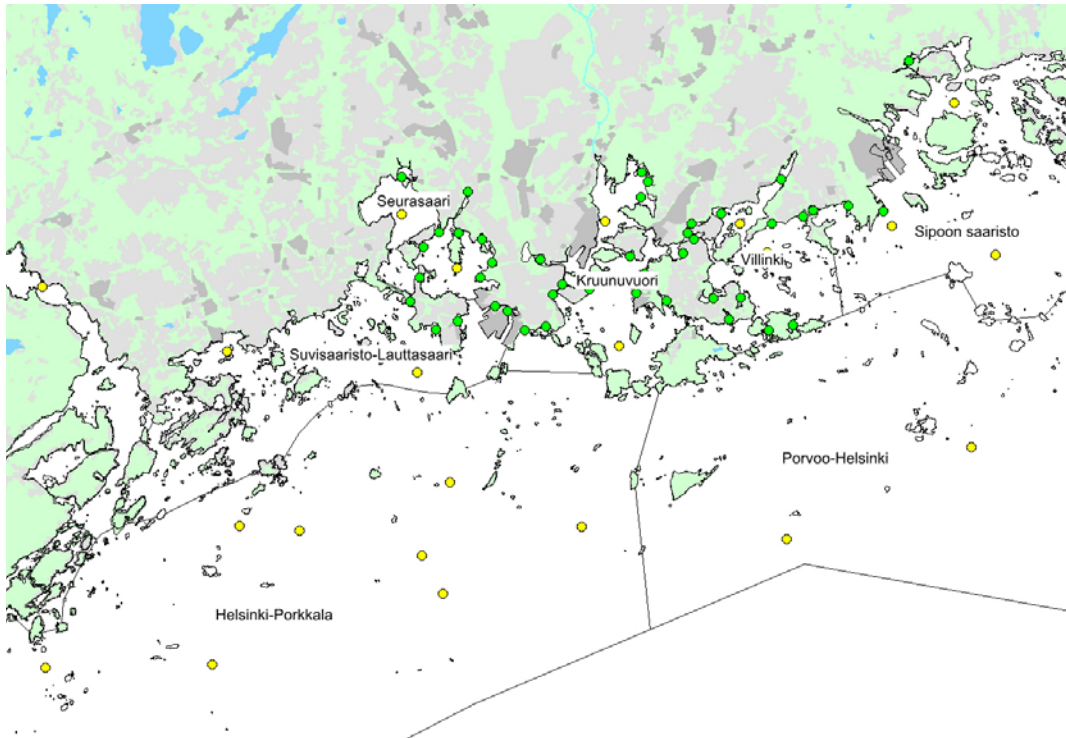
Vuonna 2010 käynnistettiin maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta luokittelujärjestelmän kehittämishanke, jonka toteuttivat Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus. Työn tuloksena julkaistiin päivitetty luokitteluohje pintavesille (Aroviita ym. 2012).

Tässä raportissa esitettävä pääkaupunkiseudun rannikkovesien laatuluokitus ja laatuluokituksen tekemistä varten kehitetty R-ohjelmointikielellä tehty skriptikokoelma perustuvat päivitettyihin luokitteluohjeisiin. Luokittelussa käytetyt arviointiperusteet löytyvät raportin Aroviita ym. (2012) liitteistä ja luokittelumenetelmä ja sen muutokset verrattuna ensimmäiseen suunnittelukauteen on esitetty yksityiskohtaisesti samassa raportissa. Mahdolliset poikkeamat ja poikkeamien perustelut luokittelun teossa on esitettyä tämän raportin kappaleessa 4.3.

Pintavesien laatuluokituksen luokittelukriteereiden soveltamiseksi on ensin arvioitava luokiteltavan vesimuodostuman luonnollinen tyyppi mahdollisimman luotettavasti. Tässä raportissa käsitellään kahta vesimuodostumatyyppiä, jotka esiintyvät pääkaupunkiseudun edustalla: Suomenlahden ulkosaaristo sekä Suomenlahden sisäsaaristo. Tätä raporttia varten käytettiin valtiohallinnon tekemää vesimuodostumien tyypittelyä.

Pääkaupunkiseudun rannikkoalueelta käsiteltäväksi on valittu seitsemän vesimuodostumaa (Kuva 1), joista kaksi kuuluu Suomenlahden ulkosaariston rannikkovesityyppiin (Helsinki-Porkkala, Porvoo-Helsinki). Viisi muuta (Suvisaaristo-Lauttasaari, Seurasaari, Kruunuvuori, Villinki ja Sipoon saaristo) kuuluvat Suomenlahden sisäsaaristo rannikkovesityyppiin. Valtiohallinnon toimesta näille vesimuodostumille on tehty 1. ja 2. suunnittelukauden mukaiset veden ekologisen tilan luokittelut (Taulukko 1).

Kaikkien vesimuodostumien tilaksi on arvioitu välttävä. Erilaisista rajoitteista johtuen kaikkien vesimuodostumien hyvän tilan saavuttamisen takarajaa on pidennetty lainsäädännön salliman määrän verran, vuoteen 2027 saakka. Valtiohallinnon toimesta on arvioitu vesialueiden hydrologis-morfologinen muuttuneisuus, joka määrittää osittain vesimuodostuman parhaan saavutettavissa olevan hoitotoimenpiteiden jälkeisen tilan. Pääkaupunkiseudun vesimuodostumista Suvisaaristo-Lauttasaari ja Kruunuvuorenselkä arvioidaan olevan suuresti muutettu ja Seurasaari erittäin suuresti muutettu. Muiden vesimuodostumien muuttuneisuus on arvioitu vähäiseksi tai erittäin vähäiseksi (Taulukko 1, Karonen ym. 2015).



Kuva 1: Helsingin edustan vesimuodostumat ja näyteasemat. Keltaisella merkityiltä asemilta näytteet haetaan vähintään kerran kuukaudessa ja vihreällä merkityiltä asemilta kaksi kertaa vuodessa.

Taulukko 1. Pääkaupunkiseudun rannikkoalueen vesimuodostumien valtiovallinnon toteuttama veden ekologisen tilan laatuluokitus sekä vesimuodostumien arvioitu hydrologis-morfologinen muuttuneisuus ja arvio hyvän ekologisen tilan saavutettavuudesta. Mikäli alkuperäinen lainsäädännön mukainen aikaraja vuoteen 2021 mennessä katsotaan olevan saavuttamattomissa, voidaan hyvän tilan saavuttamisen takaraja siirtää vuoteen 2027.

Vesimuodostuma	Ekologinen tila		Arvio hyvän tilan saavutettavuudesta	
	1. suunnittelu- kausi	2. suunnittelu- kausi		
Helsinki-Porkkala	Tyydyttävä	Välttävä	Erinomainen	2027
Porvoo-Helsinki	Tyydyttävä	Välttävä	Hyvä	2027
Suvisaaristo-Lauttasaari	Tyydyttävä	Välttävä	Välttävä	2027
Seurasaari	Välttävä	Välttävä	Huono	2027
Kruunuvuoren- selkä	Välttävä	Välttävä	Välttävä	2027
Villinki	Välttävä	Välttävä	Erinomainen	2027
Sipoon saaristo	Tyydyttävä	Välttävä	Erinomainen	2027

1.1.1 Ekologinen laatusuhde

ELS eli ekologinen laatusuhde on suure, joka lasketaan tiettyjen veden biologisten ja fyysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden pohjalta. ELS on tunnusarvo, jonka perusteella veden laatu luokitellaan johonkin viidestä eri laatuluokasta, jotta voidaan helposti mielletävällä ja visualisoitavalla tavalla välittää tietoa veden laadun muutoksista. ELS:een arvot ovat skaalattu niin, että laskennallinen ELS saa arvon väliltä 0–1, jossa arvot 0–0,2 indikoivat veden huonoa laatua, 0,2–0,4 välttävää laatua, 0,4–0,6 tyydyttävää laatua, 0,6–0,8 hyvää laatua ja 0,8–1 erinomaista laatua.

ELS-arvolla on hierarkkinen rakenne koska se pohjautuu useampaan osatekijään: fyysikaalis-kemialliseen ELS-arvoon (näkösyvyys, kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi), biologisten tekijöiden (rannikkovesissä a-klorofylli sekä kasviplanktonin kokonaisbiomassa) ELS-arvoon, pohjaeläinindeksin (BBI) ELS-arvoon sekä makrolevien pohjalta laskettuun ELS-arvoon. Näiden eri tekijöiden perusteella laskettujen yksittäisten, tekijäkohtaisten ELS-arvojen, pohjalta lasketaan lopullinen ELS-arvo. Kaikkien vesimuodostumien kohdalla kaikkia yksittäisiä tekijäkohtaisia ELS-arvoja ei pystytä laskemaan aineiston puutteiden takia, jolloin lopullinen ELS-arvo perustuu paikoittain puutteelliseen aineistoon.

Tässä raportissa on viitattu pelkillä biologisilla tuloksilla ELS-rajatarvojen avulla laskettuun numeroarvoon termillä ”biologinen ELS-arvo” ja yksittäisten parametrien skaalattuihin arvoihin termeillä kuten ”BBI:n ELS-arvo”. Makroleväaineistoa ei käytetty lainkaan luokittelussa koska pääkaupunkiseudun merialueelta kerätty aineisto ei täytä luokittelun asettamia kriteereitä rakkolevän esiintymissyvyyden laskentatavan osalta. Makroleväaineiston käytön ohjeistus luokittelun teossa ei myöskään vielä ole täysin vakiintunut.

Luokitteluohjeet antavat mahdollisuuden muuttaa lopullista laskennallista ELS-arvoa asiantuntija-arvioon pohjautuen. Tässä raportissa esitetään laskennalliset ELS-arvot niin, että historiallinen vertailtavuus olisi mahdollisimman yksinkertaista ja tulokset tuotettu mahdollisimman objektiivisesti. Valtiohallinnon tuottamiin luokittelutuloksiin verrattuna tässä raportissa käsiteltyjen vesimuodostumien osalta ei ole myöskään käytetty makroleväaineistoja, eikä asiantuntija-arvioiden tueksi käytettyjä aineistoja, joille ei ole määritetty raja-arvoja (esim. pohjanläheisen veden happipitoisuus).

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Seuranta-aineisto

Tässä tutkimuksessa on käytetty aineistoa Helsingin edustan vesimuodostumien havaintoasemilta (Kuva 1). Kaiken kaikkiaan tuloksia on käytössä 76 eri asemalta, joista asemat, joilta on eniten aineistoa, on esitetty kuvassa 1. Vesimuodostumista kaksi (Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki) ovat pintavesien tyyppiltään Suomenlahden ulkosaaristoalueita, loput viisi (Suvisaaristo-Lauttasaari, Seurasaari, Kruunuvuorenselkä, Villinki ja Sipoon saaristo) kuuluvat tyyppiin Suomenlahden sisäsaaristo.

Pintavesien laatuluokittelun tekoon on käytetty sopivaa saatavilla olevaa aineistoa. Pääkaupunkiseudun edustan kaikille vesimuodostumille on saatavilla aineistoa luokittelun tekoon pohjaeläinten, kokonaistyyppien, kokonaisfosforin, näkösyvyyden sekä a-klorofyllin

osalta. Kasviplanktonin biomassa-aineistoja löytyy myös laajalti, mutta tälle parametrille ei ole asetettu vertailuarvoja Suomenlahden sisäsaariston rannikkovesityypille, joten kasviplanktonin biomassaa käytetään ekologisen laatuLuokituksen tekoon ainoastaan Suomenlahden ulkosaariston rannikkovesityypin vesimuodostumille, Porvoo-Helsinki sekä Helsinki-Porkkala. Luokittelun tekoon sopivaa makroleväaineistoa ei ole käytettävissä, joten tätä parametria ei käytetty lainkaan luokittelun teossa. Pohjaeläinaineistosta on jätetty pois raakkuäyriäiset (Ostracoda). Raakkuäyriäisten esiintymistä ryhdyttiin seuraamaan pääkaupunkiseudun aineistoissa vasta vuonna 2007, ja niiden osuus kokonaisbiomassasta on paikoittain kohtalaisen suuri, mikä vaikuttaa pohjaeläinindeksiin.

Helsingin kaupungin ympäristökeskus toteuttaa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelmaa sekä omia seurantaohjelmiaan. Seuranta-asemien näytteenottofrekvenssi sekä analyysivalikoima vaihtelevat riippuen siitä, mihin spesifiseen seurantaohjelmaan tietty asema kuuluu. Asemien näytteenottofrekvenssi on muuttunut vuosien mittaan. Kuvassa 1 esitettyjen asemien frekvenssi on joko yksi tai kaksi kertaa kuukaudessa, tai kaksi kertaa vuodessa veden laadun sekä kasviplanktonbiomassan ja a-kloro-fyllin analyysien suhteen. Pohjaeläinnäytteet on haettu syksyisin kerran vuodessa.

Analyysitulokset on harmonisoitu tai analyysimenetelmien muutosten yhteydessä on pyritty tarkastamaan, että tulokset ovat toisiaan vastaavia. Veden a-klorofyllipitoisuus analysoitiin vuoden 1993 loppuun asti Stricklandin ja Parsonsin (1968) menetelmällä, johon tuli vuosina 1976 ja 1979 uudistuksia Vesihallituksen vesientutkimustoimistolta. Vuodesta 1994 alkaen on käytetty standardia SFS 5772 (1993), jossa uuttoliuos on vaihdettu asetoni- etanoliksi. Asetoniuutolla saadut klorofyllitulokset on korjattu vastaamaan etanoliuuton klorofyllituloksia käyttämällä korjauskertoimia. Muuntokertoimenä käytettiin vuoden 1994 näytteistä tehtyjä vertailuja (Viljamaa 1995).

Näytteenottomenetelmissä on tapahtunut vuosien mittaan joitakin muutoksia. Kasviplankton ja a-klorofyllinäytteet on otettu putkinoutimella (pituus 2 m, tilavuus 1,6 l) pääosin aamupäivisin huhti-lokakuussa (joskus maaliskuu-marraskuussa) yleensä kahden viikon välein. Vuodesta 2015 eteenpäin klorofyllinäytteet on otettu Ruttner-noutimella, pintavedestä ja 5 metrin syvyydestä. Myös aiempina vuosina Ruttner-noudinta on satunnaisesti käytetty a-klorofyllinäytteiden ottoon. Näytteet edustavat pintavettä, yleisimmin 0–4 (5) metrin vesikerrosta.

Kasviplanktonnäytteet säilöttiin aikaisempina vuosina Keefen liuoksella (Keefe 1926) ja 1970-luvulta lähtien Lugol-liuoksella Baltic Marine Biologists -ohjeiden mukaisesti (Edler 1979). Kasviplanktonnäytettä laskeutettiin levämässän runsauden mukaan 1–50 ml vähintään vuorokausi laskeutuskammioissa. Kasviplankton laskettiin ja määritettiin käänteismikroskoopilla faasikontrastioptiikalla. Aikaisempina vuosina käytettiin 625- ja vuodesta 1979 alkaen 156-kertaisia suurennuksia. 1980-luvun lopulla otettiin käyttöön uusi käänteismikroskooppi, jonka yhteydessä käytettiin laskennoissa ja määrittelyissä 500- ja 125-kertaisia suurennuksia. Suurimmat yksilöt laskettiin koko kyvetin pohjan alalta tai pohjakaistaleelta ja pienimmät satunnaisesti valituilta näkökentiltä. Kullakin tavalla laskettiin vähintään 400 yksilöä. Lajien nimeämisessä käytettiin muun muassa Edlerin ym. (1984) listaa, jota uudistettiin tarpeen mukaan. Kasviplanktonnäytteitä laskivat vuosien kuluessa useat henkilöt. Kasviplanktonbiomassa laskettiin hiilenä käyttäen ympäristökeskuksen omaa rekisteriä. Rekisterin hiilibiomassatiedot on laskettu solujen keskitilavuuksista ja pilleillä plasmatilavuuksista käyttäen apuna muun muassa Naulapään (1965) ja Edlerin ym.

(1979) taulukkoja. Suurin osa käytetyistä tilavuuksista perustuu omiin mittauksiin ja osa on peräisin julkaisemattomasta aineistosta (Huttunen & Kononen, Merentutkimuslaitos). Vuodesta 2011 kasviplanktonin biomassan laskemiseen on käytetty valtiohallinnon Hertta-järjestelmään päivitettäviä kerrointaulukoita. Tässä raportissa koko kasviplanktonin laskenta-aineistolle käytettiin Hertta-järjestelmän tarkistettuja hiilibiomassa-arvoja, joten osa biomassatuloksista poikkeaa jonkin verran aiemmin julkaistuista.

Pohjaeläinnäytteet on haettu kerran vuodessa, syys-marraskuun aikana. Näytteenottimenä pehmeillä pohjilla käytettiin Ekman-Birge-tyyppistä pohjanoudinta (pinta-ala 303 cm²), jolla otettiin viisi rinnakkaisnäytettä yhtä havaintopaikkaa kohti. Näytteet seulottiin vesijohtovedellä 0,5 mm teräsverkkoseulan läpi. Kovemmissa pohjilla käytettiin van Veen-tyyppistä pohjanoudinta (pinta-ala 1 111 cm²), jolla otettiin kolme osanäytettä kultakin havaintopaikalta. Kovien pohjien näytteet seulottiin heti näytteenoton jälkeen vesijohtovedellä kahden teräsverkkoseulan läpi (1,0 mm ja 0,5 mm).

Jokaisen noston eri seuloissa olleet osanäytteet säilöttiin erilliseen astiaan Bengalrosalla värjättyyn noin 94 % etanoliin. Eläimet eroteltiin muusta seulontajätteestä laboratoriossa stereomikroskoopin avulla vähintään kuusinkertaista suurennosta käyttäen.

Pohjaeläimet määritettiin pääasiassa lajitasolle, mutta harvasukasmatojen (*Oligochaeta*) ja surviaissääskien (*Chironomidae*) toukat määritettiin ryhmätasolle. Leväkatkat (*Gammaurus* spp.) ja *Marenzelleria*-suvun liejuputkimadot määritettiin sukutasolle. Sukkulamatoja (*Nematoda*) ja levärupea (*Electra crustulenta*) ei laskettu mukaan yksilömääriin tai biomassaan, mutta niiden esiintyminen huomioitiin. Raakkuäyriäiset (*Ostracoda*) poimittiin ja niiden lukumäärä laskettiin, mutta niitä ei punnittu. Raakkuäyriäisiä ei ole laskettu olenkaan ennen vuotta 2006 olevista näytteistä. Tästä syystä niiden biomassaa ei käytetä ekologisen luokittelun teossa.

Poimittuja pohjaeläinnäytteitä säilytettiin vähintään kuukausi etanolissa ennen niiden punnitsemista. Ennen punnitusta eläimiä liotettiin hetki vedessä, minkä jälkeen ylimääräinen kosteus poistettiin imupaperin päällä. Jokainen laji/ryhmä punnittiin erikseen kaikista nostoista.

Ekologisen laatuluokittelun tarpeisiin on saatavilla yhtenäistä aineistoa vuodesta 1970 saakka. Pisin yhtenäinen aineisto koostuu kokonaisfosforin pitoisuuksista. Kokonaistypen pitoisuuksia on käytettävissä kaikille vesimuodostumille vuodesta 1972. Myös näkösyvyshavainnot on yhtenäisenä aikasarjana vuodesta 1972, poikkeuksena Villingin vesimuodostuma, jolta havainnot puuttuvat vuosilta 1996–1999. Pohjaeläinaineiston suhteen puutteelliset aineistot keskittyvät vuosiin ennen 1990-lukua ja pääosin Sipoon saariston sekä Porvoo-Helsinki-vesimuodostumien alueille. Yhtenäisimmät aineistot ovat käytössä Helsinki-Porkkala- sekä Suvisaaristo-Lauttasaari-vesimuodostumille. Yhtenäinen pohjaeläinaineisto on käytettävissä kaikille vesimuodostumille vuodesta 1995 vuoteen 2009.

2.2 ELS-laskuri

ELS-laskuri on kokoelma R-skriptejä (R Core Team 2015) ja tukitiedostoja, joka laskee rannikkovesien ekologisen laatuluokituksen (ELS) ympäristöhallinnon ohjeistuksen mukaan annetun aineiston perusteella. Skriptikokoelman käyttämät ekologisen tilan kriteerit ovat Suomen ympäristökeskuksen tekemän vesienhoidon toisen suunnittelukauden ohjeistus-

ten mukaiset, ohjeet ja käytännöt on saatu julkaisusta Aroviita ym. (2012). Poikkeuksena ohjeistuksesta tässä raportissa esitetyissä luokitteluissa makroleväaineistoa ei käytetä toistaiseksi lainkaan sopivan aineiston puuttuessa. Huomautettakoon, että ympäristöhallinnon Hertta-järjestelmästä löytyvässä virallisessa rannikkovesien ekologisessa laatu-luokituksessa ei ole tähän saakka myöskään käytetty makroleväaineistoja (http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat).

ELS-laskurin käyttöohje on tämän raportin liitteenä (liite 1) ja skriptikokoelman voi ladata osoitteesta www.hel.fi/static/ymk/tutkimus/ELSlaskuri.zip.

R-ohjelmisto on ilmainen ja sen voi ladata osoitteesta <https://www.r-project.org/>. R on tilastotieteelliseen ohjelmointiin kehitetty ohjelmointikieli. Se on avoimen lähdekoodin ohjelmisto, eli vapaasti saatavissa, käytettävissä ja muokattavissa. Se sopii ELS-laskurin tarkoituksiin mainiosti, koska sillä kyetään käsittelemään suuriakin aineistoja nopeasti ja kätevästi. Tässä raportissa ja liitteessä 1 esitetty skriptikokoelma on kehitetty spesifisesti pääkaupunkiseudun merialueen vesimuodostumien ekologisen veden laadun luokitteluun. Skriptikokoelma on muokattavissa sopimaan muuallekin Suomen rannikkoalueelle. ELS-laskurilla on mahdollista tuottaa ekologinen laatu-luokitus havaintoasema- tai vesimuodostumakohtaisesti haluamilleen neljän vuoden jaksoille, niiltä osin kuin luokitteluun kelpavaa aineistoa on saatavilla. Luokittelun voi tehdä sekä biologisten tai fysikaalis-kemiallisten tekijöiden pohjalta erikseen tai näiden yhdistelmänä. Laskuri tuottaa useita tulosteita, joissa arvioidaan eri parametrien pois jättämisen vaikutus luokittelutulokseen. Näin käyttäjä voi arvioida luokittelun luotettavuutta, mikäli aineisto on puutteellinen.

2.3 ELS-laskurin toiminta

ELS-laskuri tarvitsee syötteekseen aineistoa kolmesta fysikaalis-kemiallisesta ja kolmesta biologisesta parametrasta (taulukko 2). Varsinaisen syöteaineiston lisäksi malli tarvitsee erilaisia taustatietoja havaintoasemista ja vesimuodostumista, joilta aineisto on kerätty. Ladattavan skriptikokoelman mukana tulevat pääkaupunkiseudun merialueen vesimuodostumien kaikki tukitiedostot siinä muodossa kuin niitä on käytetty tätä raporttia varten. Tukitiedostoja voi muokata, esim. mikäli halutaan lisätä havaintoasemia. Havaintoasemista on oltava tiedossa, mihin vesimuodostumaan ne kuuluvat. Lisäksi tarvitaan pohjaeläin-havaintoja tuottavien asemien syvyystiedot.

Vesimuodostumista on tiedettävä myös, mitä vesialuetyyppejä (pääkaupunkiseudun merialueen tapauksessa Suomenlahden sisäsaaristo tai Suomenlahden ulkosaaristo) ne edustavat. Kullekin vesialuetyypille on omat ELS-vertailuarvot (Aroviita ym. 2012), joista koostettua taulukkoa laskuri käyttää. Lisäksi tarvitaan karttojen piirtämistä varten käsiteltävän alueen shapefile-muodossa oleva kartta, jossa vesimuodostumat ovat omina alueinaan.

Malli laskee kustakin taulukon 2 mukaisista parametreista kaikkien vesimuodostuman havaintojen mediaanin havaintoasemakohtaisesti. Nämä yhdistetään koko vesimuodostuman arvoksi laskemalla parametrikohainen mediaanien keskiarvo. Neljän peräkkäisen vuoden vesimuodostuma- ja parametrikohaisista keskiarvoista lasketaan edelleen keskiarvo. Kullekin parametrille on aluekohtaisesti määritetty vertailuarvo. Parametrikohainen ELS lasketaan vertaamalla parametrin neljän vuoden keskiarvoja vertailuarvoon. Vertailuarvot on määritetty kullekin parametrille yksilöllisesti käyttäen vaihtelevasti saatavilla olevaa 1900-luvun alun aineistoa, mallintamista ja tilastoihin pohjautuvaa arviointia. Tarkeempaa tietoa vertailuarvoista on luokitteluohjeessa (Aroviita ym. 2012).

Taulukko 2. ELS-laskurin syöteparametrit. Pohjaeläinindeksiä lukuun ottamatta, ELS-arvon laskemiseen käytetyt havainnot ovat kesä/syyskaudelta (1.7. – 15.9.).

Parametri	ELS-laskurissa käytetty lyhenne	Yksikkö
Fysikaalis-kemialliset parametrit		
Näkösyvyys	secchi	m
Kokonaistyyppi	ntot	µg/l
Kokonaisfosfori	ptot	µg/l
Biologiset parametrit		
Klorofylli-a	chl _a	µg/l
Kasviplanktonin kokonaisbiomassa	biomassa	mg/l
Pohjaeläinindeksi (BBI)	BBI	Ei yksikköä

Kasviplanktonin kokonaisbiomassan ja klorofylli-a:n ELS-arvoa verrataan keskenään, ja laskuri valitsee huonomman ELS-arvon saavan jatkokäsittelyyn. Näin saatua kasviplankton-laatutekijää käytetään laskettaessa eteenpäin. Biologisten parametrien perusteella laskettu veden ekologinen tila (huonompaa tilaa indikoiva kasviplanktonparametri ja BBI) ja fysikaalis-kemiallisten parametrien perustella laskettu veden ekologinen tila (näkösyvyys, kokonaisfosfori, kokonaistyyppi) lasketaan erikseen tilaan vaikuttavien muuttujien ELS-arvojen keskiarvoina. Raportissa esitettävä ekologinen tila lasketaan vielä biologisen ja fysikaalis-kemiallisen tilan keskiarvona. Lopullisen ekologisen tilan määrittämiseen kuuluu myös asiantuntija-arvio. Tässä raportissa esitettäviin luokitteluihin ei ole sisällytetty asiantuntija-arvioita, jotta voidaan säilyttää objektiivinen arvio rannikkovesien ekologisesta laatuoluokittelusta historiallista vertailua tehtäessä.

ELS-laskurissa on kaksi ydinmallista irrallista lisämoduulia, joilla tuloksia voi modifioida, eli tehdä asiantuntija-arvio. Toinen niistä tulostaa pelkät ELS-luokan mukaan väritetyt karttakuvat tekstitiedostossa määriteltyjen luokkien mukaan. Jos halutaan käyttää asiantuntija-arvioita, voidaan tähän tekstitiedostoon muuttaa vesimuodostumakohtaisesti laskurin tuottamaa objektiivista luokittelutulosta. Toinen lisämoduuli antaa mahdollisuuden painottaa biologisia ja fysikaalis-kemiallisia ELS-arvoja halutussa suhteessa (laskurin oletuspainotus on 1/1). Tämäkin moduuli tulostaa uudet kartat tekstitiedostojen lisäksi. Luokitus on myös mahdollista tehdä havaintoasemakohtaisesti. Näiden lisämoduulien käyttö on selostettu tarkemmin liitteessä 1.

2.4 ELS-laskurin tulosteet

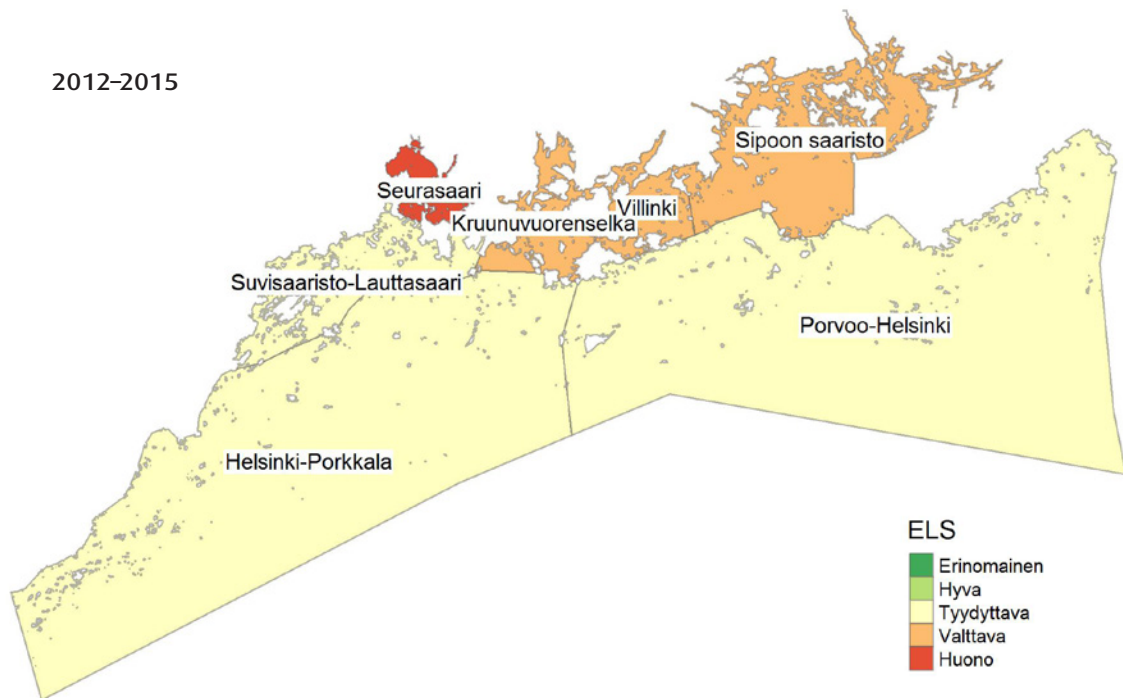
ELS-laskuri tulostaa varsinaisen luokittelun lisäksi useamman diagnostisen tuloksen, jonka pohjalta voidaan arvioida luokittelun luotettavuutta. Varsinainen luokittelutulos tulostetaan karttakuvana, sanallisena taulukkona sekä varsinaisena ELS-arvot sisältävänä taulukkona joko havaintoasema- tai vesimuodostumakohtaisesti.

Laskuri tulostaa kuvaajat, joissa visualisoidaan vesimuodostumakohtaisesti mahdollinen luokitteluparametrien puuttuminen sekä yksittäisten parametrien ja parametriparien poisjättämisen vaikutus luokittelun tulokseen vesimuodostuma- ja parametrikohteisesti. Näiden tulosten avulla voidaan arvioida aineiston mahdollisista puutteista johtuvia muutoksia luokittelun tuloksissa.

3 Tulokset

3.1 Pääkaupunkiseudun vesimuodostumien ekologinen laatuluokittelu 2012–2015

Ekologinen laatuluokitus on tyydyttävä kolmen vesimuodostuman alueella: Porvoo-Helsinki, Helsinki-Porkkala sekä Suvisaaristo-Lauttasaari. Sipoon saariston, Villingin sekä Kruunuvuorenselän vesimuodostumien ekologien laatuluokitus on välttävä ja Seurasaaren vesimuodostuman ekologinen laatuluokitus on huono (kuva 2).



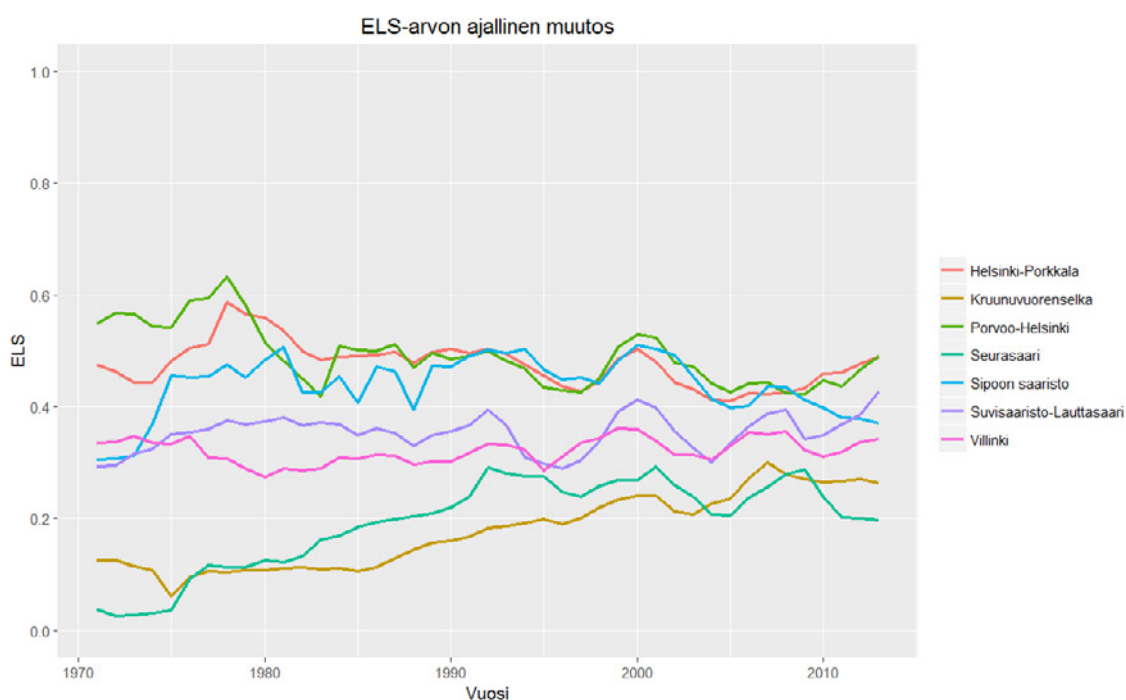
Kuva 2. Ekologinen veden laadun luokittelu jaksolle 2012–2015 pääkaupunkiseudun edustan vesimuodostumille.

3.2 Ekologisen laatusuhteen pitkän ajan muutokset

Pääkaupunkiseudun vesimuodostumien ekologiset laatusuhteet ovat nykyään yhtenevämpiä kuin 1970-luvun alussa (kuva 3). Avoimimmat vesimuodostumat (Porvoo-Helsinki, Helsinki-Porkkala, Sipoon saaristo) ovat ekologisen laatuluokituksen perusteella parhaassa kunnossa ja muutokset ELS-arvossa ovat samankaltaiset 1980-luvun alusta aina 2010-luvun alkuun näiden vesimuodostumien alueella. Sipoon saariston ELS-arvo on alun perin ollut kahta muuta vesimuodostumaa huonompi ja se on uudestaan heikentynyt hieman 2010-luvulla muuttuen tyydyttävästä (ELS 0,4–0,6) välttäväksi (ELS 0,2–0,4). Porvoo-Helsingin sekä Helsinki-Porkkalan vesimuodostumien ELS-arvot sijoittuvat nykyään luokkaan tyydyttävä. Näiden vesimuodostumien laatuluokka on pääosin ollut tyydyttävä vuodesta 1970 eteenpäin.

Villingin ja Suvisaaristo-Lauttasaaren vesimuodostumien ELS-arvon kehitys muistuttaa toisiaan. Suurimmat muutokset näiden vesimuodostumien veden laadussa ovat tapahtuneet 1990-luvun jälkeen, jolloin ELS-arvo on vaihdellut aikaisempaa enemmän. 2010-luvun aikana vesimuodostumien ELS arvo on eriytynyt niin, että Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuman nykyinen laatuluokka on tyydyttävä, kun se Villingin osalta on edelleen välttävä. Näiden vesimuodostumien laatuluokka on pääosin ollut välttävä.

Kruunuvuorenselän ja Seurasaaren vesimuodostumien ELS-arvo on ollut muita vesimuodostumia selkeästi heikompi ja on ollut Seurasaaren osalta huono aina 1980-luvun lopulle ja Kruunuvuoren osalta huono aina 1990-luvun lopulle saakka. Tämän jälkeen alueiden laatuluokitus on pääosin ollut välttävä, joskin aivan viime vuosina Seurasaaren vesimuodostuman ELS-arvo on tippunut uudestaan alle arvon 0,2, jolloin ekologinen laatuluokitus on taas huono.



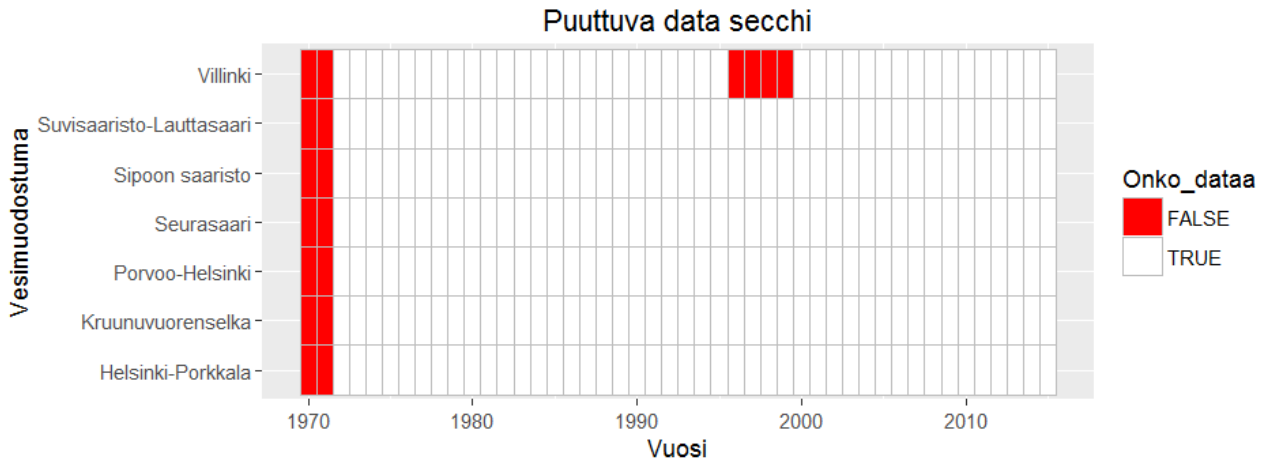
Kuva 3. Pääkaupunkiseudun merialueen vesimuodostumien ekologisen laatusuhde-arvon muutokset neljän vuoden keskiarvoina laskettuna aineistolle vuosilta 1970–2015.

3.3 Puutteet lähtöaineistossa

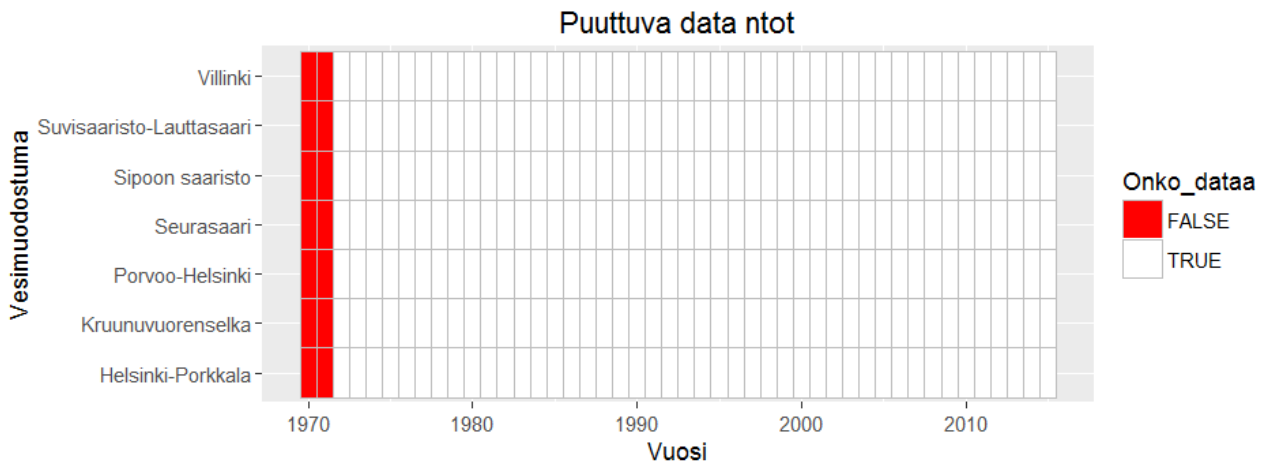
Lähtöaineistossa on jonkin verran puutteita, jotka ajoittuvat pääosin mittausjakson alkupäähän. Näkösyvyysaineisto on vuodesta 1973 alkaen suhteellisen kattava (Kuva 4), kokonaistyyppiaineistoa on yhtenäisesti vuodesta 1973 (kuva 5) ja kokonaisfosforiaineistoa vuodesta 1970 alkaen (kuva 6).

Malli käyttää kasviplanktonin kokonaisbiomassa-aineistoa ainoastaan ulkosaaristotyyppiin vesimuodostumille (Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki). Kasviplanktonin kokonaisbiomassa-ainestoa puuttuu kolmelta yksittäiseltä vuodelta Porvoo-Helsinki-vesimuodostuman osalta ja kahdelta yksittäiseltä vuodelta Helsinki-Porkkala-vesimuodostuman osalta (Kuva 7). Klorofylli-a:n pitoisuudet kuvaavat myös kokonaiskasviplanktonbiomassaa ja

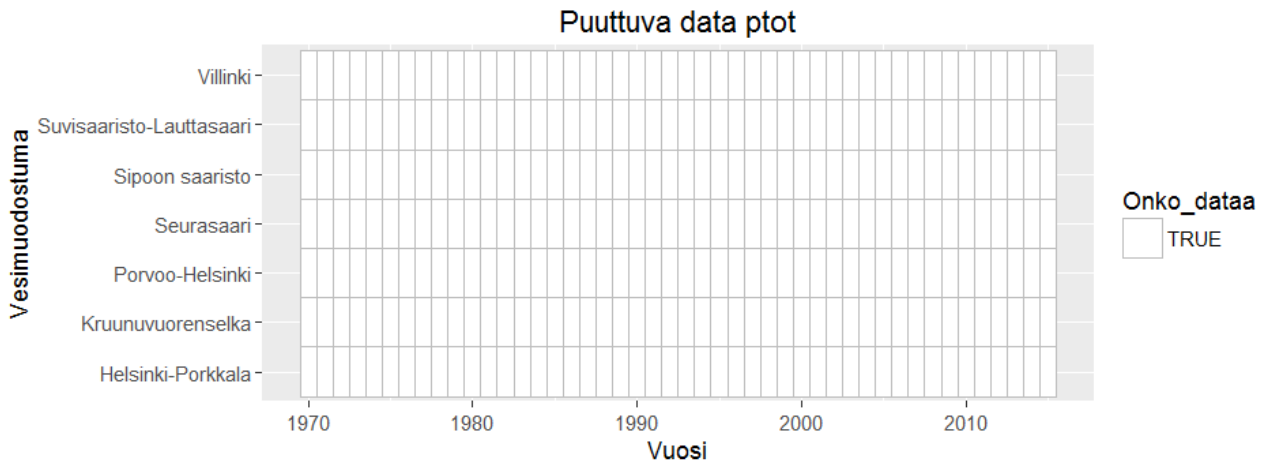
ravintoverkon nettoperustuotantoa. Tämän parametrin osalta aineistoa puuttuu pääosin ajanjakson alkupuolelta, mutta myös Suvisaaristo-Lauttasaaren ja etenkin Villingin vesimuodostumien alueelta 1990-luvulta (kuva 8). Pohjaeläinaineisto alkaa vuodesta 1973, minkä jälkeenkin siinä on selvästi enemmän aukkoja kuin muissa aineistoissa (kuva 9). Eniten pohjaeläinaineiston puutteita löytyy Sipoon saariston ja Porvoo-Helsingin vesimuodostumien osalta. Puutteet kohdistuvat kuitenkin pääosin aineiston alkupäähän 1970- ja 1980-luvuille, muiden kuin Villingin ja Seurasaaren vesimuodostumien osalta.



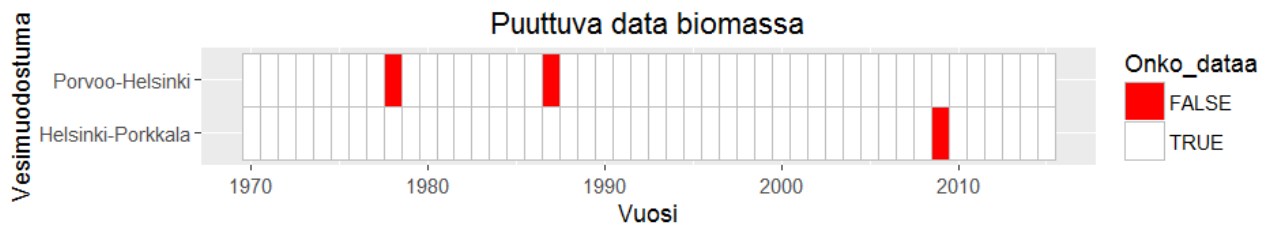
Kuva 4. Vuodet, joilta puuttuu näkösyvyysaineistoa.



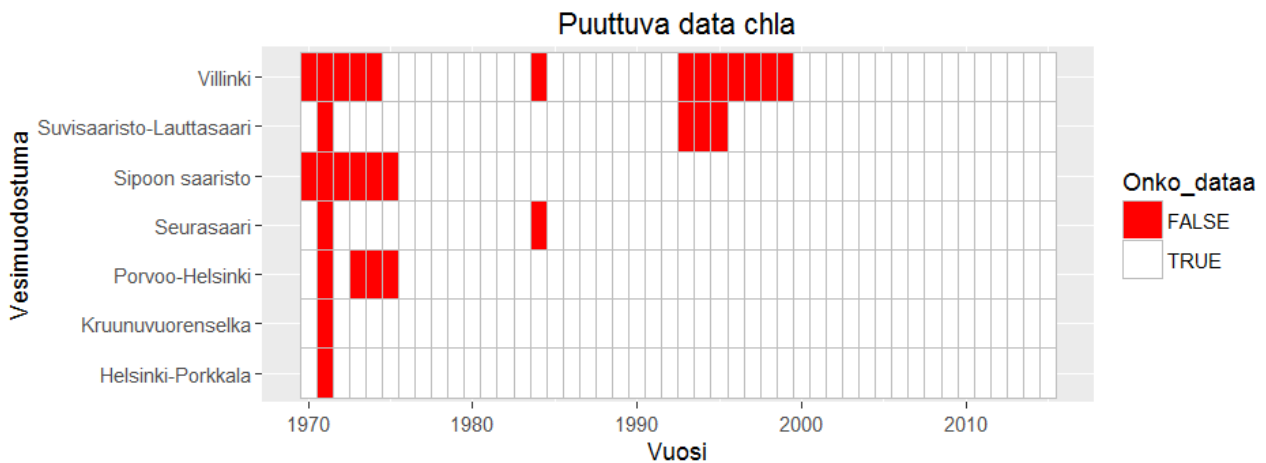
Kuva 5. Vuodet, joilta puuttuu kokonaistyyppiaineistoa.



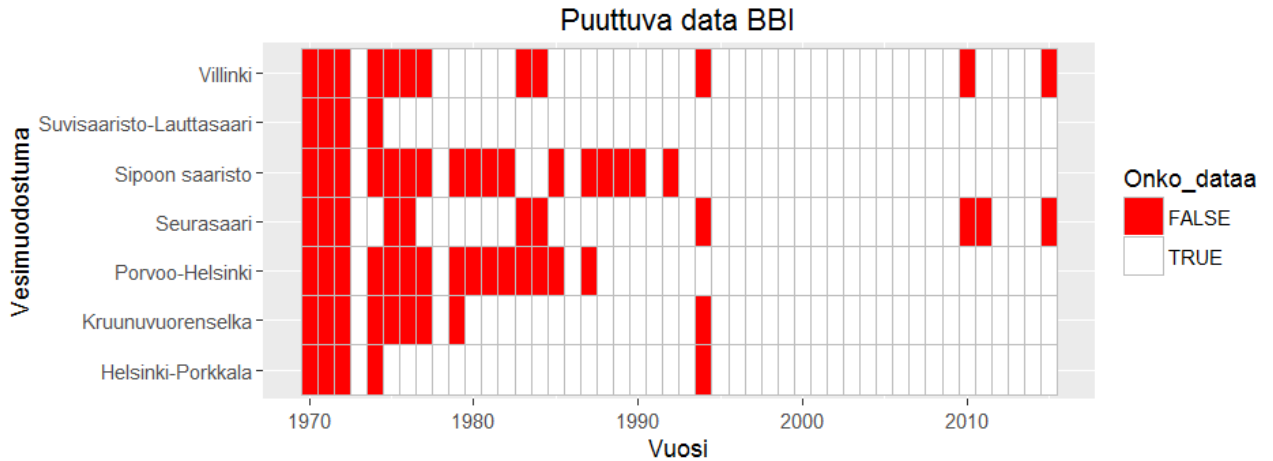
Kuva 6. Vuodet, joilta puuttuu kokonaisfosforiaineistoa.



Kuva 7. Vuodet, joilta puuttuu kasviplanktonin kokonaisbiomassa-aineistoa.



Kuva 8. Vuodet, joilta puuttuu klorofylli a -ainestoa.



Kuva 9. Vuodet, joilta puuttuu pohjaeläinainestoa.

3.4 Lähtöaineiston puutteiden vaikutus luokittelun tuloksiin

3.4.1 Biologisen tai fysikaalis-kemiallisen aineiston puuttumisen vaikutus luokittelun tuloksiin

Tarkastelemalla luokittelutulosta pelkästään fysikaalis-kemiallisten tai biologisten parametrien pohjalta verrattuna molempien aineistojen pohjalta tuotettuun luokittelutulokseen voidaan osoittaa, miten jommankumman parametriluokan poisjättäminen vaikuttaa luokittelutuloksiin. Avoimimpien Helsinki-Porkkalan ja Porvoo-Helsingin vesimuodostumien osalta fysikaalis-kemiallinen luokittelu antaa pääosin paremman ELS-arvon verrattuna vain biologisten parametrien pohjalta tehtyyn luokitteluun (kuvat 10 ja 11). Poikkeuksena tähän sääntöön on 1980- ja 1990-lukujen vaihe, jolloin biologisten parametrien pohjalta tehty luokittelu antoi paremman ELS-arvon.

Merkittävimmät muutokset ELS-arvoissa Suomenlahden ulkosaariston rannikkovesityypin vesimuodostumien alueella tapahtuivat 1980-luvulla ja vuosituhannen taitteessa. 1970-luvun lopulta 1980-luvun keskivaiheille biologisten parametrien mukaan laskettu ELS-arvo laskee dramaattisesti, mutta kohenee uudestaan fysikaalis-kemiallisten parametrien mukaan lasketun ELS-arvon jatkaessa heikkenemistä aina 1980-luvun loppuun saakka. 1990-luvun alusta biologisten parametrien perusteella laskettu ELS-arvo heikkenee uudestaan. ELS-arvo kasvaa etenkin fysikaalis-kemiallisten parametrien mukaan laskettuna ennen vuosituhannen vaihdetta (kuvat 10 ja 11).

Suojaisempien ja rannikonläheisempien vesimuodostumien osalta biologisten parametrien pohjalta tehty luokittelu antaa paremman ELS-arvon kuin pelkästään fysikaalis-kemiallisten parametrien pohjalta tehty luokittelu toisin kuin avoimempien vesimuodostumien kohdalla (kuvat 12–16). Ero on selkein Kruunuvuorenselän, Seurasaaren ja Lauttasaari-Suvisaariston vesimuodostumien kohdalla. Sipoon saariston ja Villingin vesimuodostumien osalta ELS-arvot ovat lähempänä toisiaan riippumatta laskentaan käytetyistä luokittelu-parametreista (biologiset vs. fysikaalis-kemialliset).

Kruunuvuorenselän ELS-arvot ovat kohentuneet yhtäjaksoisesti 1980-luvun keskivaiheilta biologisiin parametreihin perustuvan luokittelun antaessa aina paremman ELS arvon.

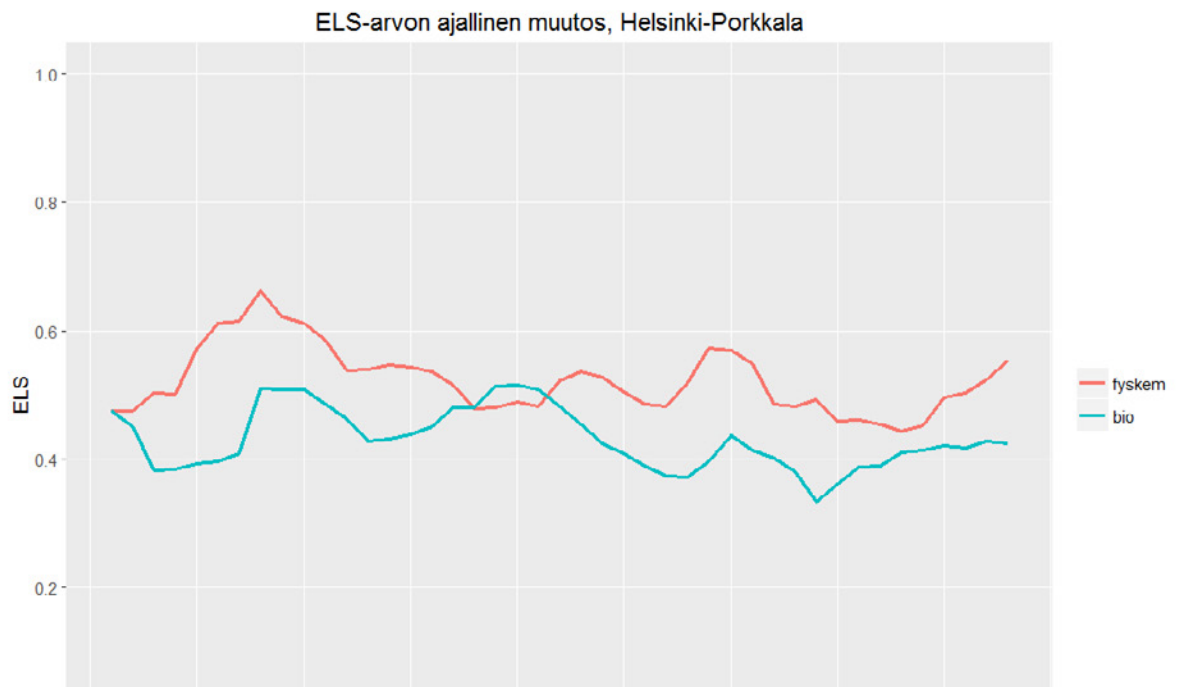
1970-luvun keskivaiheilla näkyvä notkahdus biologisessa ELS-arvossa johtuu pohjaeläinaineiston puuttumisesta (kuva 12). Suurimmat muutokset luokitteluparametreissa tapahtuivat 1980-luvun keskivaiheilla. Tällöin kokonaisravinnepitoisuudet laskivat voimakkaasti ja samaan aikaan BBI:n arvo kasvoi aina 2000-luvun puoleenväliin saakka. Tämän jälkeen se on uudestaan heikentynyt, mikä myös näkyy biologisten luokitteluparametrien tuottaman ELS-arvon heikkenemisenä vuodesta 2005 (kuva 12).

Seurasaaren vesimuodostuman ELS-arvot, sekä fysikaaliskemiallisten että biologisten luokitteluparametrien mukaan, ovat kohentuneet 1970-luvulta 1990-luvun alkuun saakka (kuva 13), minkä jälkeen muutos on pysähtynyt tai kääntynyt negatiiviseksi. Kokonaisravinteiden ja klorofylli-a:n määrät ovat Seurasaaren vesimuodostuman alueella pienentyneet 1970-luvulta 1990-luvun puoliväliin, samaan aikaan näkösyvyys kasvoi. Tämän jälkeen näkösyvyys on uudestaan heikentynyt ja pohjaeläinindeksi on vaihdellut huomattavasti.

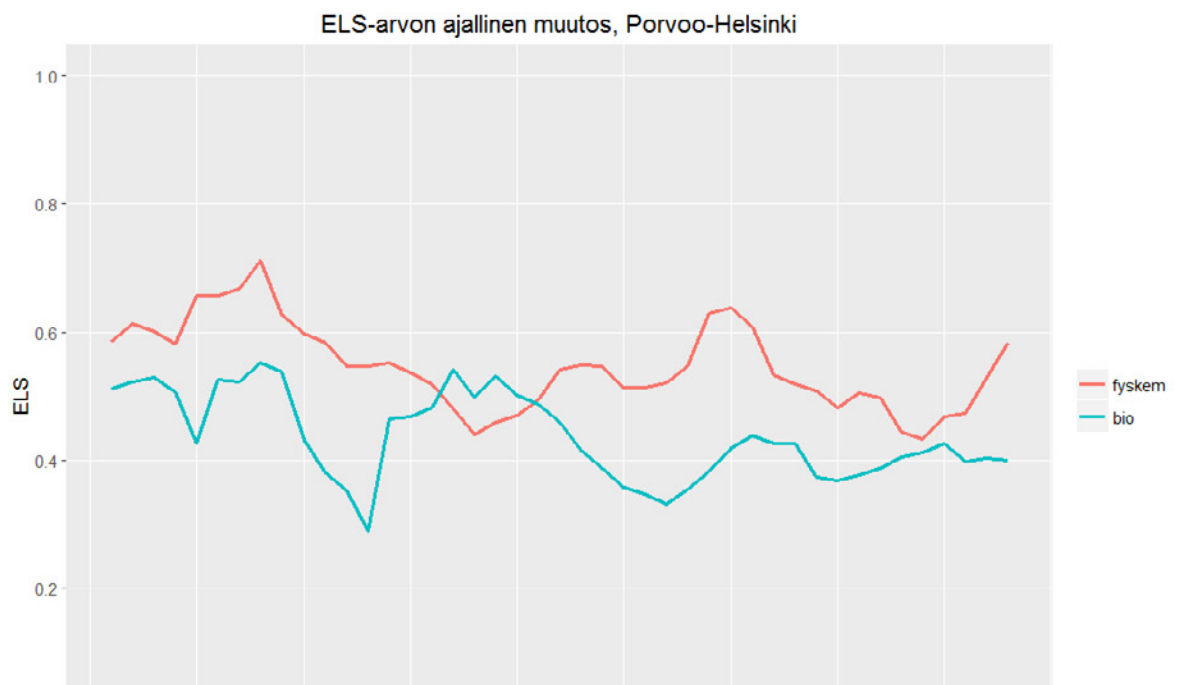
Sipoon saariston vesimuodostuman alueella biologisten luokitteluparametrien mukaan laskettu ELS-arvo oli 1970-luvun alussa hyvin matala, minkä jälkeen se oli 1980- ja suurimman osaa 1990-lukua korkeampi kuin fysikaaliskemiallisten parametrien tuottama ELS-arvo (kuva 14). 2000-luvulta eteenpäin fysikaalis-kemialliset ja biologiset parametrit ovat tuottaneet samankaltaisen ELS-arvon. Pohjaeläinaineisto alueella on hyvin hajanaisena aina 1990-luvulle saakka. Kattavampi aineisto 1990-luvulta eteenpäin indikoi laskevaa trendiä BBI-arvoissa, samaan aikaan klorofylli-a:n pitoisuudet ovat kasvussa. Kokonaisravinteiden määrissä ei ole havaittavissa pitkän ajan trendiä, pitoisuudet vaihtelevat noin 10 vuoden syklissä. Näkösyvyys on heikentynyt samaan aikaan kasvavan klorofylli-a:n pitoisuuden kanssa.

Suvisaaristo-Lauttasaaren vesimuodostuman alueella biologisten parametrien pohjalta laskettu ELS-arvo antaa miltei poikkeuksetta paremman luokittelutuloksen suhteessa fysikaalisten ja kemiallisten parametrien pohjalta laskettuun ELS-arvoon (kuva 15). Biologisten parametrien pohjalta lasketussa ELS-arvossa on kaksi selvää notkahdusta, joista ensimmäinen 1990-luvun keskivaiheilla on osittain lähtöaineiston puutteesta johtuva. 1990-luvun puoliväliin ajoittuu pohjaeläinindeksin lasku ja harva klorofylli-a -aineisto, jossa painottuu muutama korkea havainto, kasvattaen keskimääräistä klorofyllipitoisuutta edelliseen neljän vuoden jaksoon verrattuna kaksinkertaiseksi. 2000-luvun puolenvälin biologisten luokitteluparametrien ELS-arvon notkahdus on laajempaan aineistoon perustuva. Tällöin on mitattu samanaikaisesti kasvavia klorofylli-a:n pitoisuuksia sekä heikenevä BBI-indeksi. BBI-indeksi on kohentunut huomattavasti 2000-luvun puolestavälistä ja nostaa vesimuodostuman kokonaisluokituksen tyydyttävään luokkaan.

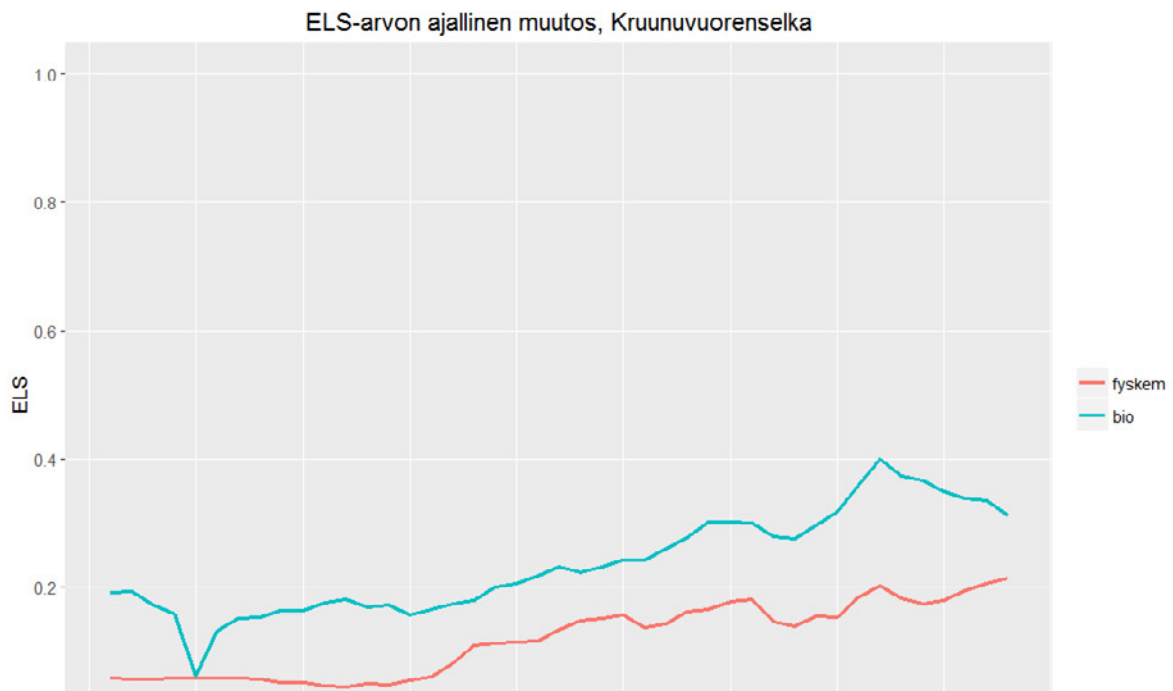
Villingin vesimuodostuman ELS-arvo on fysikaalis-kemiallisten sekä biologisten luokitteluparametrien mukaan pysynyt suhteellisen samana koko tarkastelujakson ajan (kuva 16). Biologiset parametrit antavat paremman luokittelun 1990-luvun alkupuolella sekä 2000-luvun alun jälkeen. Nämä muutokset osuvat yhteen kohonneen BBI:n arvon kanssa 1990-luvulla, sekä kohonneen BBI:n arvon ja alentuneen klorofylli-a -pitoisuuden kanssa 2000-luvulla.



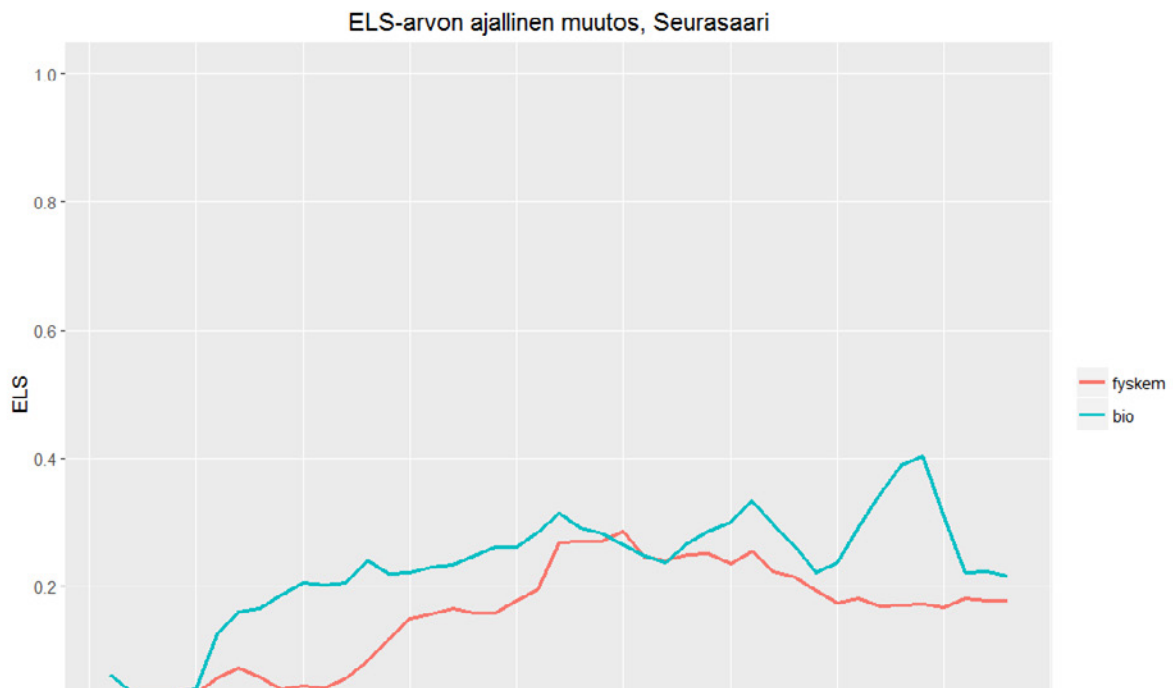
Kuva 10. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Helsinki-Porkkalan vesimuodostuman osalta.



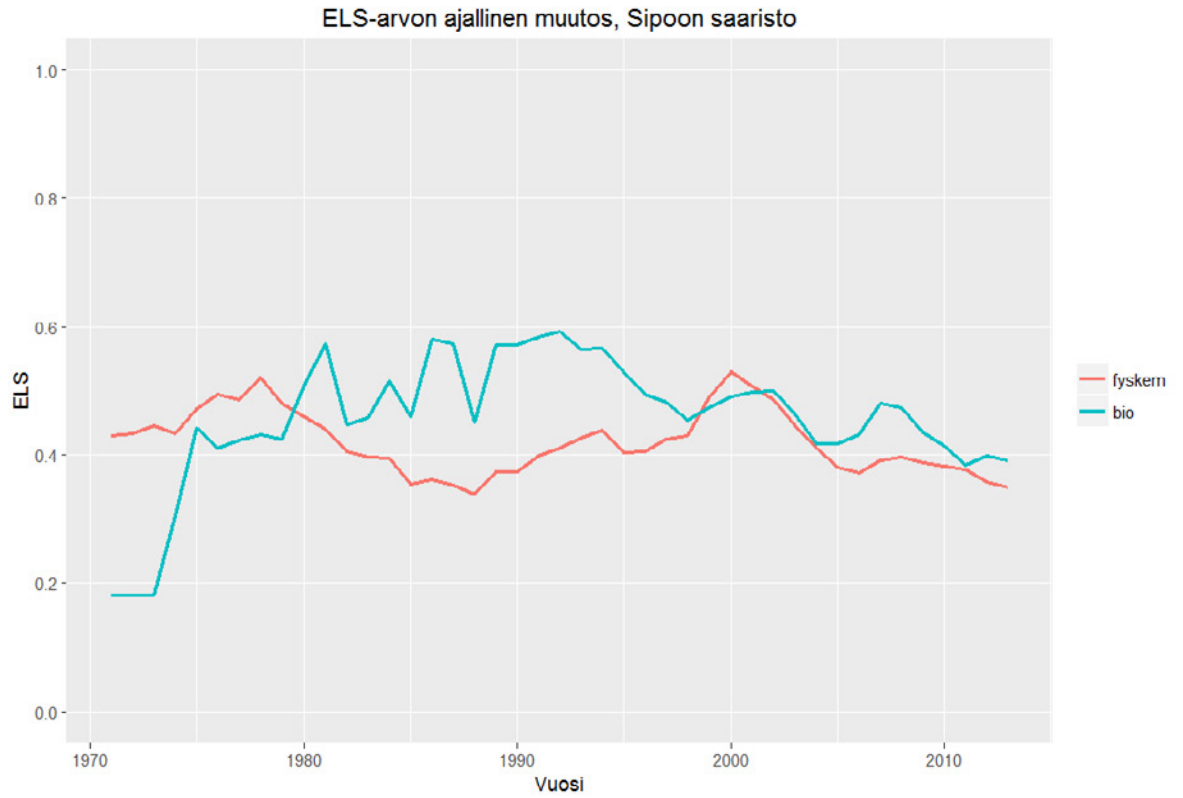
Kuva 11. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Porvoo-Helsingin vesimuodostuman osalta.



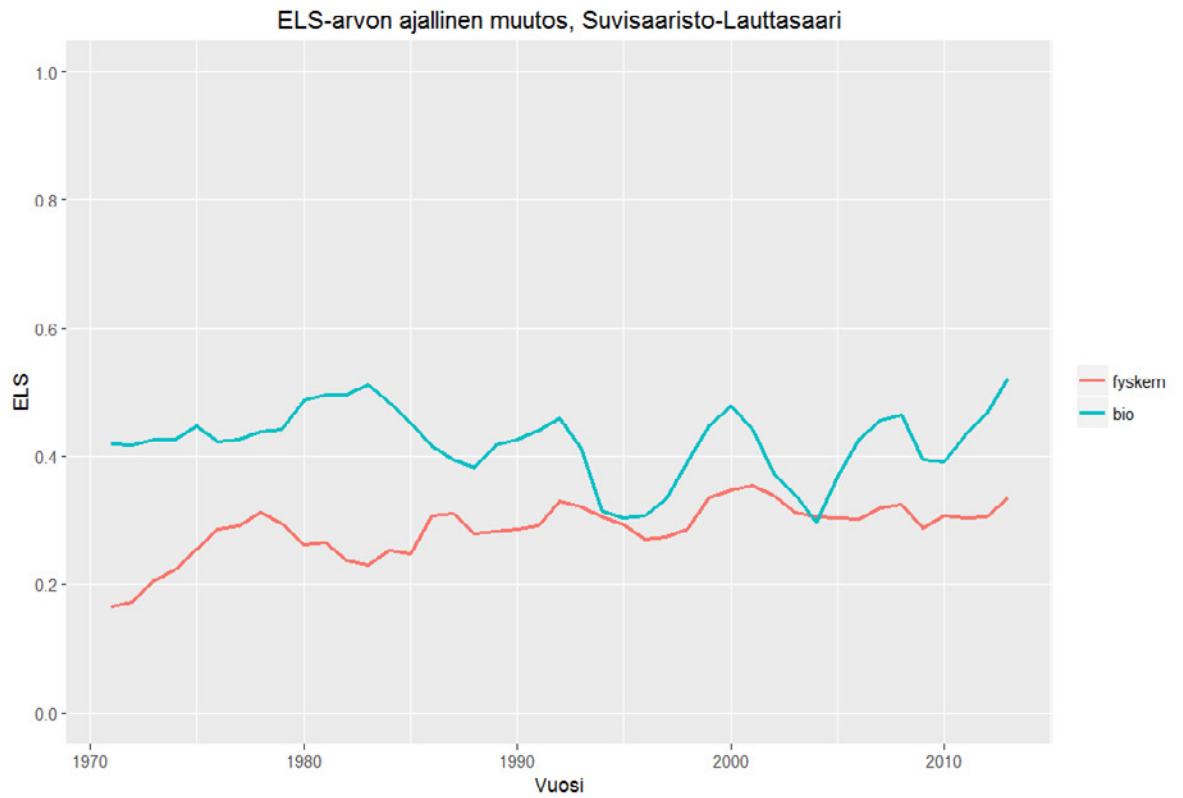
Kuva 12. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Kruunuvuorenselän vesimuodostuman osalta.



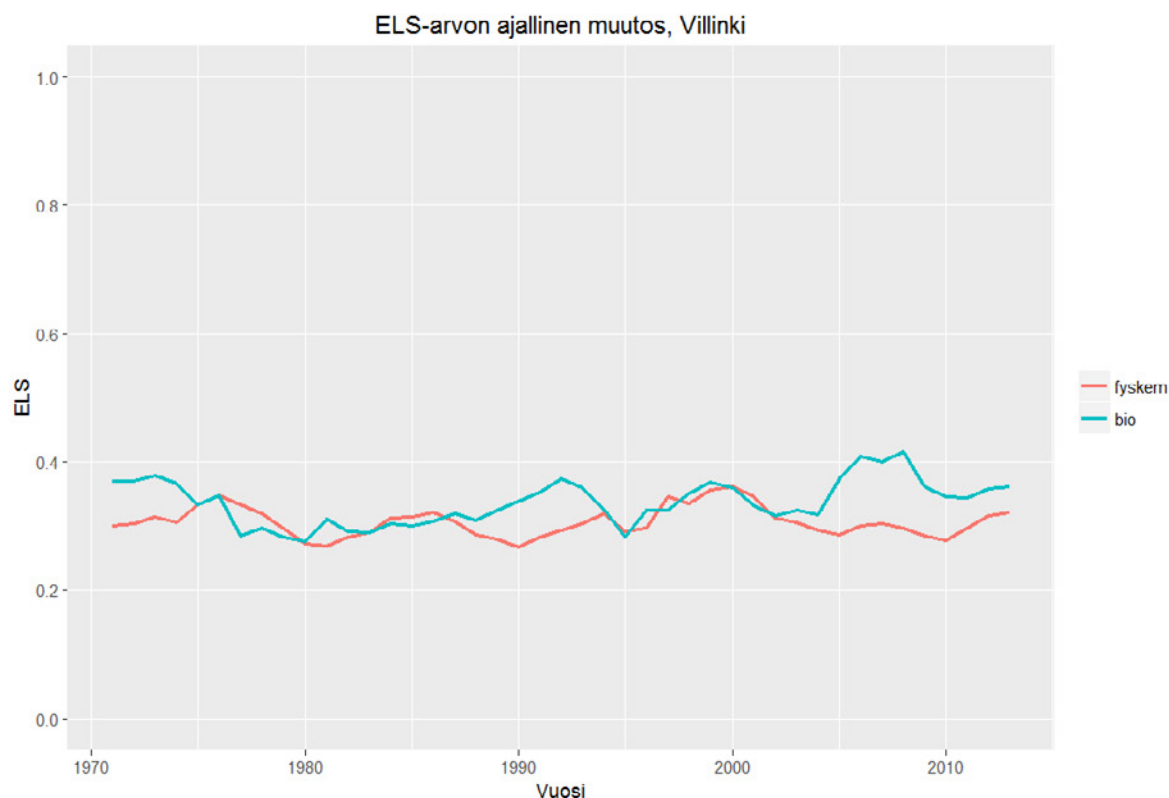
Kuva 13. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Seurasaaren vesimuodostuman osalta.



Kuva 14. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Sipoon saariston vesimuodostuman osalta.



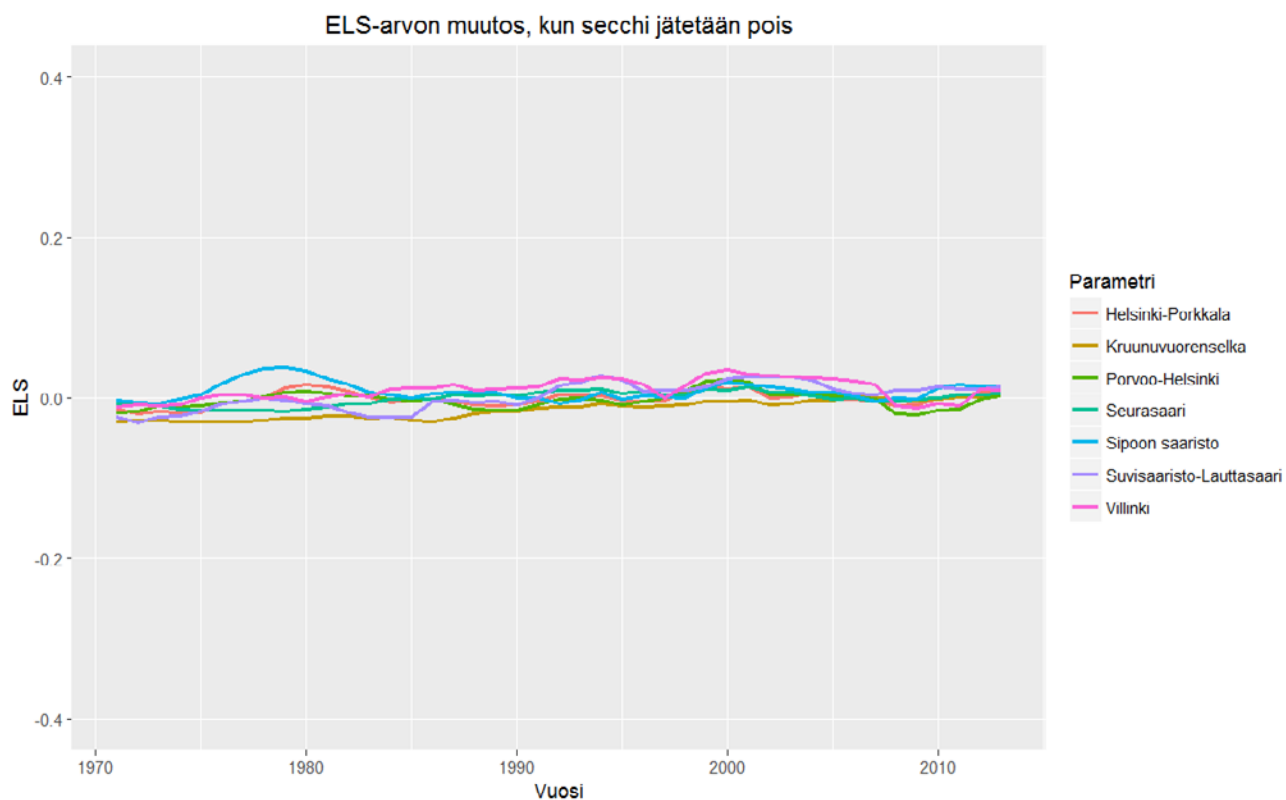
Kuva 15. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Suvisaaristo-Lauttasaaren vesimuodostuman osalta.



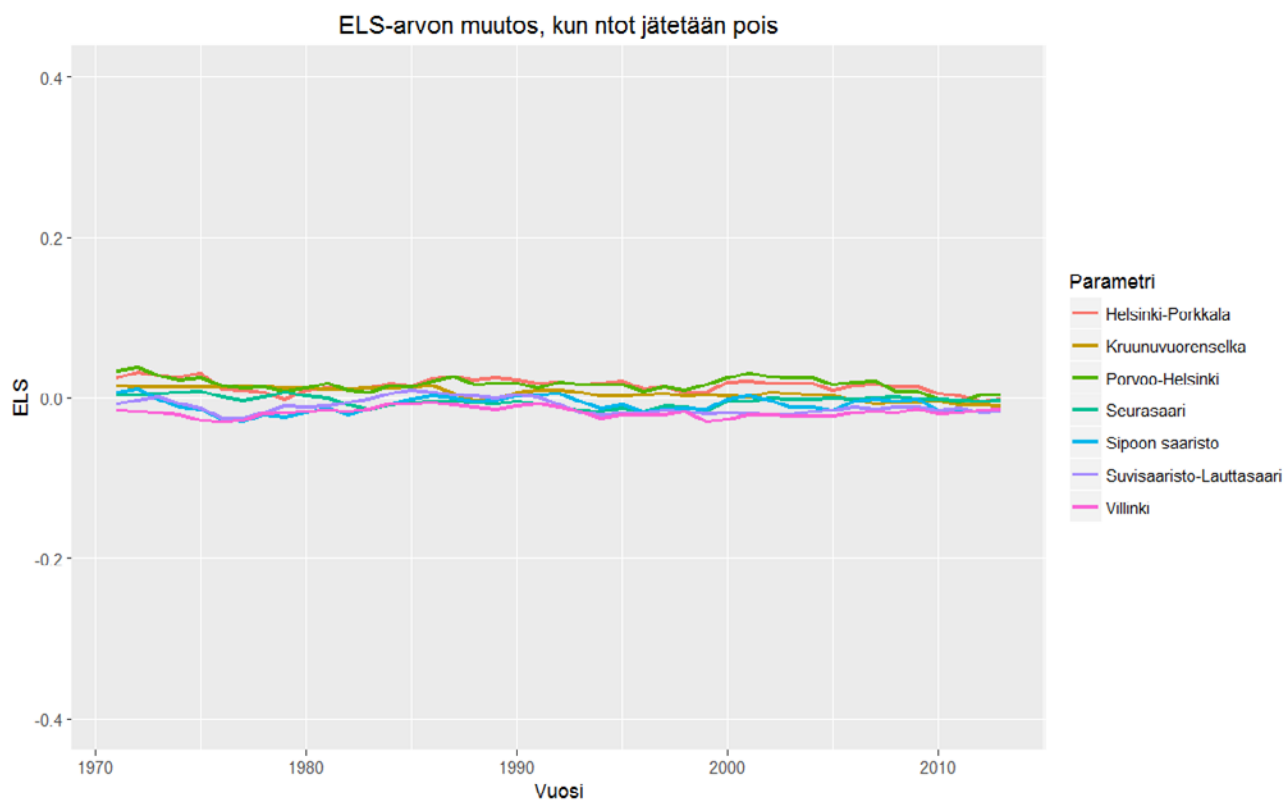
Kuva 16. Laskennallisen biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vertailu 1970–2015 Vllingin vesimuodostuman osalta.

3.4.2 Laskennallisten ELS-arvojen muutos, kun yksittäinen parametri tai parametripari jätetään pois

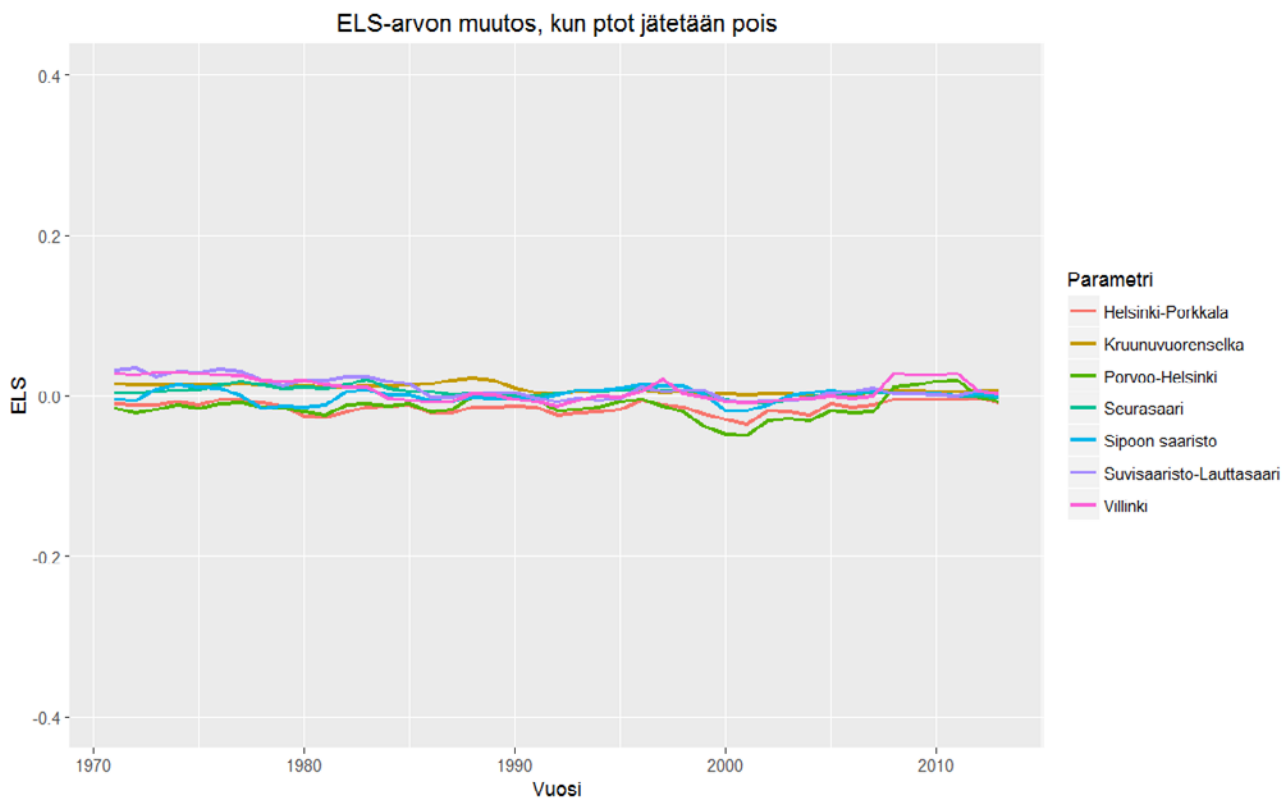
Laskennalliset ELS-tulokset eivät juuri muutu yksittäisen parametrin puuttuessa (Kuvat 17–22). Myöskään parametriparien (kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori sekä klorofylli-a ja kasviplanktonin kokonaisbiomassa) pois jättäminen ei muuta tuloksia merkittävästi. Yhden tai kahden parametrin poisjättämisen aiheuttaman muutoksen suuruus on selvästi pienempi kuin 0,2 yksikköä eli ELS-luokan suuruus. Suurin vaikutus näyttäisi olevan kloforylli a:lla, jonka poistaminen syöteaineistosta aiheuttaa suurimmillaan reilun 0,1 yksikön (puolen ELS-luokan) eron tuloksiin.



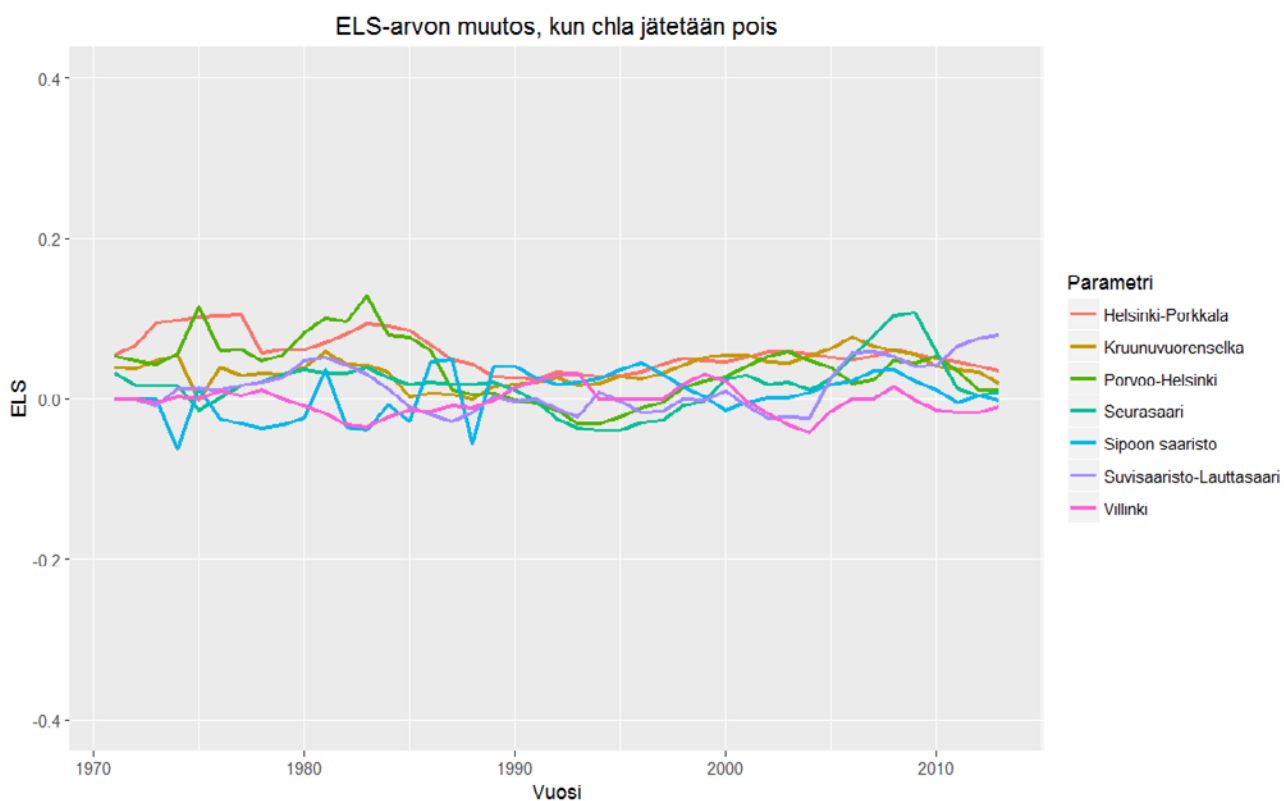
Kuva 17. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun näkösyvyysaineisto jätetään pois.



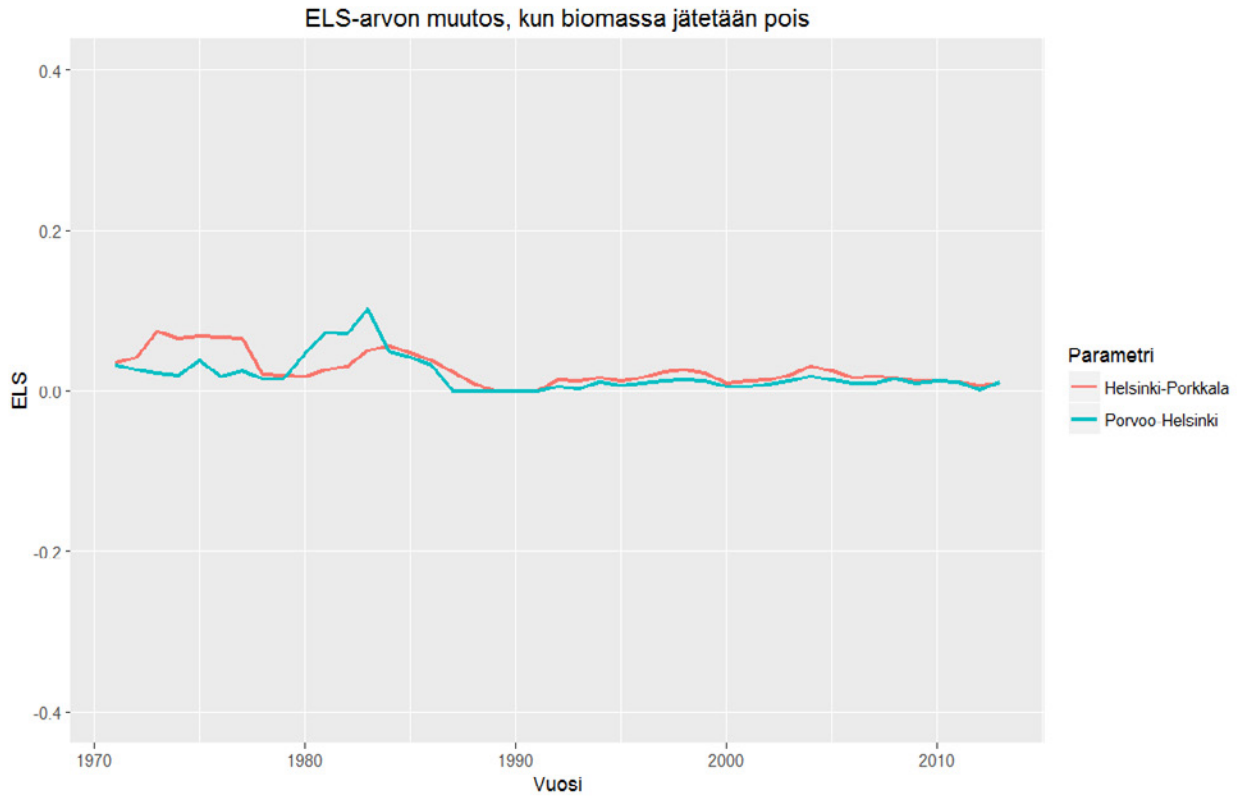
Kuva 18. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun kokonaistyppiaineisto jätetään pois.



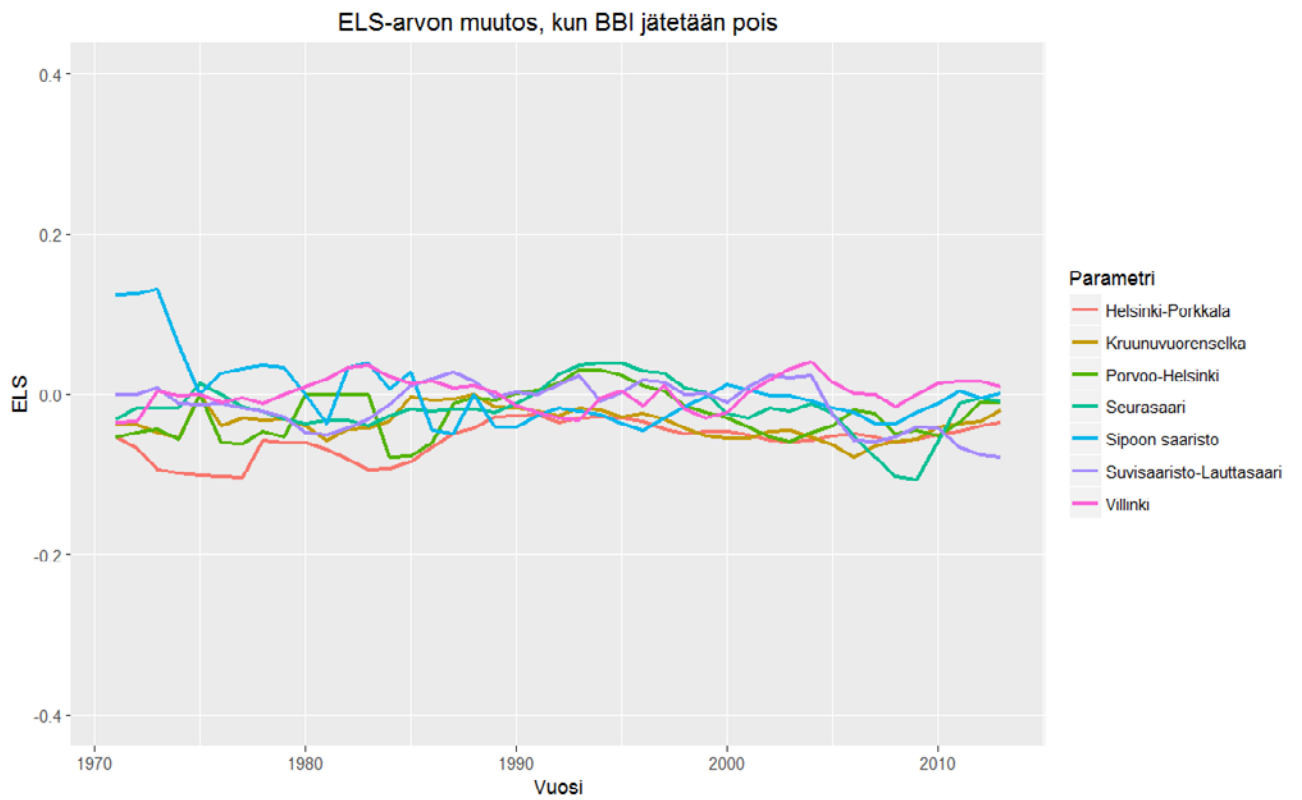
Kuva 19. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun kokonaisfosforiaineisto jätetään pois.



Kuva 20. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun klorofylli a -aineisto jätetään pois.



Kuva 21. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun kasviplanktonin kokonaisbiomassa-aineisto jätetään pois.



Kuva 22. Laskennallisen ELS-arvon muutos 1970–2015, kun pohjaeläinaineisto jätetään pois.

4. Tulosten tarkastelu

4.1 ELS-indeksi

ELS-arvoon pohjautuva veden ekologisen tilan luokittelu on yksi tapa tarkastella muutoksia meriympäristön veden laadussa. Tällaiset indeksipohjaiset luokittelumenetelmät voivat kuitenkin olla haasteellisia alueilla, joissa esiintyy vaihtumisvyöhykkeitä esimerkiksi ravinnepitoisuuksien osalta kuten pääkaupunkiseudun merialueella. Ekologisessa laatu- luokittelussa käytettyjen parametrien vaihtumat alueella on osittain otettu huomioon erillisellä vesimuodostumien ulko- ja sisäsaaristo -tyypittelyllä. Vaihtumien rajat ovat toisaalta dynaamisia ja liikkuvat lähemmäs tai kauemmas rannikosta riippuen esimerkiksi vallitsevista tuulioloista, meriveden korkeudesta tai jokivirtaamista, jolloin ajoittain jokin havaintoasema saattaa edustaa ominaisuuksiltaan toista pintavesien luokittelun tyyppiä kuin mitä normaalisti. Myös syöteaineiston laatu tai aineiston puuttuminen voi olla indeksin laatua heikentävä tekijä.

Yksi suurimmista haasteista pitkäaikaisvertailuja tehtäessä on vertailuun käytettävän aineiston yhtenäisyys. Tässäkään raportissa esitettyjen laskennallisten ELS-arvojen taustalle ei ole kaikkia vuosia kattavaa aineistoa. Esimerkiksi pohjaeläin-, kokonaistyyppi- ja näkösyvyysaineistoa ei ole lainkaan ennen vuotta 1972, ja joidenkin vesimuodostumien osalta on jonkin verran puutteita uusimmissakin aineistossa.

ELS-arvoon pohjautuvan veden ekologisen tilan luokittelun tuloksissa havaitut pitkän ajan muutokset eivät vaikuta kuitenkaan olevan merkittävästi yhteydessä aineistossa oleviin puutteisiin. Yksittäisten parametrien aineiston puute ei juurikaan vaikuta luokituksen lopputulokseen, mutta tuloksiin on suhtauduttava varauksella, jos aineistoa puuttuu useamman parametrin osalta. Etenkin klorofylli-a:lla ja BBI:llä on suurimmat yksittäiset vaikutukset luokittelun lopputulokseen, joten näiden parametrien osalta tulisi luokittelun tekoa varten olla mahdollisimman yhtenäinen ja kattava aineisto koko vesimuodostuman alueelta.

Lähempänä rannikkoa pelkän fysikaalis-kemiallisen aineiston pohjalta tehty luokitus tuotti aina heikomman tuloksen kuin pelkän biologisen aineiston pohjalta tehty luokitus. Suhde on päinvastainen avoimien vesimuodostumien osalta. Tämän raportin teossa käytetyssä aineistossa ei esiintynyt systemaattisia puutteita biologisten tai fysikaalis-kemiallisten aineistojen suhteen avoimien ja rannikonläheisten vesimuodostumien välillä, joten erot pintavesityyppien välillä johtuvat todennäköisimmin jostakin muusta tekijästä.

Arvioita makroleväaineiston puuttumisesta ei ilmeisistä syistä voida tehdä. Tärkeänä huomiona nousee kuitenkin esiin lyhemmällä aikavälillä tehtävien vertailujen herkkyys aineiston puutteille, sekä pidemmän aikavälin tarkastelun esiin tuomat havainnot vesimuodostumien erilaisista veden laadun pitkän ajan muutoksista. Joidenkin vesimuodostumien veden ekologien laatuluokka on käytännössä pysynyt samana aina 1970-luvulta saakka, kun taas laatuluokka on muuttunut yhden luokan verran alueilla, joilla on todennetusti tapahtunut huomattavia ulkoisen kuormituksen vähennyksiä. Tämä saattaa indikoida sitä, että käytetty indeksi, ELS-arvo, ei ole pidemmän aikajakson tarkastelussa tarpeeksi herkkä ympäristössä tapahtuville muutoksille. Tällöin sen herkkyys lyhemmillä aikaväleillä tapahtuville muutoksille lienee vieläkin heikompi, koska ympäristön muutosta indikoivien ELS:een laskennassa käytettävien keskiarvojen muutosten voidaan olettaa lähivuosien välillä olevan pienempiä kuin vuosikymmenten välillä.

Sisä- ja ulkosaariston alueiden systemaattinen ero fysikaalis-kemiallisten ja biologisten luokitteluparametrien osalta, eli sisäsaaristossa systemaattisesti parempi luokittelu biologisten parametrien osalta verrattuna ulkosaaristoon, johtunee osittain parametrien raja-arvojen eroista sisä- ja ulkosaariston välillä sekä sopivan makroleväaineiston puutteesta. Monilla sisäsaariston alueilla ei esiinny lainkaan esim. rakkolevää, joka on yksi indeksissä käytettävistä lajeista. Rakkolevän esiintymisen huomioiminen heikentäisi todennäköisesti entisestään sisäsaariston alueiden luokittelutulosta. Fysikaalis-kemiallisia parametrien osalta luokittelutulokset käyttäytyvät päinvastaisesti kuin biologisten parametrien kohdalla. Rannikon alueet ovat voimakkaammin kuormitettuja ja näkösyvyys on luontaisesti heikko matalasta vesisyvyydestä, helposti resuspendoituvasta sedimentistä ja runsaasta jokivalumasta johtuen.

Vähemmän kuormitettujen Sipoon saariston ja Villingin vesimuodostumien alueella biologisen ja fysikaalis-kemiallisen luokittelun välillä on pienemmät erot, mikä johtuu pienemmästä ravinnekuormituksesta suhteessa Kruunuvuorenselän, Seurasaaren ja Suvisaaristo-Lauttasaaren vesimuodostumiin. Asetetut raja-arvot ja vesimuodostumien tyyppittely aiheuttavat systemaattisen eron ulko- ja sisäsaariston vesimuodostumien biologisen- ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon välille, jossa sisäsaariston alueella biologisilla- ja ulkosaariston alueella fysikaalis-kemiallisilla parametreilla on voimakkaampi positiivinen vaikutus luokittelutulokseen. Raja-arvot biologisille luokitteluparametreille ovat tiukemmat suhteessa tämän raportin aineistossa havaittuun vaihteluun ulkosaariston vesimuodostumien alueella. Tilanne on päinvastainen fysikaalis-kemiallisten parametrien suhteen.

4.2 Pääkaupunkiseudun merialueen laatuluokitus

ELS-arvo rakentuu parametreista, jotka kuvaavat rehevöityneisyyttä ja rehevöityneisyyden aiheuttamaa ravinnekuormitusta. Täten keskeinen muutettava tekijä on ravinnepitoisuus meriympäristön tilan ja ELS-arvon kohentamiseksi, koska ravinteet vaikuttavat suoraan vesiekosysteemin nettotuotantoon ja tätä kautta esimerkiksi klorofylli-a:n pitoisuuden ja kasviplanktonin kokonaisbiomassaan. Pääkaupunkiseudun vesimuodostumista avoimimmat, Porvoo-Helsinki, Helsinki-Porkkala ja Sipoon saaristo, ovat voimakkaasti Suomenlahden ulappa-alueiden veden laadun vaikutuksen alaisena ja näiden vesimuodostumien tilan kohentaminen pidemmällä aikajänteellä vaatii kansainvälistä yhteistyötä ja Suomenlahden ravinnekuormituksen kokonaisvaltaista leikkaamista. Lähempänä rannikkoa sijaitsevien Suvisaaristo-Lauttasaaren ja Villingin, sekä eteenkin Kruunuvuorenselän ja Seurasaaren vesimuodostumien veden laatuun voidaan vaikuttaa paikallisesti.

Tässä raportissa esitetyt pääkaupunkiseudun merialueen vesimuodostumien luokittelutulokset poikkeavat valtakunnallisista luokittelutuloksista. Raportissa esitetyt tuloksia ei ole korjattu asiantuntija-arvioilla, ja luokitteluun on käytetty osittain eri aineistoja. Virallisen ekologisen laatuluokittelun mukaan kaikkien pääkaupunkiseudun vesimuodostumien tila on välttävä.

Tässä raportissa käytetyn aineiston perusteella pitkän ajan muutokset ELS-arvossa ja veden ekologisessa luokittelussa ovat suhteellisen maltilliset. Yksittäisen vesimuodostuman ELS-arvo on suurimmillaan muuttunut yhden luokan verran. Suojaisimpien vesimuodostumien tila on hieman kohentunut, joskin näiden tila on heikoin kaikista vesimuodostumista. Sisälahtien ja ulkosaariston välisen alueen vesimuodostumien tila on pysynyt suhteellisen vakaana ja ulkosaariston rannikkovesityypin vesimuodostumien tila on hieman heikentynyt.

Porvoo-Helsingin vesimuodostuman voimakas ELS-arvon lasku 1970-luvun lopulta 1980-luvun alkuun johtuu osittain pohjaeläinaineiston puutteesta. Pohjaeläinindeksillä on Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueella poikkeuksetta positiivinen vaikutus biologisten parametrien pohjalta laskettuun ELS-arvoon. Yleistrendi biologisten muuttujien mukaan lasketussa ELS-arvossa on tosin ollut laskeva, mutta nopea ELS-arvon lasku 1970- ja 1980-lukujen taitteessa johtuu suurelta osin aineiston puutteista.

Ulkosaariston osalta biologisten parametrien pohjalta laskettu ELS-arvo oli suurimman osan ajasta pienempi kuin fysikaalis-kemiallisten parametrien pohjalta laskettu ELS-arvo. 1990-luvun taitteen biologisten parametrien pohjalta laskettu korkeampi ELS-arvo johtuu kasviplanktonbiomassojen laskusta ja samanaikaisesta kokonaistypen pitoisuuksien kasvusta. Kokonaistypen pitoisuuksien kasvu johtuu todennäköisesti alueelle johdetuista puhdistetuista jätevesistä. Katajaluodon tunneli avattiin 1987, jolloin typenpoisto jätevesistä oli vielä suhteellisen tehotonta, ja mereen päätyi päivittäin jopa yli 10 tonnia typpiravinteita. 1990-luvun alun jälkeen kasviplanktonin biomassa ja klorofylli-a:n pitoisuudet kasvoivat aina vuoteen 2005 asti, jonka jälkeen pitoisuudet ovat hieman laskeneet.

Suomenlahden ulkosaariston alueella, erityisesti Porvoo-Helsinki vesimuodostuman aineistossa näkyy indikaatioita muutoksesta pohjaeläinyhteisöä säätelevässä dynamiikassa. 1990-luvun taitteeseen saakka keskimääräinen klorofylli-a:n pitoisuus on vaihdellut noin 3,5 ja 4,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä, eikä tällä vaihtelulla vaikuta olleen yhteyttä pohjaeläinindeksiin. Vuoden 1990 jälkeen klorofylli-a:n keskimääräinen kesänajan pitoisuus on kasvanut ja vaihdellut noin 4,0 ja 7,4 $\mu\text{g l}^{-1}$:n välillä ja klorofylli-a:n pitoisuuden kasvaessa pohjaeläinindeksin arvo myös kasvaa ($r^2 = 0,6$, $df = 21$, $F = 29,99$, $p < 0,01$). Pohjaeläinindeksin arvo oli tosin ennen vuotta 1990 miltei poikkeuksetta korkeampi verrattuna vuoden 1990 jälkeiseen aikaan. Klorofylli-a on arvio ekosysteemin nettoperustuotannosta (Oczkowski ym. 2016) ja täten kuvaa myös jollain tasolla pohjalle laskeutuvan orgaanisen aineksen määrää, mikä taas määrää pohjaeläinyhteisölle käytettävissä olevan energian määrän.

Pohjaeläinindeksi on kehitetty erityisesti Itämeren rannikkoalueille, jossa suolaisuus voi vaihdella suuresti ja jossa pohjaeläinyhteisöt ovat luonnostaan lajikäyhiä (Perus ym. 2007). Pohjaeläinindeksi huomioi lajiston monimuotoisuuden ja kokonaisbiomassan, mutta myös yksittäisten lajien herkkyyden orgaaniselle kuormitukselle.

Suomenlahden ja Itämeren on esitetty käyneen läpi ekologisen tasapainotilojen muutoksen aiemmin 1900-luvulla hyljekantojen romahduksen yhteydessä, jolloin turskasta tuli ravintoverkon ylin saalistaja. Toisen kerran muutos on tapahtunut 1980-luvun lopulla turskakantojen romahtaessa ja silakan siirtyessä dominoimaan saalistusketjun ylintä tasoa. Ekosysteemistä on näiden muutosten mukaan tullut voimakkaammin perustuotannon säätelemää ja rehevöityneempi (Österblom ym. 2007).

Tämän myötä myös muut ekosysteemin osat ovat mahdollisesti muuttuneet. Pohjaeläinyhteisön pitkäaikaiselvityksissä on huomattu yhteisöjen köyhtyneen (esimerkiksi valkokatkan taantuminen alueella) ja muuttuneen liejusimpukka- ja monisukasmatovaltaisiksi suurin piirtein samaan aikaan (Laine ym. 2003, Rousi ym. 2013), mikä indikoi yhteisötason toiminnallisia muutoksia. Pohjanläheisen veden lämpötilan on todettu olevan yksi pääasiallinen yhteisökoostumusta säätelevä tekijä (Rousi ym. 2013). Lämpötila vaikuttaa alueella voimakkaasti myös veden kerrostuneisuuteen, ja lämpötilan yhteys yhteisökoostumukseen saattaa myös ilmentää kerrostuneisuuden vaikutusta pohjan eliöstölle saata-

villa olevaan ravintoon tai kerrostuneisuuden vaikutusta pohjanläheisen veden happipitoisuuteen. Muut tekijät saattavat siten vaikutuksillaan peittää alleen ravinnekuormituksen muutosten aiheuttamat vaikutukset pidemmällä aikavälillä.

Kruunuvuorenselän vesimuodostuman alueella on havaittavissa ulkosaariston kaltainen, nettoperustuotannon ja pohjaeläinyhteisön välinen yhteyden muutos. Kruunuvuorenselän alueella muutos voidaan yhdistää ulkoiseen kuormitukseen. Ulkoinen kuormitus on ollut hyvin voimakasta alueelle aina 1980-luvun lopulle, jolloin Kyläsaaren jätevedenpuhdistamosta ruvettiin johtamaan vesiä ulkosaaristoon yhteistä kerääjätunnelia pitkin. Ennen 1990-luvun vaihdetta pohjaeläinindeksillä ja klorofylli-a:lla ei alueella ollut yhteyttä ja pohjaeläinindeksin arvo ei juuri vaihdellut, vaan se oli pysyvästi hyvin matala ($BBI < 0,25$). Klorofylli-a:n kesän ajan keskimääräinen pitoisuus vaihteli noin 65 ja $115 \mu\text{g l}^{-1}$ välillä.

Suoran jätevesikuormituksen lakattua 1980-luvun lopulla pohjaeläinindeksin ja nettoperustuotantoa ilmentävän klorofylli-a:n pitoisuuden välillä näkyy selkeä yhteys. Klorofylli-a:n pitoisuus on selkeästi pienempi, vaihdellen noin 15 ja $50 \mu\text{g l}^{-1}$ välillä, pohjaeläinindeksin arvon kasvaessa klorofylli-a:n arvon laskiessa ($r^2 = 0,65$, $df = 29$, $f = 54,56$, $p < 0,001$). Toisin kuin ulkosaariston alueella, orgaanisen aineksen määrä ei rajoita pohjan eliöstön monimuotoisuutta tai kokonaisbiomassaa, vaan liian suuri nettoperustuotanto ylläpitää hyvin rehevöitynyttä tilaa, jossa pohjan eliöstö on häiriintynyt. Alueen tärkeimpänä kunnostustoimenpiteenä tulisi pitää ravinnekuormituksen vähentämistä, jonka tulisi kohdistua yhdyskuntien jätevesiin ja maatalouden hajakuormitukseen, joka kohdistuu alueelle pääosin Vantaanjoen virtaaman kautta. Erityisen ongelmallisia alueita Kruunuvuorenselän vesimuodostuman alueella ovat koko Vanhankaupunginlahti, Porolahti sekä Kaisaniemenlahti ja Töölönlahti. Näillä alueilla kokonaisravinteiden pitoisuudet ylittävät ekologisessa laatuoluokituksessa käytetyt huonon tilan raja-arvot $570 \mu\text{g l}^{-1}$ ja $48 \mu\text{g l}^{-1}$, typen ja fosforin osalta vastaavasti.

Luokittelukaudelle 2012-2015 huonoimmassa kunnossa pääkaupunkiseudun vesimuodostumista on Seurasaaren vesimuodostuma, jonka ELS-arvo laski alle huonon luokkarajan ($ELS < 0,2$). Tämä johtuu osittain Helsingin kaupungin lahtiseurantaohjelman näyteasemien sisällyttämisestä luokitteluaineistoon. Näyteasemien sijainnit ovat alueen rehevöityneimmillä lahdilla (kuva 1, vihreät symbolit) lähellä rannikkoa, mistä johtuen ravinne- ja klorofylli-a:n pitoisuudet ovat korkeita ja näkösyvyys heikko. Myös pohjaeläinindeksin heikkeneminen 2000-luvun lopulta lähtien on heikentänyt kokonaisluokitusta. 2000-luvun lopulla pohjaeläinindeksi sai korkeita arvoja, mikä heijastuu myös biologisten luokitteluparametrien pohjalta lasketun ELS-arvon parantumisena. ELS-arvo kohosi johtuen vaeltajakotilon määrien voimakkaasta hetkellisestä lisääntymisestä alueella. Keskeinen kunnostustoimenpide, jonka avulla alueen kuntoa voisi parantaa, on ravinnepitoisuuksien vähentäminen. Ongelmallisia alueita vesimuodostuman alueella ovat etenkin Laajalahti ja sen yhteydessä olevat suljetummat lahdet, Iso-Huopalahti ja Pikku-Huopalahti. Myös Kuusisaarensalmesta ja Lapinlahdelta mitattiin hyvin korkeita ravinnepitoisuuksia (kokonaistyyppi $> 570 \mu\text{g l}^{-1}$, kokonaisfosfori $> 48 \mu\text{g l}^{-1}$). Näille alueille laskevia virtavesiä ja alueella sijaitsevia viemäriverkoston ylivuotokohtia ja hulevesiviemäreitä tulisi seurata veden laadun suhteen tarkemmin.

Toisin kuin Kruunuvuoren selän vesimuodostuman alueella, klorofylli-a:n pitoisuus selittää pohjaeläinindeksin vaihtelun myös ennen ravinnepitoisuuksien merkitsevää vähenemistä Seurasaarenselän vesimuodostuman alueella. Klorofylli-a:lla ja pohjaeläinindeksillä on en-

nen ravinnepitoisuuksien laskua alueella negatiivinen suhde, eli kun klorofyllin pitoisuus kasvaa, pohjaeläinindeksin arvo laskee. Nettoperustuotannon kasvaessa pohjaeliöstö kärsii, kuten havaittiin Kruunuvuoren selän alueella ravinnepitoisuuksien laskun jälkeen. Ravinnepitoisuuksien voimakkaan vähenemisen myötä 1980-luvun lopun jälkeen yhteys on muuttunut positiiviseksi, jolloin klorofyllipitoisuuden kasvaessa myös pohjaeläinindeksin arvo kasvaa. Klorofylli-a:n vaihteluväli on tosin laskenut maltillisempiin lukemiin (9–25 µg l⁻¹) ennen 1990-lukua vallinneista hyvinkin korkeista pitoisuuksista (25–225 µg l⁻¹), mikä indikoi perustavanlaatuista muutosta ravintoverkon toiminnassa. Vesimuodostuma on muuttunut luonnollisempaan suuntaan äärimmäisen rehevöityneestä alueesta, jossa nettoperustuotanto on suoraan haitannut muun ravintoverkon toimintaa. Pidemmällä aikavälillä, 1980-luvun lopulta, pohjaeläinten yksilömäärät ja lajirunsaus ovat lisääntyneet alueella, etenkin harvasukasmatojen, liejusimpukoiden, surviaissääsken toukkien ja ajoittain vaeltajakotiloiden suhteen (Muurinen ym. 2012), mutta ravinnepitoisuudet ja klorofylli-a:n pitoisuus ovat korkeita ja näkösyvyys on edelleen hyvin heikko, mikä johtaa vesimuodostuman huonoon kokonaistilaan.

Sipoon saariston ja Villingin vesimuodostumiin ei ole kohdistunut mittavaa suoraa kuormitusta. Villingin ELS-arvot eivät ole juurikaan muuttuneet. Aineistossa on havaittavissa kausittaista heilahtelua muiden vesimuodostumien ELS-arvojen tapaan vuoden 1990 jälkeen, mutta luokittelutulos on pysynyt välttävänä. Sipoon saariston ELS-arvo on ollut > 0,4 aina 1970-luvun puolivälistä saakka laskien vuodesta 2000 ja alittaen tyydyttävän tilan rajan viime vuosina. Vaikka vesimuodostuma ei ole ollut suoran kuormituksen alaisena, on sen tila heikentynyt Suomenlahden yleisen tilan heiketessä sekä alueen ominaispiirteistä johtuen. Alueella sijaitsee suurehkoja akkumulaatiopohjia (Rantataro 1992), ja ravinteiden sisäinen kuormitus on täällä ongelma (Vahtera ja Lukkari 2015). Suvisaaristo-Lauttasaaren vesimuodostuma on alue, jolla on ollut suoraa jätevesikuormitusta, mutta sen luokittelu on pysynyt suhteellisen tasaisena koko tässä raportissa käytetyn aineiston ajanjakson aikana. ELS-arvo on kohonnut aivan viime vuosina yli 0,4:n tyydyttävään luokkaan. Alueen kuormitusta on leikattu huomattavasti ja sen veden vaihtuvuus on selvästi muita historiallisesti voimakkaasti kuormitettuja alueita parempi. Tästä johtuen alue on nykyään Seurasaaren ja Kruunuvuorenselän vesimuodostumia paremmassa kunnossa.

4.3 Puutteet lähtöaineistossa ja luokittelun poikkeamat

Tässä raportissa esitetyt luokittelutulokset perustuvat valtiorhallinnon ohjeistukseen (Aroviita ym. 2012) ja mahdollisimman laajaan alueelta saatavilla olevaan aineistoon. Joitakin poikkeuksia ohjeistuksesta on kuitenkin jouduttu tekemään, ja lähtöaineistoissa esiintyy jonkin verran puutteita. Tässä kappaleessa esitetään lyhyesti pääasialliset poikkeamat ja puutteet.

Makrolevien vaikutus luokitteluun puuttuu kokonaan johtuen oikeanlaisen aineiston puutteesta sekä siitä, että luokitteluohjeissa kuvattu tapa laskea makrolevien vaikutus ei ole enää ajantasainen ja sitä kehitetään parhaillaan. Makrolevien vaikutus on mahdollista ottaa huomioon myöhemmin lisäämällä skriptikokoelmaan sille erillinen moduuli ja tuottamalla luokittelu uudestaan taannehtivasti.

Joillakin pohjaeläinlajeilla tai -lajiryhmillä ei ole BBI:n laskemiseen tarvittavaa herkkyysluokitusta. Nyt ELS-laskuri jättää tällaiset lajit kokonaan huomiotta. Näille lajeille olisi ole-massa vaihtoehtoinen käsittelytapa, mutta se on varsin monimutkainen suhteessa herk-

kyysluokituksettomien lajien määrään ja siihen vaikutukseen, jonka niiden huomioiminen BBI:iin toisi.

Ostracoda-luokkaan (raakkuäyriäiset) kuuluvat pohjaeläinlajit tulivat aineistoon mukaan vuonna 2007. Niiden vaikutus BBI:iin on niin suuri, että tulosten yhtenäisyyden takia Ostracodat on jätetty huomiotta koko aineistossa.

ELS-arvon laskemiseen malli tarvitsee kunkin parametrin vertailuarvoihin liittyvät ELS-luokkien raja-arvot. Näihin kuuluu myös huonon luokan alaraja. Joidenkin parametrien kohdalla sellaista ei ole, eikä ohjeistusta tällaiseen tilanteeseen löytynyt. Nyt malli asettaa puuttuvan huonon luokan alarajan itsenäisesti: jos suurempi arvo indikoi parempaa tilaa, alarajaksi asetetaan nolla. Jos taas pienempi arvo indikoi parempaa tilaa, huonon luokan ylärajaksi laitetaan 2 kertaa edellisen rajapyykin arvo. Tällaisessa tapauksessa huonon luokan ylärajan absoluuttisen arvon vaikutus tuloksiin huomattiin olevan mitätön. Skriptikokoelmaa tehtäessä testattiin useampaa eri kerrointa (2, 5, 10, 100 kertaa edellisen rajapyykin arvo).

ELS-laskuri tuottaa ELS-luokista ainoastaan laskennallisen arvon ilman subjektiivista asiantuntija-arviota, eikä tässä raportissa esitettyihin tuloksiin ole tehty asiantuntija-arviota. Asiantuntija-arvion lisäämisen helpottamiseksi mallissa on kuitenkin olemassa kaksi ylimääräistä skriptimodulia. Toinen niistä mahdollistaa tulosten painottamisen haluttuun suuntaan ennen karttojen piirtämistä, jolloin havainnekartat voidaan piirtää arvioidun ELS-luokan perusteella ja siten sisällyttää subjektiivinen asiantuntija-arvio suoraan tulosteisiin eikä karttakuvia jälkeinpäin tarvitse muokata. Toisen moduulin avulla laskennassa voidaan painottaa biologisia tai fysikaalis-kemiallisia tuloksia halutulla tavalla. Normaalisti laskuri käyttää niitä suhteessa 1/1.

5. Lähteet

1993, S. (1993) Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Etanoliuutto. Spektrofotometrinen menetelmä.

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. ja Vuori, K.-M. (2012) Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 - päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus. 7: 144.

Edler, L. (1979) Recommendations on methods for marine phytoplankton studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. The Baltic Marine Biologists Publication, 5: 38.

Edler, L., Hällfors, G. ja Niemi, Å. (1984) A preliminary check-list of the phytoplankton of the Baltic Sea Acta Botanica Fennica 128.

Joensuu, I., Karonen, M., Kinnunen, T., Mäntykoski, A., Nylander, E. ja Teräsvuori, E. (2010) Uudenmaan vesienhoidon toimenpideohjelma. Uudenmaan Elinkeino-, Liikenne-, ja Ympäristökeskuksen Julkaisuja. Helsinki. 1: 187.

Karonen, M., Mäntykoski, A., Lankiniemi, V., Nylander, E., Lehto, K. ja Jalava, L. (2015) Uudenmaan vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2016-2021. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus Raportteja. 134: 131.

Keefe, A.M. (1926) A preserving fluid for green plants. Science 64: 331-332.

Laine, A., Pesonen, L., Myllynen, K. ja Norha, T. (2003) Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973-2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. 10: 55.

Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M., Vahtera, E., Turja, R. ja Lehtonen, K.K. (2012) Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2007-2011 - jätevesien vaikutusten velvoite-tarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. 4: 164.

Naulapää, A. (1965) Eräiden Suomessa esiintyvien planktereiden tilavuuksien keskiarvoja. Vesien suojelutoimiston tiedonantoja, Maataloushallitus. 21: 26.

Oczkowski, A., Hunt, C.W., Miller, K., Oviatt, C., Nixon, S. ja Smith, L. (2016) Comparing Measures of Estuarine Ecosystem Production in a Temperate New England Estuary. Estuaries and Coasts 39(6): 1827-1844.

Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A. ja Westberg, V. (2007) Zoobenthos as Indicators of Ecological Status in Coastal Brackish Waters: A Comparative Study from the Baltic Sea. Ambio 36(2-3): 250-256.

Rantataro, J. (1992) Pääkaupunkiseudun edustan vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoitus. Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja. C 31: 84 + liitteet.

Rousi, H., Laine, A.O., Peltonen, H., Kangas, P., Andersin, A.-B., Rissanen, J., Sandberg-Kilpi, E. ja Bonsdorff, E. (2013) Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*.

Strickland, J.D.H. ja Parsons, T.R. (1968) *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Ottawa, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167, 293 s.

Team, R.C. (2015) *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Vahtera, E. ja Lukkari, K. (2015) Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015: 45.

Viljamaa, H. (1995) Kasviplankton. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1978-1994, Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen moniste. Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I. ja Viljamaa, H. Helsinki. 1: 65-114.

Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. ja Folke, C. (2007) Human-induced Trophic Cascades and Ecological Regime Shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10(6): 877-889.

Liite 1

Pääkaupunkiseudun vesimuodostumien ELS-laskurin käyttöohje

Sofia Airola ja Emil Vahtera

1.11.2016

ELS-laskuri on R-skriptikokoelma, joka laskee pääkaupunkiseudun rannikkovesialueiden ekologisen laatusuhteen (ELS) annettujen pohjatietojen perusteella. Pohjatiedoiksi tarvitaan biologista dataa (klorofylli-a:n pitoisuus-, kasviplanktonin kokonaisbiomassa- ja pohjaeläinaineisto) ja fysikaalis-kemiallista dataa (näkösyvyys, kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori). Makroleviä ei toistaiseksi oteta luokittelussa huomioon.

Laskuri noudattelee laskennan suhteen mallia, joka on esitelty julkaisussa Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen¹.

ELS-laskurin vaatima kansiorakenne ja syöteaineistotiedostojen sekä määrittelytiedostojen sijainnit on esitetty kaavioissa 1. Ennen skriptikokoelman käyttöä tulee luoda kaavion 1 mukainen kansiorakenne ja sijoittaa sen alle vaaditut tiedostot, joista osa tulee tämän tiedostopakettin mukana.

SKRIPTIKOKOELMAN KÄYTTÖ

SYÖTEAINEISTO

- Laitettava **Input**-kansioon tekstitiedostoina (*.txt)
- Tiedostoissa ei saa olla välilyöntejä, erottimena toimii tabulaattori
- Desimaalierotin on piste
- Havaintojen päivämäärät ovat muodossa VVVV-KK-PP
- Kaikissa tiedostoissa on oltava sarakkeet "pvm" (päivämäärä yllä olevassa muodossa) ja "asema" (näytteenottoaseman tunnistenumero, joka listataan myös "asemat.txt" tiedostossa, kts. alla). Sarakkeet, joiden dataa ei käytetä, eivät haittaa ELS:n laskentaa.
- **fysikaaliskemiallisetmuuttujat.txt** sisältää vähintään seuraavat muuttujat: näkösyvyys, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori ja klorofylli a. Näiden otsakkeet ovat samassa järjestyksessä "secchi", "ntot", "ptot" ja "chl a" ja yksiköt metriä (secchi) ja mikrogrammaa litrassa (muut). Lisäksi tarvitaan mittausvyvyys (m) otsakkeella "syvyys".
- **kasviplankton_biomassa.txt** on kasviplanktonin biomassa-aineisto. Otsake on "biomassa" ja yksikkö mikrogrammaa litrassa. Samalta päivältä ei saa olla useita eri näytteitä.
- **pohjaelaimet.txt** sisältää pohjaeläinaineiston. Tarvittavat sarakkeet ovat "nimi" (pohjaeläinlaji) ja "lukumäärä" (kpl/m²).
- **HUOM!** Jos jotain aineistoa ei ole käytettävissä, Input-kansioon pitää kuitenkin luoda oikean niminen tiedosto, jossa on oikeat sarakeotsakkeet.

¹ Aroviita ym. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. Suomen ympäristökeskus.

Työskentelykansio

main.r

Input

fysikaaliskemiallisetmuuttujat.txt

kasviplankton_biomassa.txt

pohjaelaimet.txt

Kayttotiedostot

asetat.txt

asetat_tiedot.txt

BBI-vakiot_sisa.txt

BBI-vakiot_ulko.txt

*ELS-rajat_Ss.txt*²

ELS-rajat_Su.txt

herkkyysluokitukset.txt

pohjaelaimet_vastaavuuksia.txt

vesimuodostumat_lyhenteet.txt

Vesimuodostumat_region_region.dbf

Vesimuodostumat_region_region.prj

Vesimuodostumat_region_region.shp

Vesimuodostumat_region_region.shx

Output

4 v keskiarvot

Dataa puuttuu

ELS

ELS-kartat

Heatmap

Herkkyysanalyysit

Skriptit

BBI.r

biomassa.r

ELS.r

funktioita.r

globaalit_muuttujat.r

heatmap.r

herkkyysanalyysit.r

kartta.r

kuvat.r

na-check.r

painotetut.r

pelkka_kartta.r

uloskirjoitus.r

Kaavio 1. ELS-laskurin vaatima kansiorakenne ja kansioden nimet (lihavoitu) sekä laskurin vaatimien lähtötietojen (alleviivattu) ja määrittelytiedostojen (kursivoitu) sijainnit kansioissa. "Työskentelykansio" on käyttäjän määrittelemä sijainti kaikille alakansioille sekä niissä oleville tiedostoille. Käyttäjä voi itse valita sen sijainnin ja nimen, esim. "C:/Omat tiedostot/ELS-laskuri").

² Raja-arvotiedosto ELS-rajat_nn.txt on oltava jokaiselle vesialueityypille joita laskurilla käsitellään – tämän esimerkin tapauksessa Suomenlahden sisäsaaristo (Ss) ja Suomenlahden ulkosaaristo (Su). Tiedostoja voi olla useampi tai vain yksi. Nimeämiskäytäntö seuraa julkaisun Aroviita ym. 2012 käytäntöä.

TULOSTEET

Löytyvät kansioista **Output**. Output-kansiossa tulokset on jaettu kuuteen alikansioon:

- **4 v keskiarvot:** vesimuodostumittain neljän vuoden keskiarvot kunkin muuttujan arvosta
- **Dataa puuttuu:** kunkin vesimuodostuman osalta on listattu vuodet, joilta puuttuu dataa jonkin parametrin osalta
- **ELS:**
 - o **ELS-arvot:** vesimuodostumittain neljän vuoden keskiarvot muunnettuina vastaaviksi ELS-arvoiksi
 - o **ELS-arvot bio-fyskem:** vesimuodostumittain biologinen ja fysikaalis-kemiallinen ELS-arvo neljän vuoden sykleissä
 - o **ELS-luokat:** edelliset muunnettuina sanallisiksi arvioiksi
 - o **ELS-keskiarvo:** biologisen ja fysikaalis-kemiallisten luokkien keskiarvo.
 - o **ELS-keskiarvo sanallinen:** edelliset muunnettuina sanallisiksi arvioiksi
- **ELS-kartat:** kultakin nelivuotiskaudelta kartta vesimuodostumista, jossa kunkin vesimuodostuman ELS-luokka on ilmaistu värikoodilla. Karttoihin ELS-luokat on laskettu biologisen ja fysikaalis-kemiallisen luokan keskiarvona ilman asiantuntija-arviota.
- **Heatmap:** kullekin parametrille kuva, joka esittää vuodet, joilta dataa ei ole
- **Herkkyysanalyysit:**
 - o **Bio-fyskem:** Diagrammit, joissa biologisen ja fysikaalis-kemiallisen ELS-arvon vaihtelu ajan funktiona näkyy erikseen. Diagrammin avulla voidaan arvioida toisen aineistotyyppin puuttumisen vaikutus luokitteluun.
 - o **Ilman x-dataa:** Tekstitiedostot ja graafit, joissa on kuvattu, kuinka lopullinen ELS-arvo muuttuu, jos jokin parametri jätetään pois, esitetty parametrikohteisesti
 - o **Datoja puuttuu:** Sama kuin yllä, mutta esitetty vesimuodostumakohtaisesti

Lisäksi suoraan Output-kansion juuressa on tiedosto nimeltä **Output.txt**, joka sisältää mallin kirjaamia huomioita laskentaprosessista, ja kuva nimeltä **ELS-plot.png**, jossa on diagrammi ELS-arvojen ajallisesta kehityksestä eri vesimuodostumissa.

SKRIPTIT

R- ohjelmistossa on oltava asennettuna paketit **tmap**, **ggplot2** ja **reshape**. Paketin asennus tapahtuu komennolla `"install.packages("paketinimi")"`. Ohjelma kysyy seuraavaksi, mistä paketti asennetaan. Annetuista latauskohteista voi valita esim. Saksan tai jonkin pohjoismaan. Mikäli pakettia ei käyttöoikeussyistä voida asentaa R-ohjelman yhteyteen, tulee ilmoitus jossa ehdotetaan sen asentamista käyttäjän henkilökohtaiseen kansioon. Tähän voi vastata kyllä. Nyt paketin pitäisi asentua.

ELS-arvojen laskentaa ja luokittelun tekoa varten ajettava skripti on nimeltään **main.r**. Ennen sen ajamista käyttäjän on asetettava työskentelykansio komennolla `"setwd("C:/esimerkkikansio")"`. "C:/esimerkkikansio":n tilalle laitetaan polku, joka vastaa sitä kansiota, josta koodi kulloinkin ajetaan. Tämä on siis se kansio, jonka alikansioina ovat Input, Output, Kayttotiedostot ja Skriptit, ja jossa main-skripti sijaitsee.

Tämän jälkeen ajetaan main-skripti antamalla R:lle komento **source("main.r")**. Skripti kysyy, miltä vuosilta tulokset halutaan laskettavan (aloitus- ja lopetusvuosi neljällä numerolla), ja laskee tulokset tälle välille. Tulokset kirjoitetaan vanhojen tiedostojen päälle, jos sellaisia on.

Mikäli tulokset haluaa laskea havaintoasemakohtaisesti, on mentävä itse koodiin (main.r) esimerkiksi tavallisella tekstieditorilla (Notepad tms.) ja avattava kommentoinnista kohta **"ELS HAVAINTOASEMITTAIN"**. Tämä tapahtuu poistamalla #-merkit rivin alusta niiltä riveiltä, joilla se on rivin ensimmäinen merkki (ei välilyöntejä tai tabulaattoria) paitsi ensimmäiseltä riviltä (rivi, jossa lukee ELS HAVAINTOASEMITTAIN). Sitten ajetaan koodi samoin kuin yllä. Malli saattaa antaa virheilmoituksia karttojen ja kuvien kohdalla, mutta tekstitiedostojen pitäisi joka tapauksessa tulostua. Tämä kohta kannattaa vastaavasti kommentoida taas piiloon kun sitä ei enää tarvitse (lisäämällä #-merkki niiden rivien alkuun josta ne aiemmin poistettiin).

Skriptillä nimeltä **painotetut.r** voidaan laskea tulokset painottamalla biologisia ja fysikaalis-kemiallisia tuloksia halutussa suhteessa. Skripti vaatii alkuperäiset tulokset, jotka main tuottaa, joten se on ajettava vasta main.r-skriptin ajon jälkeen. Se ajetaan komennolla **source("Skriptit/painotetut.r")**. Ohjelma pyytää halutun prosenttipainotuksen biologiselle datalle (0-100), jonka saatuaan se laskee tulokset tiedostoihin **ELS-arvot painotetut.txt** ja piirtää niistä kartat. **Huom! Karttatiedostot kirjoitetaan vanhojen karttojen päälle, joten muista kopioida main.r-skriptin piirtämät kartat eri paikkaan, jos haluat vertailla tuloksia!** Mikäli joko fysikaalis-kemialliset arvot tai biologiset arvot puuttuvat kokonaan, painotetut tulokset merkitään tiedostoissa NA:ksi (ja väritetään kartalla harmaiksi).

Skriptillä nimeltä **pelkka_kartta.r** voidaan piirtää kartat uudestaan asiantuntija-arvion jälkeen. Skripti vaatii alkuperäiset tulokset, jotka main.r tuottaa, joten se on ajettava vasta main.r:n jälkeen. Tiedostoissa **ELS-keskiarvo sanallinen.txt** ovat mallin laskemat tulokset ELS-luokista. Tiedostoihin voi tehdä manuaalisesti haluamansa muutokset ennen koodin ajamista. Luokkien nimet pitää kirjoittaa isolla alkukirjaimella ja ilman ääkkösiä, siis Huono, Valttava, Tyydyttävä, Hyvä tai Erinomainen. Skripti ajetaan komennolla **source("Skriptit/pelkka_kartta.r")**. **Huom! Karttatiedostot kirjoitetaan vanhojen karttojen päälle, joten muista kopioida main.r:n piirtämät kartat eri paikkaan, jos haluat vertailla tuloksia!**

MUKAUTTAMINEN

ASEMIEN LISÄÄMINEN

Kansion **Kayttotiedostot** alla on liuta määrittelytiedostoja. Näistä tiedosto nimeltä **asemat.txt** määrittelee mihin vesimuodostumaan mikä näyteasema kuuluu. Mikäli näyteaseman koodia ei ole tässä tiedostossa, sen aseman tuloksia ei käytetä ELS-laskentaan. Asemia voi lisätä kirjoittamalla uuden aseman numeron **asemat.txt**-tiedostoon oikean vesimuodostuman alle. Jos asemalta on pohjaeläindataa, aseman syvyystiето on myös kirjoitettava tiedostoon **asemat_tiedot.txt**.

ERI ALUE

Skriptin ajaminen muulle alueelle kuin pääkaupunkiseudun edustalle vaatii seuraavien tiedostojen muokkaamista: **asemat.txt**, **asemat_tiedot.txt**, **vesimuodostumat_lyhenteet.txt**, **Vesimuodostumat_region_region.shp**, **ELS-rajat_sisa.txt** ja **ELS-rajat_ulko.txt**. Nämä tiedostot löytyvät kansioista **Kayttotiedostot**.

asemat.txt listaa kunkin vesimuodostuman alle kyseisen vesimuodostuman havaintoasemat.

asemat_tiedot.txt sisältää sarakkeet **asema** ja **syvyys**. Nämä tiedot tarvitaan asemilta, joilta on pohjaeläinhavaintoja. Syvyys ilmaistaan metreissä.

vesimuodostumat_lyhenteet.txt sisältää sarakkeet **lyhenne**, **alue**, **tyyppi** ja **sisa**. Alue tarkoittaa vesimuodostuman koko nimeä (ilman ääkkösiä), lyhenne taas on sama lyhenne vesimuodostumalle kuin

tiedostoissa **vesimuodostumat_lyhenteet.txt** ja **asemat.txt**. Tyyppi-sarakkeeseen laitetaan vesimuodostuman tyyppi asiaankuuluvalla lyhenteellä (esim. Suomenlahden ulkosaaristo (Su), Lounainen välisaaristo (Lv)). Lyhenteiden on oltava tarkalleen samat kuin alempana mainittujen ELS_rajat-tiedostojen nimessä. Sisa-sarakkeeseen merkitään, onko vesimuodostuma tyyppiä sisäsaaristo (TRUE) vai ulko- tai välisaaristo (FALSE).

Vesimuodostumat_region_region.shp on shapefile-kartta halutuista vesimuodostumista. Vesimuodostumien nimissä (otsikolla **Nimi**, huomaa iso alkukirjain!) ei saa olla ääkkösiä. Nimien on oltava täysin samassa muodossa kuin tiedostossa **vesimuodostumat_lyhenteet.txt**.

ELS-rajat_ESIMERKKI.txt-nimiset tiedostot sisältävät ELS-luokkien raja-arvot eri parametreille eri vesialueityypeille. Sanan ESIMERKKI tilalle on laitettava tyyppin lyhenne, joka on sama kuin tiedostossa **vesimuodostumat_lyhenteet.txt** – siis esim. ELS-rajat_Su.txt (Suomenlahden ulkosaaristo). Nämä on päivitettävä vastaamaan niitä tyyppejä, joille skriptiä ajetaan. Jokaiselle tyyppille on oltava oma tiedosto. VA on vertailuarvo, Ehy erinomaisen ja hyvän raja, HyT hyvän ja tyydyttävän raja, TV, tyydyttävän ja välttävän raja, Vhu välttävän ja huonon raja ja HuAalaraja huonon luokan alaraja. Jos huonon luokan alarajaa ei ole, sen kohdalle laitetaan arvoksi NA.

ELS-VERTAILUARVOJEN PÄIVITYS

ELS-rajat_ESIMERKKI.txt-tiedostot (sanan ESIMERKKI tilalla kunkin vesialueityypin lyhenne) on päivitettävä kuten yllä kuvataan.

POHJAEÄLÄININDEKSIIN TARVITTAVIEN TIETOJEN PÄIVITYS

herkkyysluokitukset.txt sisältää eri pohjaeläinlajien ja -lajiryhmien herkkyysluokitukset. Mikäli datassa on pohjaeläimiä, jotka eivät löydy tästä tiedostosta, ne jätetään pohjaeläinindeksin laskemisessa huomiotta. Näille pohjaeläimille voi lisätä herkkyysluokituksen tähän tiedostoon.

pohjaelaimet_vastaavuuksia.txt on taulukko, jossa datasta löytyviä pohjaeläimiä voi luokitaa herkkyysluokitukset-tilukkoa varten oikeaan lajiryhmään, vanhaan lajinimeen tms. Jos datasta siis löytyy pohjaeläin, joka kuuluisi johonkin herkkyysluokituksissa esiteltyyn lajiryhmään, mutta nimi vain on eri kirjoitusasussa, tähän taulukkoon voi lisätä muunnoksen oikeaan muotoon.

ASIAANTUNTIJA-ARVION TEKEMINEN

Asiantuntija-arvion pohjana käytetään mallin tulostamia **biologisia** tuloksia. Fysikaalis-kemialliset tulokset on tarkoitettu arvion tueksi. Lisäksi ekologiseen tilaan vaikuttavat vesimuodostuman hydrologis-morfologiset laatutekijät, joiden perusteella arvioidaan vesialueen muuttuneisuusluokka.

Biologinen laatuluokka arvioidaan aluksi erikseen. Mallin antaman tuloksen luotettavuuteen vaikuttaa käytettävissä oleva aineisto – jos data joltain osa-alueelta on puutteellista tai olematonta, tulokseen on suhtauduttava kriittisemmin. Asiantuntija-arvioon voidaan sisällyttää myös havaintoja, joita malli ei huomioi, kuten tiedossa oleva pohjanläheisen veden happivaje tai pintaveden hapen ylisaturaatio. Tarvittaessa mallin antamaan laskennallista luokkaa korjataan -> **arvoiduksi luokaksi**.

Tämän jälkeen tarkastellaan vesimuodostuman biologisen tilan perusteella arvioitua luokkaa, fysikaalis-kemiallista luokkaa ja hydrologis-morfologista luokkaa, ja tarvittaessa korjataan arvioitua luokkaa vielä kerran. Näin saadaan lopullinen ekologinen luokka.

Kartat asiantuntija-arvion pohjalta tehtyyn luokitteluun piirretään **pelkka_kartta.r**-skriptillä (kuvattu yllä).

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija / Utgivare / Publisher

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsingfors stads miljöcentral
City of Helsinki Environment Centre

Julkaisu aika / Utgivningstid / Publication time

Marraskuu 2016 / November 2016 /
November 2016

Tekijä(t) / Författare / Author(s)

Sofia Airola ja Emil Vahtera

Julkaisun nimi / Publikationens titel / Title of publication

Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus – Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä laatuluokituksen vaihtelu 1970-luvulta nykypäivään

Bedömningen av den ekologiska kvaliteten av huvudstadsregionens kustvatten – Ett verktyg för bedömningen samt variationen i bedömningen från 1970-talet till nutid

An assessment of the ecological status of the Helsinki metropolitan area coastal waters – A tool for the assessment and the variation of the ecological classification from the 1970's to modern days

Sarja / Serie / Series

Numero / Nummer / No.

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu
Helsingfors stads miljöcentralens publikationer
Publications by City of Helsinki Environment Centre

9/2016

ISSN

ISBN

ISBN (PDF)

1235-9718

978-952-331-193-0

978-952-331-194-7

Kieli / Språk / Language

Koko teos / Hela verket / The work in full

fin

Yhteenveto / Sammandrag / Summary

fin, sve, eng

Taulukot / Tabeller / Tables

fin

Kuvatekstit / Bildtexter / Captions

fin

Asiasanat / Nyckelord / Keywords

Rannikkovesi, ekologinen luokittelu, veden laatu, ympäristön tila, Suomenlahti, Helsinki, Espoo, Sipoo
Kustvatten, ekologisk bedömning, vattenkvalitet, miljös tillstånd, Finska viken, Helsingfors, Esbo, Sibbo
Coastal waters, ecological assessment, quality of water, state of the environment, Gulf of Finland, Helsinki, Espoo, Sipoo

Tilaukset / Beställningar / Distribution

Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2015

1. Savola, K. Helsingin metsien kääpäselvityksen täydennys 2014
2. Majaneva, S., Suonpää, A. Vedenalaisen roskan kartoitus Helsingin edustan merialueella – pilottiprojekti
3. Pellikka, K., Kuisma, J., Virtanen, L., Probenthos Oy. Longinojan vedenlaatu ja ekologinen tila
4. Pirilä, A. Koulujen ja oppilaitosten savuttomuuden toteutuminen Helsingissä
5. Wahlman, S., Rastas, T. Allasveden valvonta Helsingissä vuosina 2007–2013
6. Tynninen, P-S., Kärnä, A., Åberg, R. Liha- ja kalatuotteiden turvallisuus palvelumyynnissä
7. Vahtera, E., Lukkari, K. Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus
8. Paavola, T., Hokkanen, P. Mausteiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2012–2013
9. Lähdesmäki, M., Pullinen, N. ja Turunen, P-R. Salmonellan esiintyvyys lihatuotteissa sekä tuotteiden jäljitettävyyss ravintoloissa ja varastoissa pääkaupunkiseudulla vuonna 2014
10. Malin, M. Helsingin ilmastopoliittika – Hallinta ja kumppanuudet
11. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Espoon seudun ympäristöterveys, Keski-Uudenmaan ympäristökeskus, Vantaan ympäristökeskus. Salaattibaarien hygienia ja tuotteiden mikrobiologinen laatu pääkaupunkiseudulla 2015
12. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Espoon seudun ympäristöterveys, Vantaan ympäristökeskus. Smoothie-juomien laatu pääkaupunkiseudulla
13. Alapirtti, M., Kivikoski, L., Wahlman, S. Yleisten uimarantojen hygienia, uimaveden laatu ja kuluttajaturvallisuus Helsingissä vuonna 2015
14. Lampinen, H. Kesä kioskien jäätelön mikrobiologinen laatu 2015

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2016

1. Manninen, E., Nieminen, M. (toim.) Haltialan lahoppukovakuoriaisten seuranta 2005, 2007–2008 ja 2015
2. Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J., Pääkkönen, J-P. Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014–2015
3. Savola, K. Helsingin Haltialan metsien kääpäselvitys 2015 – loppuraportti
4. Espoon seudun ympäristöterveys, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Keski-Uudenmaan ympäristökeskus, Vantaan ympäristökeskus ja Metropolilab. Liha- ja kala-alan laitosten tuotantoympäristön puhtaus pääkaupunkiseudulla
5. Mäkelä, H-K., Järveläinen, A., Talja, P. Ulkomyynnissä valmistettavien ruokien ja raaka-aineiden hygieeninen laatu Helsingissä 2015 ja 2016
6. Javanainen, J. Katsaus työmaiden jätehuoltoon ja siirtoasiakirjamenettelyn käytäntöihin
7. Lammi, E., Routasuo, P. Helsingin liito-oravakartoitus 2016
8. Pellikka, K. Tattarisuon ojavesinäytteiden ja Helsingin purojen haitta-ainetulokset
9. Airola, S., Vahtera, E.. Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus – Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä laatuluokituksen vaihtelu 1970-luvulta nykypäivään

