

8/2006



HELSINGIN KAUPUNGIN

YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA

Vesikasvillisuus Seurasaarenselän - Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu



Karoliina Ilmarinen ja Ilkka Viitasalo

Helsinki 2006

Kannen kuva: © Karoliina Ilmarinen

Painettu Pohjoismaisen ympäristömerkin saaneelle paperille.

Karoliina Ilmarinen ja Ilkka Viitasalo

VESIKASVILLISUUS SEURASAARENSELÄN–KATAJALUODON
ALUEELLA KESÄLLÄ 2005: TUTKIMUSMENETELMIEN VERTAILU

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2006

ISSN 1235-9718
ISBN 952-473-780-9
ISBN (URL:www.hel.fi/ymk/julkaisut) 952-473-781-7
Painopaikka: Helsingin kaupungin hankintakeskus
Helsinki 2006

SANASTO	1
TIIVISTELMÄ	4
SAMMANDRAG	5
ABSTRACT	6
1 JOHDANTO	7
1.1 RANTAVYÖHYKKEEN VESIMAKROFYTTIT	7
1.1.1 Litoraalin vyöhykkeisyys.....	8
1.1.2 Makrofyyttien kasvutekijät	8
1.1.3 Makrofyytit ympäristön tilan ilmentäjinä.....	9
1.2 EU:N VESIPUITEDIREKTIIVI	11
1.2.1 Seurantaohjelma	12
1.3 LIKAANTUNEISUUSJÄRJESTELMÄ	13
1.4 TUTKIMUKSEN LÄHTÖKOHDAT JA TAVOITTEET	14
1.5 TUTKIMUKSEN TEKIJÄT	14
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	15
2.1 TUTKIMUSAINESTO	15
2.2 TÄRKEIMMÄT YMPÄRISTÖMUUTTUJAT	15
2.3 TUTKIMUSALUEET	15
2.4 NÄYTTEENOTTOMENETELMÄT	19
2.4.1 Haramenetelmä.....	20
2.4.2 Sukeltaminen	21
2.5 AINEISTON KÄSITTELY	23
2.5.1 Laboratoriotyöt.....	23
2.5.2 Suolilevien taksonomiassa tapahtuneet muutokset.....	23
2.5.3 Likaantuneisuusjärjestelmä ja kasvillisuuden tilaluokat	24
2.5.4 Rakkolevää sisältävien näytteenottopaikkojen luokittelu	29
2.5.5 Vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilan luokittelu	31
2.5.6 Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch).....	35
3 TULOKSET	37
3.1 TÄRKEIMMÄT YMPÄRISTÖMUUTTUJAT	37
3.2 NÄYTTEENOTTOPAIKKOJEN FETCH JA SEN VAIKUTUKSET KASVILLISUUTEEN	40
3.3 NÄYTTEENOTTOPAIKKOJEN VEDEN LIKAANTUNEISUUSLUOKAT JA VERTAILU EDELLISIIN VUOSIIN	41
3.4 NÄYTTEENOTTOPAIKKOJEN VEDEN EKOLOGINEN TILA	49
3.4.1 Ekologinen laatusuhde (EQR).....	52
3.5 LIKAANTUNEISUUSLUOKITTELUN JA EKOLOGISEN TILALUOKITTELUN VASTAAVUUS	55
4 TULOSTEN TARKASTELU	59
4.1 MAKROFYTTIEN TILA TUTKIMUSALUEELLA	59
4.2 LIKAANTUNEISUUSLUOKITTELUN JA EKOLOGISEN TILALUOKITTELUN VERTAILU	61
4.3 VESIPUITEDIREKTIIVIN MENETELMIEN SOVELTUVUUS VEDEN EKOLOGISEN TILAN ARVIOINNISSA	61
4.4 VEDENLAATUTEKIJÄT JA NIIDEN SOVELTUVUUS EKOLOGISEN TILAN ARVIOINTIIN	64
4.5 MENETELMÄN VAIKUTUS VEDEN LAADUSTA SAATUUN KUVAAN	65
4.6 TOIMENPIDE-EHDOTUKSET HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN MAKROFYTTISEURANTAAN..	67
5 KIRJALLISUUS	69

LIITE 1 Näytteenottopaikkojen sukellusprofiilit

LIITE 2 Näytteenottopaikkojen kohdekortit (korjattu vuonna 2008)

Sanasto

bioottinen	Elävä, elämään kuuluva, elävien organismien aikaansaama (Tirri ym. 1993).
biomonitorointi	Eliöstöön, esim. vesikasveihin, keskittyvää säännöllistä ja suunniteltua seurantaa.
biotooppi	Eliöiden elinympäristö, kasvupaikka, jossa tärkeimmät ympäristötekijät ovat samankaltaisia (Tirri ym. 1993).
detritus	Hajonnut aines, eloperäinen jäte, kasvien ja eläinten hajoamistuotteet (Tirri ym. 1993)
dikotominen luokittelu	Luokittelu kahteen samanarvoiseen haaraan.
diversiteetti	Monimuotoisuus; esim. lajistollinen monimuotoisuus
ekspositio	Rinteiden ja rantojen suunnan vaikutus kasvillisuuteen (Tirri ym. 1993).
epifauna	Toisen kasvin tai eläimen päällä kasvava eläin.
epifyytti	Päällyskasvi
eufoottinen vyöhyke	Vesistön pintakerros, jossa valon määrä on runsainta ja jossa esiintyy yhteyttämistä ja perustuotantoa (Tirri ym. 1993).
eutrofia	Runsasravinteisuus
fertiliteetti	Hedelmällisyys, lisääntymiskyky (vrt. steriliteetti)
fetch	Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka, matka jonka tuuli voi esteettä puhalttaa vesistön poikki (Håkansson 1981).
indifferentti laji	Laji, joka ei tarkasti valikoi elinympäristöään ja on moneen suuntaan kehityskykyinen (Tirri ym. 1993).
indikaattori	Ilmaisin; eliölaji, joka on erityisen herkkä jollekin ympäristötekijälle, jolloin lajin esiintyminen ilmaisee kyseisen tekijän (Tirri ym. 1993).
kolonisaatio	lajin (populaation) ilmaantuminen uudelle alueelle tai uuteen elinympäristöön ja sen pysyvä asuttaminen (Tirri ym. 1993).
koppisiemeninen	Siemenkasvien ryhmän alaryhmä, joka luokitellaan useimmiten siemenkasvien kaaren alakaareksi. Niillä siemenaiheet ovat emiön suljetussa sikiäimessä ja siementen kypsyessä sikiäimestä kehittyy hedelmä. Niillä on varsinaisia kukkia (Tirri ym. 1993).
litoraali	Rantavyöhyke; ulottuu vesistön enimmäisvedenkorkeuden rajasta pohjakasvillisuuden alarajaan asti. Käytännössä se on alue, jolla auringonvalo ulottuu pinnasta pohjaan (Tirri ym. 1993).

makrofyytti	Suurkasvi; kookkaat kasvit, esim. putkilokasvit, sammalet ja kookkaat levät (Tirri ym. 1993).
mareografi	Vedenkorkeusmittari
monitorointi	Tarkkailu, valvonta, seuranta
morfologinen	Muoto-opillinen, rakenteellinen; morfologia tutkii eri tasoilla eliöiden muotoa ja rakennetta (Tirri ym. 1993).
opportunistinen laji	Laji, joka hyödyntää tehokkaasti ajalliset ja paikalliset olosuhteet ja on sopeutunut elämään ennustamattomasti vaihtelevissa ympäristöissä (Tirri ym. 1993).
perifyton	Päällyskasvusto; koostuu eliöistä ja niiden jäänteistä, jotka ovat kiinnittyneet tai kasaantuneet vesikasvien, kivien tai muiden vedenalaisten kappaleiden pintaan (Tirri ym. 1993).
perustuotanto	Primäärituotanto; vihreiden kasvien tuottama eloperäisen aineksen määrä ekosysteemissä (Tirri ym. 1993).
pintavesimuodostuma	Pintavesimuodostumalla tarkoitetaan pintavesien erillistä ja merkittävää osaa, kuten järveä, tekoallasta, puroa, jokea tai kanavaa, puron, joen tai kanavan osaa, jokisuun vaihettumisaluetta tai rannikkovesien osaa (VPD:n 2 artikla).
plankton	Yleensä mikroskooppisen pieniä meri- tai makean veden kasveja ja eläimiä, jotka ajelehtivat passiivisesti tai liikkuvat hitaasti ympäröivässä vedessä (Tirri ym. 1993).
resuspensio	Matalissa vesialtaissa tuulten tai muun fysikaalisen häiriön (esim. veneliikenne) aikaan saama sedimentin pinnan uudelleen sekoittuminen yläpuoliseen vesimassaan.
saprobia	Kuvaa hajotustoiminnan aktiivisuutta; käytetään orgaanisen aineksen aiheuttaman vesien kuormituksen tarkastelussa.
sedimentaatio	Kiinteiden hiukkasten laskeutuminen vesialtaan pohjaan (Maastiik ym. 2000).
sekundaarituotanto	Jatkotuotanto, kuluttajien biomassaan sitoutunut energia ilmaistuna tavallisesti pinta-alayksikköä kohti (Tirri ym. 1993).
sisäinen kuormitus	Vesistöstä itsestään peräisin oleva ravinnekuormitus, syntyy etenkin hapen loppuessa pohjalta, jolloin sedimentissä sidoksissa olleet ravinteet palautuvat takaisin kiertoon (www.miljo.fi).
steriliteetti	Hedelmättömyys, lisääntymiskyvyttömyys (vrt. fertiliteetti)
sublitoraali	Se osa rantavyöhykettä, joka on aina veden alla (Tirri ym. 1993).

sukkessio	Tietyllä paikalla tapahtuva eliöyhteisön ajallinen muuttuminen (Tirri ym. 1993).
taksoni	Yleisnimi mille tahansa eliöiden sukulaisuussuhteen perusteella nimetylle eliöryhmälle, joka on virallisesti kuvattu ja jolle on annettu tieteellinen nimi (Tirri ym. 1993).
taksonomia	Biologian ala, joka sisältää eliöiden kuvauksen, nimeämisen ja luokittelun (Tirri ym. 1993).
vesipuitedirektiivi	EU:n direktiivi, joka luo puitteet EU-maiden vesipolitiikalle (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY).

Tiivistelmä

Rantavyöhykkeen vesikasvillisuutta on tutkittu pääkaupunkiseudulla yhtenäisin menetelmin 1970-luvulta lähtien. Vuonna 2000 voimaan tullut EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) edellyttää uusien menetelmien käyttöönottoa vesikasviseurantojen toteuttamisessa. Tässä tutkimuksessa verrataan vanhaa likaantuneisuusmenetelmää uuteen VPD:n mukaiseen veden ekologisen tilan luokittelumenetelmään.

Tutkimuksessa kartoitettiin uposkasvillisuutta kesällä 2005 Seurasaarenselältä Katajaluodolle ulottuvalla merialueella. Näytteenottopaikkoja oli 20 ja ne sijaitsivat kallio- tai kivikkorannoilla. Haramenetelmällä tutkittiin rantakaistale kahden metrin syvyyteen asti ja sukellusmenetelmällä tutkittiin linja, joka ulottui kasvillisuuden loppumissyvyyteen asti. Alueet sijoitettiin kasvillisuutensa perusteella luokkiin, joilla kuvataan rannanläheisten vesien tilaa. Likaantuneisuusluokittelu perustuu useiden indikaattorikasvien lajikoostumukseen ja runsaussuhteisiin, kun taas VPD:n mukainen veden ekologisen tilan luokittelu tällä hetkellä vain rakkolevän (*Fucus vesiculosus* L.) alimpaan kasvusyvytyteen.

Rantojen vesikasvillisuudessa ei ole tapahtunut merkittävää parantumista edellisen seurantatutkimuksen (v. 1999) jälkeen Seurasaarenselällä eikä Lauttasaaren itärannalla. Rakkolevä ei ole palannut alueelle, vaikka monien näytteenottopaikkojen rannat soveltuisivat lajin kasvualustaksi. Veden sameus haittaa uposversoisten vesikasvien kasvua, ja runsas vedessä olevan aineksen kerrostuminen pohjalle estää kasvien nuoruusvaiheiden kiinnittymisen pohjaan. Sisäinen kuormitus heikentää alueen veden tilaa ja pitää rehevyyttä indikoivien lajien määrän suurena. Vattunien veden tila oli edelleen huonompi kuin muiden Lauttasaaren itärannan tutkimuspaikkojen. Lauttasaarenselän vesikasvillisuus oli pysynyt lievästi häiriintyneenä tai luonnontilaisena. Ulkosaaristoon päin siirryttäessä vesikasvillisuus indikoi veden tilan paranemista; lähes kaikki näytepaikat olivat luonnontilaisia. Katajaluodon alueen näytteenottopaikkojen veden tilan paraneminen johtunee aikaisempaa pienemmästä ravinnekuormituksesta. Vedenpuhdistusmenetelmien kehittymisen ansiosta purkutunnelia pitkin tulee erityisesti typpiravinteita aiempaa vähemmän.

Haramenetelmällä löydettiin vähemmän lajeja kuin sukeltamalla. Haramenetelmää ei ole tarkoitettu syvemmällä kuin kahden metrin syvyydellä esiintyvien lajien tutkimiseen, eikä se siksi sovellu VPD:n mukaisen rakkolevän alimman kasvusyvytyden määrittämiseen. Sukellusmenetelmä soveltuu molempien luokittelumenetelmien toteuttamiseen.

Tutkimuksen perusteella ekologisen tilan luokittelulla saadaan keskimäärin laadultaan huonompi kuva veden tilasta kuin likaantuneisuusluokittelulla. VPD:n mukainen yhteen indikaattorilajiin ja sen yhteen muuttujaan perustuva tarkastelu on suppeaa, eikä välttämättä anna todenmukaista kuvaa veden tilasta. Veden ekologisen tilan luokittelua ei voida rakkolevän puuttumisen vuoksi soveltaa sisälahdissa, ja niissä veden tila voidaan määrittää vain likaantuneisuusluokittelun avulla.

Sammandrag

Strandzonens vattenvegetation har studerats med enhetliga metoder inom huvudstadsregionen sedan 1970-talet. Det år 2000 ikraftträdde vattenpolitiska ramdirektivet (VPR) förutsätter att ny metodik tas i bruk inom monitoreringen av vattenväxter. I denna studie jämförs det gamla föroreningssystemet med en ny ekologisk klassificeringsmetod som överensstämmer med VPR.

I denna studie kartlagdes undervattensvegetationen sommaren 2005 på havsområdet från Fölisöfjärden till Enskär. Provtagningsstationerna var 20 till antalet och de befann sig på bergiga och steniga stränder. Med hjälp av räfsmetoden studerades en strandrensa upp till två meters djup och med hjälp av dykning en linje som sträckte sig till det djup där vegetationen tog slut. Områdena placerades på basen av sin vegetation i klasser med hjälp av vilka strandnära vattens tillstånd kan beskrivas. Föroreningsklassificeringen baserar sig på flera olika indikatorväxters artsammansättning och riklighetsförhållanden, medan klassificeringen av vattnets ekologiska tillstånd enligt VPR för tillfället baserar sig enbart på blåstångens (*Fucus vesiculosus* L.) största växtdjup.

Det har inte skett någon märkbar förbättring i strändernas vattenvegetation sedan den föregående monitoreringsstudien (år 1999) varken på Fölisöfjärden eller Drumsö östra strand. Blåstången har inte återvänt till området trots att flera av provtagningsställets stränder skulle lämpa sig väl som växtplats för arten. Det grumliga vattnet försvårar undervattensarternas tillväxt, och den rikliga avlagringen av partikelmateriel från vattnet på botten förhindrar unga växter att fästa sig vid botten. Intern belastning försämrar områdets vattenkvalitet och upprätthåller höga antal av eutrofieringsindikatorarter. Hallonnäsets tillstånd var fortfarande sämre än på de övriga provtagningsstationerna på Drumsö östkust. Vattenvegetationen på Drumsöfjärden var fortfarande endast lätt störd eller i naturenligt skick. Utåt mot ytterskärgården indikerade vattenvegetationen att vattnets tillstånd förbättrats; nästan alla provtagningsstationerna var i naturenligt tillstånd. På området kring Enskär torde förbättringen i provtagningsstationernas vattentillstånd bero på att näringsämneshbelastningen har minskat. Tack vare att vattenreningstekniken har förbättrats rinner det ut mindre mängder av i synnerhet kväve via utsläppstunneln.

Med hjälp av räfsmetoden upphittades färre arter än med dykning. Räfsmetoden är heller inte avsedd att användas för att studera arter som växer djupare än på två meters djup, och därför lämpar metoden sig inte för att bestämma blåstångens lägsta växtdjup enligt VPR. Dykmetoden lämpar sig för båda klassificeringsmetoderna.

På basen av denna studie får man en i medeltal sämre bild av vattnets tillstånd med hjälp av den ekologiska vattentillståndsklassificeringen än med föroreningsklassificeringen. En studie som, enligt VPR, baserar sig på granskningen av endast en indikatorart och endast en till denna hörande variabel är snäv, och ger inte nödvändigtvis en sann bild av vattnets tillstånd. Vattnets ekologiska klassificering kan inte tillämpas i innervikarna eftersom blåstången saknas där, och sålunda kan vattnets tillstånd där bedömas endast med hjälp av föroreningsklassificeringen.

Abstract

The underwater vegetation of the coastal zone has been studied in the Helsinki capital region with comparable methodology since the 1970s. The water framework directive (WFD) which was implemented in 2000 requires that new methodology is applied in the monitoring of underwater vegetation. In this study, the old contamination methodology is compared to the new WFD-compatible methodology based on ecological status classification of the water.

In this study, the occurrence of submerged aquatic vegetation was studied in the summer of 2005 in the sea area stretching from Seurasaarenselkä to Katajaluoto. Twenty sampling sites were included, all situated on rocky and stony shores. With the rake method, a stretch of shoreline was studied to the depth of two meters, and with the diving method a line from the shoreline was mapped downwards to the depth where all vegetation ceased. Based on their vegetation, the areas were placed into classes which are used to describe the state of near-shore waters. The contamination methodology is based on the species composition and relative abundance of several indicator plants, while the WFD-derived ecological status classification at present is based solely on the lowest depth at which bladderwrack (*Fucus vesiculosus* L.) grows.

No significant improvements have occurred in the nearshore aquatic vegetation compared to the previous monitoring study (1999) in either Seurasaarenselkä or the eastern shore of Lauttasaari. Bladderwrack has not returned to the area, although several of the sampling sites would suit the species. The turbidity of the water impedes the growth of submerged macrophytes, and the high sedimentation of material derived from the water column prevents the attachment of small plants to the bottom. Internal loading weakens the status of the water in the area and maintains a high number of species which are indicators of eutrophication. The status of Vattuniemi was still worse than that of the other sampling sites on Lauttasaari's eastern shore. The aquatic vegetation of Lauttasaarenselkä has remained only slightly disturbed or in natural state. Towards the outer archipelago area the aquatic vegetation indicates an improved state of the water; almost all the sampling sites were classed as in natural state. At the sampling sites in the Katajaluoto area the improvement in the state of the water is probably due to the reduced nutrient loading. Due to improvements in water purification technology, less nutrients, especially nitrogen, are released through the sewage tunnel.

Fewer species were found using the rake method than by diving. The rake method is not intended for the study of species occurring at more than two meters' depth, and thus not suited for determining the lowest depth at which bladderwrack occurs as the WFD requires. The diving method is suitable for both types of classification.

Based on this study, the ecological status classification gives on average a worse picture of the status of the water than the contamination method. When only one variable related to only one indicator species is used in the study as postulated in the WFD the result is limited, and does not necessarily give a true picture of the status of the water. The ecological classification of the state of the water cannot be applied to the inner bays due to the absence of bladderwrack, and the status of the water can there only be estimated using the contamination classification.

1 Johdanto

Makrofyyttien eli suurien vesikasvien ja levien merkitys veden laadun ilmentäjinä on tunnettu jo pitkään. Vesimakrofyyttejä onkin käytetty vesien tilan arvioinnissa Suomessa jo 1900-luvun alusta lähtien. Kartoituksen ja seurannan menetelmät ovat parantuneet paljon kulkuvälineiden, ilmakuvausten, vedenalaiskuvausten, näytteenottovälineiden sekä ennen kaikkea laitesukelluksen kehittymisen myötä (Hällfors ym. 1987). Menetelmät ovat kuitenkin olleet vaihtelevia eikä yhtenäisiksi vaikiintuneita menetelmiä tai standardeja ole ollut käytettävissä.

Itämeren valuma-alueelle lasketaan pistekuormituksena suuria määriä yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesiä. Hajakuormittajista suurin on maatalous. Koko kuormitus keskittyy ranta-alueille, mutta näkyy myös koko Itämeren rehevöitymisenä. Arvioitaessa kuormitusta tutkimalla ainoastaan veden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia tai planktonyhteisöjä pystytään ilmentämään vain tietyn vesialueen hetkelistä tilaa (Rindi & Guiry 2004). Näytteenoton on oltava tiheää ja pitkäaikaista, jotta tulokset eivät vaihtelee riippuen siitä, minkälaista vettä on näytettä otettaessa kulloinkin sattunut kohdalle (Hällfors ym. 1987).

Alustaansa kiinnittyneet makrofyytit heijastavat pääasiassa rantavyöhykkeessä vallitsevia olosuhteita. Makrofyyttien seurannan rinnalla on tärkeää tutkia myös avovesialueen fysikaalisia ja kemiallisia vedenlaatumuuttujia, kuten myös muita vesikasvillisuuden kehittymiseen vaikuttavia ympäristötekijöitä (mm. sääolot ja aallokovaikutus). EU:n vesipolitiikan puitteiden direktiivi pyrkii yhdistämään perinteisen fysikaalis-kemiallisen seurannan biologisten indikaattorien käyttöön ja havaitsemaan ympäristön muuttumisen sekä pitkällä että lyhyellä aikajaksolla. Ympäristön seurannan kehittämisessä olennaista ei ole ainoastaan se miten eliöyhteisöä voidaan verrata menneeseen, vaan myös se miten ympäristön tilaa saadaan mahdollisimman hyvin tallennettua tulevaisuutta varten ja miten tilan kehitystä voidaan seurata.

1.1 Rantavyöhykkeen vesimakrofyytit

Vesimakrofyyteillä tarkoitetaan makroleviä, vesisammalia ja pysyvästi vedessä kasvavia putkilokasveja (Wetzel 1983). Makrofyytit voidaan jakaa kasvutapansa ja systemaattisen asemansa mukaisesti elomuotoihin. Näitä ovat ilmaversoiset, kelluslehtiset, uposlehtiset, pohjalehtiset, irtokellujat, irtokeijujat, vesisammalet sekä näkinpartaislevät. Pohjaan kiinnittyneet makrofyytit kasvavat rannalla keskivedenpinnan alapuolella olevassa vyöhykkeessä, joka on meriekosysteemin tuottavinta ja monimuotoisinta osaa. Litoraalin ekologinen merkitys korostuu rikkonaisilla saaristo- ja rannikkoalueilla, joita pohjoisella Itämerellä on runsaasti. Ravinteiden kierrosta suuri osuus tapahtuu näiden alueiden kautta (Salemaa & Kangas 1984).

Vesi- ja rantakasvillisuus on näkyvä ja ekologisesti merkittävä osa vesien rantavyöhykettä. Rannan kasvillisuus sitoo valuma-alueelta tulevia ravinteita (Keränen ym. 1992, Doren ym. 1997), ehkäisee aallokon sekä virtausten rantaa kuluttavia vaikutuksia (Keränen ym. 1992) ja toimii tärkeänä lisääntymisalueena monille kaloille. Varsinkin rakkolevän (*Fucus vesiculosus* L.) hallitsemalla ruskolevävyöhykkeellä on tärkeä rooli Itämeren kalojen poikasvaiheiden kasvualueena (Hällfors ym. 1987). Kasvillisuuden suojissa elää lajistollisesti ja yksilömäärällisesti runsaasti

selkärangattomia eläimiä, joita kalat ja linnut käyttävät ravinnokseen. Rakkolevä on ainoa suurikokoinen ja monivuotinen levälaji pohjoisen Itämeren rannoilla.

1.1.1 Litoraalin vyöhykkeisyys

Perustuotannon kannalta tärkeää rannan osaa kutsutaan eufoottiseksi eli fyto benttiseksi vyöhykkeeksi. Eufoottinen vyöhyke rajoittuu siihen syvyyteen, johon valon tunkeutuminen ja makrofyyttien esiintyminen loppuu. Pohjoisella Itämerellä kallioranta voidaan jakaa leväkoostumuksen mukaan eri vyöhykkeisiin. Eri levälajit kasvavat eri syvyyksillä sen mukaan, millaisiin valaistusolosuhteisiin ne ovat sopeutuneet (Leinikki ym. 2004). Ylimpänä, aivan vesirajan tuntumassa, sijaitsee yksivuotisten ja nopeakasvuisten lajien rihmalevävyöhyke. Rihmalevät esiintyvät myös syvemmällä kalliopinnoilla sekä muiden levien, mm. rakkolevän, epifyytteinä eli päälliskasveina. Rihmalevävyöhykkeen alapuolelta alkaa monivuotisten rakkolevien muodostama vyöhyke, joka etelärannikon ulkosaaristossa voi ulottua 4–5 metrin syvyyteen. Rakkolevä on monivuotinen ruskolevä ja se muodostaa valtaosan kalliorantojemme kasvillisuuden biomassasta (Salemaa & Kangas 1984). Rakkolevävyöhykkeessä kasvavat monet muutkin levälajit, kuten punalevät. Syvimmällä on varsinainen punalevien muodostama vyöhyke (Waern 1952). Punalevävyöhykkeen lajit ovat sopeutuneet vähäiseen auringonvaloon. Suomen rannikolla se ulottuu syvimmillään noin 20 metriin (Trei ym. 1987, Leinikki ym. 2004).

Litoraalin pohjamateriaali luo puitteet eliöyhteisöjen rakenteelle. Vesikasvillisuus koostuu kovilla kivikko- ja kalliopohjilla yleensä levistä, jotka kykenevät kiinnittymään suoraan kivipinnalle. Pehmeiden pohjien putkilokasvit puolestaan kiinnittyvät juuriensa avulla hienojakoiseen pohjamateriaaliin. Usein rantavyöhyke muodostuu kahden tai useamman pohjatyypin yhdistelmästä. Suomen rannikolla hiekkapohjilla ja pehmeillä pohjilla on usein myös kivikkoa, ja kalliorannat puolestaan voivat olla paikoitellen hiekkapohjaisia. Tällaiset eri pohjatyypin yhdistelmät tarjoavat eliöille hyvin monipuolisen elinympäristön (Leinikki ym. 2004).

1.1.2 Makrofyyttien kasvutekijät

Murtoveden vesikasvillisuuden kasvuun ja esiintymiseen vaikuttavat mm. veden suolapitoisuus, valon määrä, lämpötila, ravinteet, fyysikaalinen kulutus (jäät, aallokko), pohjan laatu sekä bioottiset tekijät kuten kilpailu ja laiduntaminen (Viitasalo ym. 2002). Suomenlahden rannikolla suolapitoisuus on tärkein pohjalla kasvavia kasveja ja leviä horisontaalisesti rajoittava ympäristötekijä (esim. Trei ym. 1987, Bäck ym. 1996). Keskisellä Suomenlahdella pintaveden suolaisuus on noin 5 ‰. Monet Itämeren eliölajit elävät suolaisuuden suhteen esiintymisensä ääri rajoilla. Suolapitoisuus vaikuttaa suoraan kasvien lajikoostumukseen horisontaalisesti suolapitoisuuden vähentyessä etelästä pohjoiseen (Leinikki ym. 2004).

Valo rajoittaa makrofyyttien vertikaalista levinneisyyttä (Trei ym. 1987): syvyyden kasvaessa valon määrä vähenee ja kasvien yhteyttäminen käy vaikeammaksi (Kautsky ym. 1986). Valaistusoloihin vaikuttaa sisäsaaristossa lähinnä muualta kulkeutuvan aineksen aiheuttama sameus ja ulkosaaristossa puolestaan planktonin kukinat. Vaikka makrofyytit kilpailevat valosta, voivat jotkut lajit kasvaa toisten alla,

jolloin ne saavat suojan aallokon vaikutuksilta (Trei ym. 1987). Myös vuodenaika vaikuttaa valon määrään ja siten levien vertikaaliseen jakautumiseen: talviaikana punaleviä saattaa esiintyä aivan pinnan tuntumassa (Leinikki ym. 2004). Aallokkoisuus vaikuttaa makrofyytilajiston koostumukseen ja etenkin levävyöhykkeen ylärajaan. Rakkolevävyöhykkeen alarajaa säätelevät lähinnä valon tunkeutuminen veteen ja ylärajaa pohjoisella Itämerellä ennen kaikkea jään kulutusvaikutus (Kiirikki 1996b).

Veden lämpötila vaikuttaa makrofyyttien fysiologisiin toimintoihin, etenkin itiönmuodostumiseen (Viitasalo 1985). Eri kasvilajien vuodenaikainen sukkessio riippuu niiden lämpötilaoptimeista. Jotkut lajit ovat erikoistuneet kasvamaan kylmässä vedessä, mutta yleensä lajiston monimuotoisuus on suurimmillaan kesäkuukausina (Leinikki ym. 2004). Talven jääpeiteajan kesto vaikuttaa makrofyyttien kasvumahdollisuuksiin valon ja ravinteiden saatavuuden kautta. Avoimilla rannoilla jää kuluttaa makroleviä erityisen paljon, ja ankaran jäätalven jälkeen voi esim. rakkoleviä irrota mekaanisesti paljonkin (Kiirikki & Ruuskanen 1996). Opportunistiset yksivuotiset rihmalevälajit valtaavat nopeasti vapautuvan tilan ja vievät kovaan pohjaan kiinnittyvältä rakkolevältä kasvualustan (Kautsky 1988). Rannan kaltevuus, suunta ja avoimuus määräävät kuinka paljon auringon valoa, aallokko vaikutusta ja jään aiheuttamaa kulutusta kasvillisuus saa osakseen (Trei ym. 1987).

Vedenpinnan korkeuden muutoksia aiheuttavat Itämerellä vuoroveden sijaan ilmanpaine, tuuli, virtaus Tanskan salmien läpi sekä talvella merijään laajuus ja sen tuomat vaikutukset. Vuoroveden vaikutus on Suomen rannikolla vain muutamia senttimetrejä. Jos vedenpinta nousee korkealle jo alkukesästä, nopeakasvuiset rihmalevät saavat kilpailuedun ja muodostavat leveämmän alueen tyrskyvyöhykkeessä (Viitasalo 1985). Pohjan laatu määrää minkälainen lajisto tietylle paikalle kehittyy. Jotkut lajit (mm. uposversoiset putkilokasvit) vaativat pehmeää hajoavan orgaanisen aineen muodostamaa mutapohjaa, toiset taas suosivat lujaa, epäorgaanista kasvualustaa (Eloranta 1984).

Tuulille alttiissa ulkosaaristossa on runsaasti kovia kallio- ja kivikkopohjia, joilla viihtyy pohjaan kiinnittyviä leviä (Trei ym. 1987). Rehevöitymisen seurauksena sedimentoituvan aineksen lisääntyessä pohjan laatu voi muuttua, jolloin mm. rakkolevä häviää (Kautsky 1991). Rakkolevä ei kuitenkaan häviä nopeasti, vaikka ravinnemäärät vedessä lisääntyisivät. Tuulille altis kallioranta pystyy puskuroimaan rehevöitymistä paremmin kuin suojaista pehmeän pohjan lahti (Bokn ym. 2003). Rakkolevävaltaisen kalliorannan muuttuminen rihmalevien hallitsemaksi rannaksi tapahtuu hitaasti, sillä avoimella rannalla veden vaihtuvuus on hyvä, fysikaalinen kulutus (aallokko ja jää) on kovaa ja yhteisörakenne monipuolinen.

1.1.3 Makrofyytit ympäristön tilan ilmentäjinä

Makrofyytit soveltuvat vesistöjen pitkäaikaisten muutosten tarkasteluun (Ilmavirta & Toivonen 1986). Ne ilmaisevat hyvin kasvupaikan ympäristötekijöiden kasautuvaa yhteisvaikutusta pitkän ajanjakson kuluessa sekä reagoivat vain pysyviin ja selviin vesistön tilan, lähinnä ravinteiden ja valon määrän, muutoksiin (Toivonen 1984). Rakkolevä muodostaa lähes koko Itämeren alueella kivikkorannoilla yhteinäisiä yhdyskuntia ja sopii yleisyytensä ansioista hyvin ympäristömuutosten indi-

kaattoriksi (Kautsky ym. 1986). Kautsky (1991) perustelee viidellä kohdalla, miksi Itämeren makrofytyt ovat ihanteellisia rehevöitymisen ja muiden ihmisten aiheuttamien häiriöiden seurantaan: 1) Itämeressä on vain vähän lajeja, ja siksi siellä on vähän taksonomisia ongelmia. 2) Itämeren melko yksinkertaista ekosysteemiä säätelevät pääasiallisesti ympäristötekijät, ja bioottisten (esim. kilpailu) vuorovaikutusten merkitys on vähäisempi. 3) Makrofytyeissä on lajeja, jotka ovat pitkäikäisiä ja paikoilleen kiinnittyviä, kuten esim. rakkolevä. 4) Levien maksimi- ja optimikasvusyvyys kertovat veden valaistusoloista, ja lyhytikäisten, opportunististen rihmalevälaajien runsautta voidaan käyttää alueen rehevyytason arviointiin. 5) Litoraalissa tapahtuva näytteenotto on helppo toistaa täsmälleen samalla paikalla hyvien maamerkkien ansiosta. Näin ollen tuloksia on helppo verrata keskenään eri vuosien välillä.

Makrofytyt kasvavat rantaviivan tuntumassa ja ovat välittömästi rannan käyttäjien näkyvissä. Vesikasvit reagoivat rakentamispaineeseen (pengerrykset, ruoppaukset ja läjitykset sekä satamat ja pienvenesatamat) ja satunnaispäästöihin (viemäristö, pumppamoiden ylivuodot ja öljypäästöt). Makrofytyt ovat näin ollen hyvin käytökelpoinen työkalu ranta-alueiden käytön ja hoidon toteuttajille.

Ympäristömuutosten seurauksena kasvillisuudessa voi tapahtua sekä laadullisia että määrällisiä muutoksia, mm. lajiston rakenteessa, lajien yleisyydessä ja runsaudessa, kasvien fysiologiassa, elinvoimaisuudessa, version mittasuhteissa, kasvustojen tiheydessä ja tuotannossa, eri elomuotojen runsaussuhteissa ja esiintymisessä, kasvillisuuden vyöhykkeisyydessä sekä kasvustojen mosaiikkimaisuudessa (Toivonen 1984). Bäckin (2004) mukaan kalliorantaa tutkittaessa mittareina voidaan käyttää kasvillisuuden vyöhykkeiden syvyysmuutoksia ja levien suurinta kasvusyvyyyttä, rihmamaisten yksivuotisten levien määrasuhdetta kaikista levistä sekä eri kasvilajien runsaussuhteita. Kasviyhdyksuntien tarkastelun lisäksi on tärkeää tutkia myös lajien esiintymistä tai puuttumista ja yksilöiden kuntoa, sillä lajit elävät Itämeressä suolaisuutensa sietorajoilla eivätkä muodosta selväpiirteisiä vyöhykkeitä kuten optimioissa (Viitasalo 1985, Saura & Willamo 1993).

Kurimo (1975) luokitteli makean veden vesikasvit tutkimusten perusteella voimakkaasti likaantuneen veden, puhtaan veden sekä ravinteisuuden ilmentäjiin. Toivonen (1984) päätyi myös ravinteisuuden ilmentämiseen perustuvaan vesikasvien luokitteluun. Eri kasvilajit reagoivat ympäristömuutoksiin eri tavoin ja vaihtelevalla nopeudella riippuen lajin kasvu- ja elomuodosta, elinkierrosta, elinstrategioista sekä lajien ekologian laaja-alaisuudesta (Toivonen 1984). Nopeimmin kasvupaikan tilapäisiin ja lyhyen aikavälin ravinteisuuden ja suojaisuuden muutoksiin reagoivat irtokellujat, irtokeijijat sekä monet vesisammalet ja uposlehtiset (Toivonen 1984). Myös rihmalevät ja niihin liittyvä päällyskasvusto reagoivat litoraaliyhteisössä herkimmin veden laadun, valaistuksen, lämpötilan, ravinteisuuden ja muiden ympäristötekijöiden muutoksiin (esim. Hällfors ym. 1987). Hitaammin muutoksia ilmentävät kookkaat monivuotiset ja vahvajuurakkoiset ilmaversoiset (Toivonen 1984).

Vesikasvillisuus suhtautuu veden rehevöitymiseen lajista riippuen eri tavoin. Osa kärsii rehevöitymisestä (mm. rakkolevä), osa hyötyy siitä (mm. suolilevälaajit), kun puolestaan jotkut lajit eivät kärsi eivätkä hyödy (Toivonen 1984, Kautsky 1991). Rehevöitymisen seurauksena viherahdinparran *Cladophora glomerata* (L.) seko-varren pituus sekä biomassa voi kasvaa huomattavastikin (Viitasalo ym. 2002). Suolilevien määrän on monissa tutkimuksissa todettu lisääntyvän rehevöitymisen myötä, vaikka niitä esiintyy harvalukuisina muuallakin (Waern 1952, Viitasalo

1985, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993). Ravinteikasta vettä indikoivat suoli-levät, viherahdinparta ja *Pilayella*-ruskolevä. Puhtaassa vedessä viihtyvät puolestaan rakkolevä, haarukkalevä *Furcellaria lumbricalis* (Huds.) ja *Phyllophora*- ja *Coccotylus*-sukujen punalevät (Kautsky 1988, Vuori ym. 2006). Hyviä rehevöitymisestä kärsiviä indikaattorilajeja ovat Lindgrenin (1973) mukaan purppuraluulevä *Polysiphonia fibrillosa* (Dillwyn) ja ruskoleviin kuuluva jouhilevä *Chorda filum* (L.).

Rakkolevän ulkonäkö muuntelee paljon sen mukaan, millaisessa ympäristössä se kasvaa (Bäck 1993). Veden rehevöitymisen myötä rakkolevän sekovarten kiinnittyy runsaasti epifyyttisiä rihmaleviä ja sekovarsi haurastuu sekä muuttuu rosoiseksi etenkin tyviosastaan. Ravinteisuuden lisääntymisen on arveltu vaikuttavan levän lisääntymiskykyyn siten, että rehevöityneillä alueilla yksilöissä olisi vähemmän lisääntymisrakkuloita kuin vähäravinteisilla alueilla (Viitasalo 1990, Kangas ym. 1982). Rakkolevällä kasvavista lajeista myös merirokko *Balanus improvisus* (Darwin) ja levärupi *Electra crustulenta* (Pallas) lisääntyvät veden rehevöitymisen myötä (Kangas ym. 1982). Leväruven peittäessä lähellä pintaa (1–1,5 m) kasvavan rakkolevän sekovarresta yli 40 % on kyseessä todennäköisesti rehevöitynyt vesialue (Viitasalo 1985, Saura & Willamo 1993). Levärupi elää normaalisti syvällä kasvavien rakkolevien pinnalla, mutta rehevöitymisen seurauksena se voi levittyä ylempänä kasvaviin yksilöihin. Rakkolevälle ominainen epifyytti rakkoleväntupsu *Elachista fucicola* (Vellej) puolestaan kärsii rehevöitymisestä ja katoaa rehevöitymisen myötä herkästi (Viitasalo 1985, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994, Saarnio 1998).

1.2 EU:n vesipuitedirektiivi

Vesien tilan muutoksia voidaan arvioida fysikaalis-kemiallisten muuttujien lisäksi erilaisten biologisten indikaattorien avulla. Tällaisia biologisia ympäristöindikaattoreita ovat mm. vesikasvit, pohjaeläimet, kasviplankton sekä eläinplankton. Niiden koostumuksessa, biomassassa sekä runsaussuhteissa tapahtuvien muutosten avulla voidaan luonnehtia veden tilaa (Heinonen & Ruoppa 2004).

Eri maissa biologisten menetelmien, kuten likaantuneisuusluokittelun, rajoitukset havaittiin jo varhain. Ne soveltuvat vain suppeille maantieteellisille alueille ja ovat heikosti yleistettävissä kuvaamaan monien erilaisten ympäristömuutosten vaikutuksia erityyppisissä vesissä (Rosenberg & Resh 1993). Aiemmin käytettyjen bio-monitorointimenetelmien rajoituksia paikkaamaan on viimeisten kahdenkymmenen vuoden aikana kehitetty ns. ekologisten alueiden (engl. ecoregion, Omernik 1987) vertailuoloihin perustuvia luokittelukäytäntöjä. Biologisten luokittelukäytäntöjen luotettavuus on tutkimusten mukaan parhaimmillaan silloin, kun ne perustuvat geologisilta, ilmastollisilta ja eliömaantieteellisiltä ominaisuuksiltaan yhtenäisten alueiden erilaisten vesiekosysteemien tyyppilajeihin ja niiden vertailuoloihin (Karr 1987). Tämä on ollut peruslähtökohtana luotaessa vuonna 2000 voimaan tullutta EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviä eli vesipuitedirektiiviä (VPD), englanniksi Water Framework Directive (WFD). Vesipuitedirektiivi on Euroopan pintavesien suojelua ohjaavista lainsäädäntöohjeista vesien laadun kannalta tärkein.

VPD edellyttää pintavesien jakamista luontaisiin tyyppeihin, niiden tilan luokittelamista ekologisista perusteista sekä seurantaohjelman järjestämistä. Pintavesien tyyppittely tehdään vesimuodostumien ja niiden valuma-alueiden luontaisten geologis-

ten, maantieteellisten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella (Vuori ym. 2006). Luotettavia vertailuololoja on mahdollista määrittää vain keskenään mahdollisimman yhtenäisten valuma-alueiden samankaltaisille vesille ja tämän vuoksi pyritään vertailuolot määrittämään tyyppikohtaisesti. Tyypittely ja luokittelu tehdään erikseen jokivesille, järville ja rannikkovesille. Rannikkovesiin kuuluvat myös jokisuiden vaihtumisvyöhykkeet. Kun pintavedet on ensin jaettu tyyppisiin, voidaan tyyppi vielä jakaa erillisiin vesimuodostumiin (Nöjd ym. 2005).

Vesipuitedirektiivin mukainen ekologisen tilan luokittelu ja sitä seuraavat vesienhoitotoimenpiteet tehdään vesimuodostumien tasolla. Tyyppien jakamisessa vesimuodostumiin voidaan käyttää kriteereinä joko morfologisia tai vedenlaadullisia eroja. Vesimuodostuma tulee olla mahdollista sijoittaa kokonaisuudessaan yhteen ekologiseen laatuluokkaan. Jos kuitenkin vesimuodostuman sisällä havaitaan ympäristöpaineista johtuvia suuria eroja, joiden vuoksi veden laatu on huonompi kuin muilla alueilla, voidaan vesialue jakaa useampaan vesimuodostumaan, joille kullekin annetaan omat ekologiset luokkansa (Nöjd ym. 2005). Pintavesiä koskevien tavoitteiden keskeinen osa on vesistön eliöstön kannalta hyvän ekologisen ja kemiallisen tilan saavuttaminen vuoteen 2015 mennessä.

1.2.1 Seurantaohjelma

Ympäristöhallinnon ylläpitämät vesien tilan valtakunnalliset ja alueelliset seurantaohjelmat sekä ympäristölupiin liittyvät lupavelvollisten teettämät velvoitetarkkailuohjelmat tulevat lähivuosina direktiivin soveltamisen myötä muuttumaan tuntuvasti (Helminen & Laihon 2002). Direktiivin edellyttämä seurantaohjelma eroaa nykyisestä seurantaohjelmasta keskeisesti siinä, että se tarkastelee vesien tilaa ensisijaisesti niissä elävien eliöyhteisöjen pohjalta. Tällainen ekosysteemin toimintaan perustuva vesien tilan seuranta on monin tavoin fysikaalis-kemiallisiin menetelmiin perustuvaa seuranta edistyneempi (Helminen & Laihon 2002). Mittaamalla vesiä muuttavien tekijöiden tuottamaa ekologista vastetta mitataan muuttavien tekijöiden vaikutusta itse toiminnan mittaamisen sijasta. Näin esim. rehevöitymisen mittarina ei enää ensisijaisesti ole rehevöitymistä aiheuttavien ravinteiden määrä, vaan niiden aiheuttama biologinen muutos, kuten levien lisääntyminen. Direktiivin toteuttamiseksi tarvitaan tietoja vesimakrofytyistä, pohjaeläimistöä, kasviplanktonista sekä kalastosta. Biologisten muuttujien tukena käytetään veden laadun fysikaalisia ja kemiallisia laatutekijöitä (VPD:n liite 4:1.1.4).

Direktiivi jakaa seurannat kolmeen osa-alueeseen: perusseuranta, toiminnallinen seuranta ja tutkinnallinen seuranta. Seuranta tulee perustumaan samojen biologisten muuttujien käyttöön kuin luokittelukin. Seurantatulosten avulla tulee olla mahdollista luokitella vesimuodostumat viiteen luokkaan (VPD:n liite 4: 1.3). Vesipuitedirektiivin mukaisessa perusseurannassa tulee tutkia kaikkia biologisia muuttujia, mutta suhteellisen harvoin (vesikasvillisuutta 3 vuoden välein). Toiminnallisessa seurannassa, joka vastaa pitkälti nykyistä velvoitetarkkailua ja joka kohdistuu pääosin muuttuneisiin vesistöihin, voidaan valita parhaiten muutosta kuvaava laatutekijä. Tämän kehitystä tulee kuitenkin seurata huomattavasti tiheämmin kuin perusseurannassa. Tutkinnallista seuranta tarvitaan vasta, jos perusseurannalla tai toiminnallisella seurannalla ei kyetä havaitsemaan ympäristömuutoksen aiheuttajaa. Yksityiskohtaiset eri biologisten laatutekijöiden näytteenottotiheydet tulee valita siten, että saadaan riittävästi tietoja vesistön tilan arvioimiseksi ja luokittamiseksi.

VPD:n mukaan muuttujien seurannassa tulisi käyttää CEN- ja ISO-standardeja heti, kun ne ovat valmistuneet (VPD:n liite 4: 1.3.6). Sitä ennen voidaan käyttää muita kansallisia tai kansainvälisiä standardeja, joilla varmistetaan sellaisten tietojen saaminen, joilla on vastaava tieteellinen laatu ja vertailtavuus. Toistaiseksi vain pieni osa Euroopan vesistöjen biologisesta tutkimuksesta ja seurannasta tehdään yhdenmukaisilla CEN- ja ISO-menetelmillä.

Myös rannikkovesien makrofyttiseurantojen osalta standardit ovat vielä kehittyasteella. Vesikasvillisuustutkimusten menetelmäkenttä on hajanainen eikä standardoituja menetelmiä ole käytettävissä. Yhdenmukaisten menetelmien käyttö ja menetelmästandardien kehittäminen parantaa tutkimustulosten vertailtavuutta ja sitä kautta EU:n vesipuitedirektiivin määrittelemän vesistöjen ekologisen tilan vertailtavuutta (Heinonen & Ruoppa 2004). Vesipuitedirektiivin mukaisten seurantaohjelmien tulee olla valmiita vuoden 2006 loppuun mennessä. Ensimmäisen kerran pintavesien luokittelu tulee esittää vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa vuoteen 2009 mennessä (Vuori ym. 2006).

1.3 Likaantuneisuusjärjestelmä

Likaantuneisuusjärjestelmä on menetelmä, jota on käytetty jo 1970-luvulta lähtien velvoitetarkkailuissa arvioitaessa vesialueiden tilaa. Likaantuneisuusjärjestelmässä tarkastellaan rantavyöhykkeen lajistossa tapahtuvia muutoksia. Vesien tilaluokittelun biologiset kriteerit otettiin ensimmäisinä käyttöön Keski-Euroopassa. Jätevesien aiheuttaman vesien likaantumisen arviointiin, jossa otettaisiin huomioon myös sekundaarituotanto, kehitettiin ns. saprobialuokittelu (Caspers & Karbe 1966). Saprobisuus pyrkii kuvaamaan vedessä olevan eloperäisen aineksen hajotuksen voimakkuutta. Itämeren oloihin saprobiasysteemin sovelsi Häyrén 1920-luvulla (Häyrén 1921). Myöhemmin saprobialuokittelua ja siitä peräisin olevia menetelmiä ovat käyttäneet mm. Viitasalo (1984, 1985, 1990) ja Viitasalo ym. (1994, 2002) Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen tekemissä velvoitetarkkailuissa.

Jätevesien tehostuneen puhdistuksen ansiosta vesistöön joutuu nykyisin vähemmän saprobiaa aiheuttavia aineita, jonka vuoksi tässä työssä käytetään saprobisuusedeksin sijaan myöhemmin termejä *eutrofisuus*- tai *likaantuneisuusindeksi* sekä *likaantuneisuusluokittelu* Viitasalon (2002) ehdotuksen mukaisesti. Likaantuneisuutta käytetään tässä yhteydessä synonyyminä rehevyydelle, eli likaantuneisuus kuvastaa vesistön ravinteisuudessa tapahtuvia muutoksia (vrt. Viitasalo 1984).

Likaantuneisuusluokittelu on ollut askel kohti EU:n vesipuitedirektiivin mukaista biologisten indikaattorien käyttöperiaatetta, sillä siinä on tarkasteltu veden tilaa lajiston, eikä ainoastaan veden fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden perusteella. Likaantuneisuusluokittelun sijaan Suomessa on yleisimmin käytetty veden käyttökelpoisuusluokittelua. Sen raja-arvot ovat perustuneet raakaveden hankinnan, uimisen tai kalaston asettamiin laatuvaatimuksiin (Vuori ym. 2006). Veden käyttökelpoisuusluokittelun ja likaantuneisuusluokittelun tarkoituksena on ollut antaa yleiskuva vesien tilasta ja soveltuvuudesta ihmisen käyttöön. Perinteisessä käyttökelpoisuusluokittelussa on omat heikkoutensa: 1) sen avulla ei voida havaita muutosten välillisiä vaikutuksia vesistöön, kuten sedimentoitumisen lisääntyminen, vesikasvillisuuden muutokset rehevöitymisen seurauksena ja 2) se ei huomioi vesiluonnon monimuotoisuutta.

1.4 Tutkimuksen lähtökohdat ja tavoitteet

Tässä tutkimuksessa käsitellään makrofyyttien käyttöä vesien tilan seurannassa ja verrataan kahta makrofyyttitutkimuksen menetelmää keskenään. Aihetta tarkastellaan Helsingin rannikkovesien ja EU:n vesipuitedirektiivin näkökulmasta. Vertailtaviksi menetelmiksi valittiin haramenetelmä sekä linjasukellukset. Menetelmistä johtuen makrofyyteistä valittiin tutkittavaksi vain uposversoisia eli pysyvästi veden pinnan alla kasvavia murtoveden putkilokasveja sekä makroleviä. Haramenetelmää on käytetty usean vuosikymmenen ajan Helsingin kaupungin makrofyyttitutkimuksissa. Sukeltamista kasvillisuuslinjaa pitkin on niin ikään eri sovelluksin käytetty Itämeren alueella jo useita vuosikymmeniä (Lindgren 1978).

Likaantuneisuusluokittelussa tarkastellaan veden käyttökelpoisuutta ihmisen näkökulmasta. EU:n vesipuitedirektiivin mukaisessa veden ekologisen tilan luokittelussa lähtökohta on toinen: vesien tilan arvioinnin perusteena on luonnontila (referenssivesistö), eikä veden käyttökelpoisuus ihmisen kannalta. Vesipuitedirektiivin tämänhetkisten ohjeiden mukaisessa makrofyyttien seurannassa määritetään veden ekologinen tila rakkolevän alimman kasvusyvyyden avulla. Useisiin indikaattorilajeihin perustuvaa likaaantuneisuusluokittelua on ehdotettu toimivuutensa vuoksi sovellettavaksi myös vesipuitedirektiivin toteutuksessa (Vuori ym. 2006). Likaantuneisuusluokittelu perustuu vesipuitedirektiivin alkuperäisen hengen mukaisesti lajistokoostumukseen ja muutoksille herkkien lajien ja rehevöitymisestä hyötyvien lajien osuuksiin. Tutkimuksessa testataan näin ollen myös likaaantuneisuusluokittelun soveltuvuutta.

Tutkimuksessa verrataan vesikasvillisuuden likaaantuneisuusluokkia VPD:n ekologisen tilan määrittelyssä käytettävään ekologiseen laatusuhteeseen. Laatusuhde perustuu toistaiseksi vain rakkolevän alimpaan kasvurajaan. Tutkimuspaikkojen veden laatu arvioidaan haraamalla ja sukeltamalla kerätyn aineiston perusteella käyttäen vanhaa likaaantuneisuusluokitusta sekä uutta VPD:n mukaista ekologisen tilan luokitusta. Tutkimuksessa testataan, saadaanko näillä kahdella eri näytteenottomenetelmällä samanlainen kuva veden laadusta ja soveltuvatko ne yhtä hyvin vesipuitedirektiivin toteutukseen. Tutkimus pyrkii myös siihen, että Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen haramenetelmällä vuodesta 1970 alkaen keräämän aineiston tulokset voitaisiin kalibroida uuden menetelmän kanssa, joka mitä todennäköisimmin tulee olemaan linjasukellusmenetelmä. VPD:n määrittämien biologisten muutujien tukena tullaan käyttämään fysikaalis-kemiallisia muuttujia, kuten tuulen tehollista pyyhkäisymatkaa (fetch). Tämän vuoksi tutkittiin myös rannan avoimuuden vaikutusta makrolevälajistoon.

1.5 Tutkimuksen tekijät

Tämä tutkimus perustuu Karoliina Ilmarisen Helsingin yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksella tehtyyn pro gradu -työhön. Tutkimuksen ohjaajina ovat olleet FM Ilkka Viitasalo ja dos. Liisa Autio. Tutkimussukelluksissa avustajana toimi mmyy Ville Karvinen.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusaineisto

Tutkimusaineisto koostuu 13.7.–1.9.2005 kerätyistä vesimakrofyyteistä, joihin kuuluu sekä makrofyyttisiä leviä että uposversoisia putkilokasveja. Aineisto on kerätty Helsingin merialueelta samoilta näytepaikoilta, joilta Ilkka Viitasalo keräsi aineistoa vuosina 1970–1999.

2.2 Tärkeimmät ympäristömuuttujat

EU:n vesiputedirektiivin mukaisessa seurannassa käytetään veden fysikaalis-kemiallisia laatutekijöitä biologisten indikaattorien tukena. Näytepaikoilta mitattiin veden näkösyvyys sekä lämpötila. Jotta saataisiin todellisempi kuva suolapitoisuudesta, lämpötilaoloista ja näkösyvyydestä kesän aikana, tietoja täydennettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen kesällä 2005 tekemillä mittauksilla. Tietoja ympäristömuuttujista on saatu lisäksi Merentutkimuslaitokselta ja Ilmatieteen laitokselta.

Näkösyvyyden mittaamiseen käytettiin valkoista secchi-levyä, joka oli halkaisijaltaan 15 cm. Levy laskettiin veneen varjoisalta puolelta veteen ja näkösyvyydeksi merkittiin syvyys, jossa levy hävisi näkyvistä. Mittaukset ovat keskenään vertailukelpoisia, sillä sama henkilö teki ne.

Meriveden pintalämpötila mitattiin noin metrin syvyydestä sekä sukelluslaitteessa olevalla mittarilla että sukellustietokoneella. Täydentävät veden lämpötilatiedot ovat Helsingin kaupungin ympäristökeskukselta. Auringon säteilymäärästä, ilman lämpötilasta sekä tuuliolosuhteista on kerätty tiedot kasvukaudelta eli touko–elokuulta. Lisäksi on lyhyesti kuvattu talven sääolot. Tiedot on kerätty pääasiassa Ilmatieteen laitoksen kuukausittaisista ilmastokatsauksista (Ilmatieteen laitos 2005). Rannikkosääasemia ei ole tutkimusalueen välittömässä läheisyydessä, jonka vuoksi tiedot ovat lähimmiltä maalla sijaitsevilta sääasemilta Kaisaniemestä sekä Helsinki-Vantaan lentokentältä.

Tutkimusalueen suolapitoisuutta koskevat tiedot on saatu Helsingin kaupungin ympäristökeskuksesta. Sademäärien tiedot saatiin Ilmatieteen laitokselta kuukausittaisista ilmastokatsauksista, ja vedenkorkeuden vaihtelua koskevat tiedot Merentutkimuslaitokselta.

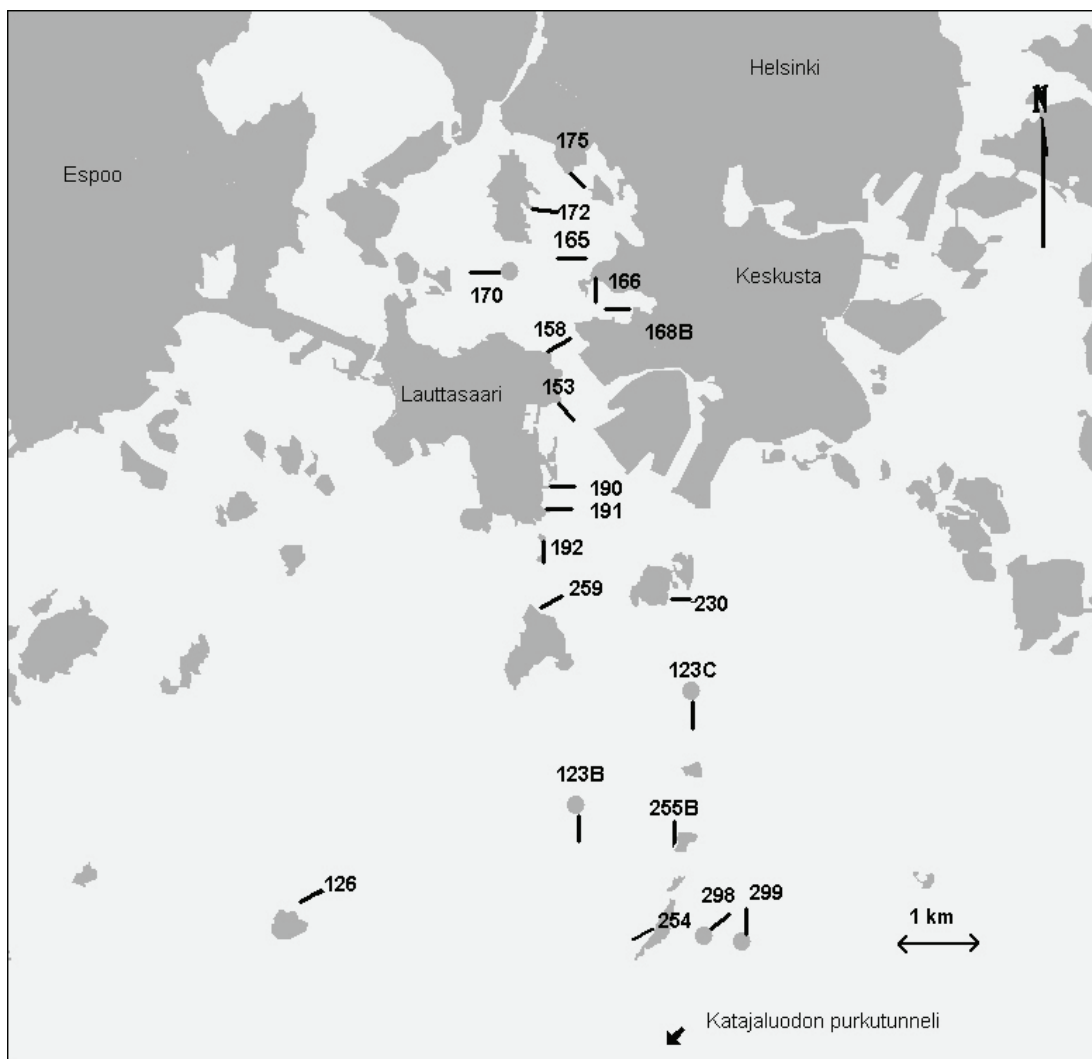
2.3 Tutkimusalueet

Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. EU:n vesiputedirektiivin rannikkotyyppien kuvausten perusteella alue kuuluu osittain Suomenlahden sisäsaaristoon, jolle on ominaista rikkonainen rantaviiva, runsassaa-risuus, rajoittunut veden vaihtuminen avomeren kanssa ja suojaisuus. Sisäsaaristo on pääosin matalaa, pohjan laatu on mosaiikkimainen ja suolapitoisuus on alle 5 promillea. Jäätalven pituus on yli 90 päivää. Osa tutkimusalueesta kuuluu Suomenlahden ulkosaaristoon, joka rannikkotyyppien kuvauksissa eroaa sisäsaaristosta seuraavasti: saaret ovat pieniä ja aallokon vaikutuksille avoimia ja veden pinta-ala

on suuri. Syvyys on yleensä yli 15 m ja alueella on paikoitellen syvänteitä (Vuori ym. 2006). Tutkimusalueeseen kuuluu suhteellisen eristetty ja matala sisälahti Seurasaarenselkä (leveys noin 2 km), tämän vyöhykkeen ulkopuolella oleva noin 3 km levyinen Lauttasaari-Pihlajasaari saaristovyöhyke sekä uloimpana oleva noin 3 km levyinen ulkoluotojen ja avomerén vyöhyke, jota rajoittaa idässä Katajaluoto ja lännessä Rysäkari.

Näytteenottopaikat sijaitsivat Seurasaarenselältä Lauttasaareen ja edelleen ulkosaa-riston päin Katajaluodolle asti kulkevalla vyöhykkeellä (kuva 1 ja taulukko 1). Näytteenottopaikkoja oli yhteensä 20 ja ne sijaitsivat kallio- tai kivikkorannoilla. Suomen rannikkoalueesta noin 42 % on kallio- ja kivikkorantoja, joten ne soveltuvat yleisyytensä ansiosta hyvin makrofyyttien tutkimuspaikoiksi (Granö ym. 1999). Näytepaikat muodostuivat haramenetelmässä noin 3–5 metrin levyisistä, vesirajasta maksimissaan 2 metrin syvyydelle ulottuvista rantakaistoista ja sukellusmenetelmässä maksimissaan 10 metrin syvyyteen ulottuvista kasvillisuuslinjoista.

Näytepaikat sijoitettiin kunkin lahtialtaan tai selkäveden kaikille laidoille, joten niiden aallokkoisuus vaihteli. Tutkimuksessa verrataan kahta eri näytteenottomenetelmää keskenään eikä näytepaikkojen aallokkoisuuden vaihtelu täten tuota ongelmaa. Näytepaikat valittiin siten, että ne ilmentäisivät vesikasvien lajiston muuttumista siirryttäessä sisälahdelta ulkosaa-ristoon päin ja toisaalta lajiston muutosta veden laadun suhteen.



Kuva 1. Kartta näytteenottoaikoista. Viivat kuvaavat kasvillisuuslinjojen suuntia. Kuvassa myös Viikinkmäen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkutunnelin suuaukon sijainti.

Taulukko 1. Näytteenottoaikojen nimet ja numerot siirryttäessä sisälahdistä ulkosaaristoon.

No	Näytepaikka	No	Näytepaikka
175	Vähä-Meilähti S-kärki	192	Sisä-Hattu
172	Seurasaari Kokkokari	259	Melkki NE-kivi
165	Taivalluoto	230	Pihlajakari
166	Ourit	123C	Koirapaasi
168B	Salmisaari API	123B	Lintupaadet
170	Porsas W	255B	Tammakari
158	Pohjoiskaarenranta	126	Rysäkari NE
153	Koirakivenniemi	254	Katajaluoto torni
191	Vattuniemi uimala	299	Katajaluoto/Flathällen
190	Vattuniemi	298	Katajaluoto/Pitkäkari

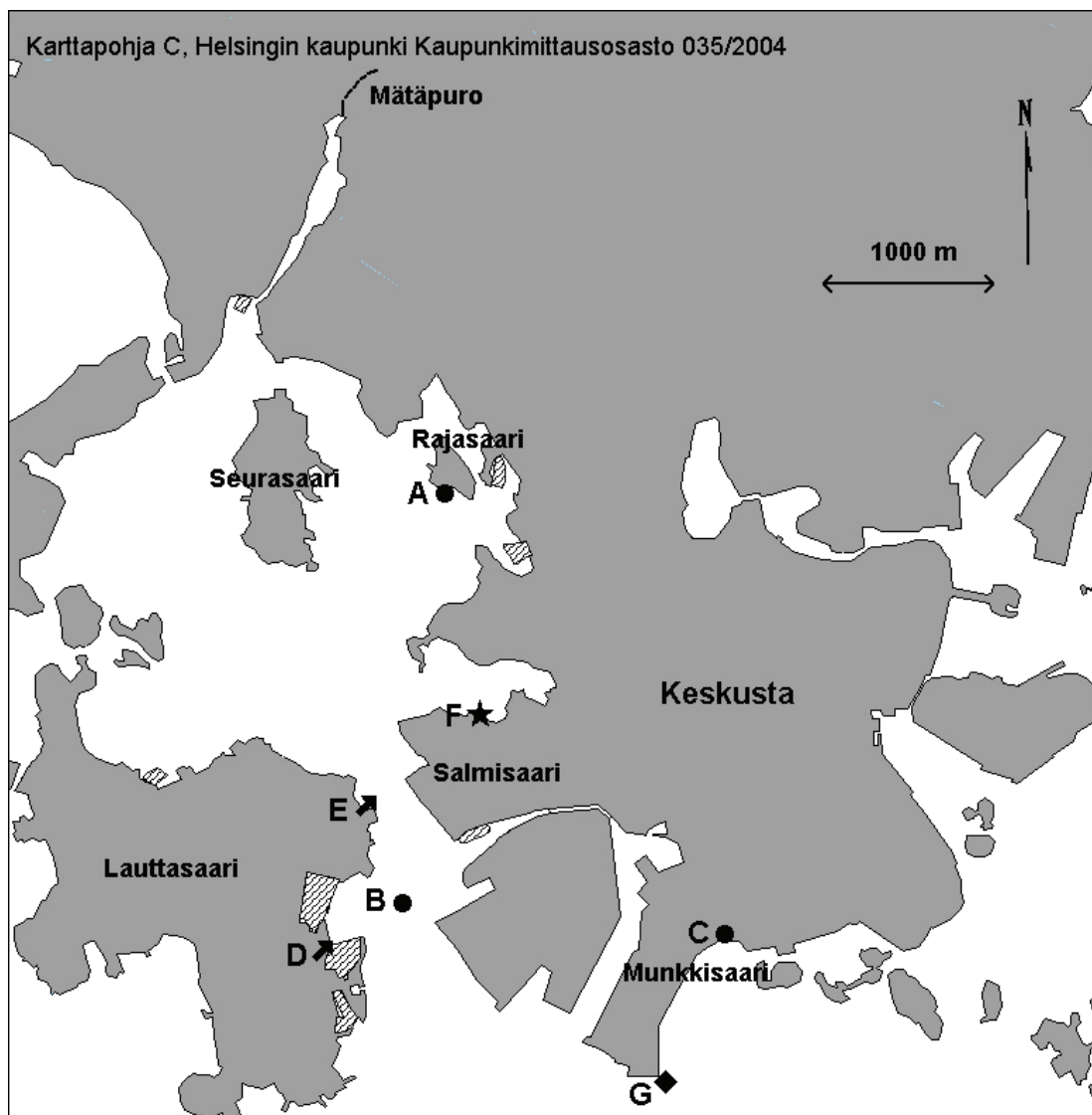
Seurasaarenselkä avautuu merelle Lauttasaarenselän kautta, josta työntyy 6–10 metrin syväne läntiselle Seurasaarenselälle. Seurasaarenselän kantakaupungin puoleinen alue on matalaa (2,5 m). Seurasaarenselkä on tärkeä ulkoilu- ja virkistysalue, jossa mm. virkistyskalastus on aktiivista. Sen rannoilla sijaitsee kaupungin valvomat Hietarannan uimaranta ja Seurasaaren uimala sekä useita venekerhoja. Variskari ja Seurasaaren eteläkärjen luotoryhmä rauhoitettiin vuonna 1999.

Lauttasaarenselkä on etelään avautuva sisäsaariston selkä, jonka syvyys keskiosissa on 10–12 m. Selältä on hyvä yhteys ulos merelle Melkin–Pihlajasaaren syvänteeseen kautta. Lauttasaarenselän suolaisuus määräytyy Suomenlahden yleisten suolaisuusolojen mukaan. Alueen pohjoiset rannat ovat suurimmaksi osaksi satama- tai muussa teknisessä käytössä. Lauttasaaren eteläkärjessä on Veijarivuoren ulkoilupuisto ja talviuimala, ja kaakossa Pihlajasaaren ulkoilualue ja uimaranta. Venepaikkoja on selän rannoilla noin 1 000 (Viitasalo ym. 2002) (kuva 2).

Katajaluoto–Rysäkarin alue on ulkosaariston ja avomeren vaihtumisvyöhykettä. Suuri syväne, jossa syvyys on 20–35 m, työntyy Katajaluodon–Tiirakarin saarijonon länsipuolitse pohjoiseen. Alueen suolapitoisuus määräytyy Suomenlahden yleisten suolaisuusolojen mukaan. Alueella harjoitetaan trooli- ja muuta avomerialkalamusta sekä vetouistelu- ja heittokalastusta. Koirapaaden luodot on suojeltu linnustonsa takia vuonna 1999.

Rajasaaren sillan tyveen sekä Rajasaaren länsirantaan johdettiin vuoteen 1978 asti Töölön ja Meilahden kaupunginosien jätevedet mekaanisesti tai mekaanisbiologisesti käsiteltyinä (Viitasalo ym. 2002). Lauttasaaren jätevedenpuhdistamon puhdistetut jätevedet johdettiin vuoteen 1992 asti n. 300 m Vattunokasta itään. Sen jälkeen vuoteen 1994 asti Lauttasaaren jätevedet pumpattiin merenalaista paineviemäriä pitkin Munkkisaaren jätevedenpuhdistamolle. Vuonna 1985 otettiin osittaiseen käyttöön Katajaluodon purkutunneli, jolloin sinne johdettiin Munkkisaaren puhdistamon jätevedet. Täysimittaiseen käyttöön purkutunneli otettiin vuonna 1987. Purkutunnelin suuaukko sijaitsee 25 metrin syvyydessä Katajaluodon edustalla Flathällenin saaren länsipuolella (kuva 1). Viikinmäen jätevedenpuhdistamo valmistui vuonna 1994. Kaikki Helsingin ja Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntayhtymän jätevedet on johdettu sen jälkeen kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon (Autio ym. 2003).

Kantakaupungin sekaviemäroityjen alueiden ylivuotovesiä joutuu ajoittain Seurasaarenselän itäosien rantavesiin. Salmisaaren voimalan lauhdevedet johdetaan Lapinlahteen. Hernesaaren edustalla on lumenkaatopaikka, jossa lumi kaadetaan mereen. Tutkimusalueella on runsaasti pienvene-, matkustajalaiva- sekä rahtilaivaliikennettä, joka voi häiritä pohjasedimenttiä ja aiheuttaa resuspensiota. Seurasaarenselän pohjoisosaan purkautuu Mätäpuro. Vanhojen jätevedenpuhdistamojen, nykyisten jätevedenpumppamoiden ylijouksutusputkien, pienvenesatamien, Hernesaaren lumenkaatopaikan ja Mätäpuron sijainnit ovat kuvassa 2.



Kuva 2. Kartassa A = Rajasaaren jätevedenpuhdistamon purkuputki (1935–1978), B = Lauttasaaren jätevedenpuhdistamon purkuputki (1962–1992), C = Munkkisaaren jätevedenpuhdistamon purkuputki (1967–1985), D = Vattuniemenkujan jätevesipumppaamon ylivuotoputki, E = Lauttasaarentien jätevesipumppaamon ylivuotoputki, F = Salmisaaren voimalan lauhdevesien purkupaikka ja G = Hernesaaren lumenkaatopaikka. Lisäksi on merkitty pienvenesatamien (viivoitetut alueet) ja Mätäpuron laskupaikan sijainnit.

2.4 Näytteenottomenetelmät

Vesikasvien tutkimusmenetelmät vaihtelevat tutkimuksen tarkoituksen, tutkittavan alueen ja käytettävissä olevien resurssien mukaan. Bäck ym. (1996) ovat kartoittaneet Itämeren litoraalityöhykkeen eliöiden näytteenotossa käytettyjä menetelmiä Suomessa 1950-luvulta alkaen. Heidän suuntaa-antavan kartoituksensa perusteella sukellus on ollut yleisin menetelmä, mutta myös Luther-haran ja vesikiikarin avulla on kerätty näytteitä veneestä käsin. Muita Suomessa käytettyjä tutkimusmenetelmiä ovat mm.: ilmakuvaukset, maastokartoitus (kasvillisuuskartoitus, kasvillisuuslinjat ja -näytealat) sekä sukeltaminen (Heinonen & Ruoppa 2004). Tulevaisuuden menetelmiä ovat todennäköisesti kolmiulotteiset robottikamerat ja viistokaikuluotaus (Viitasalo Ilkka, suull. tiedonanto).

Tässä tutkimuksessa käytettiin kahta eri näytteenottomenetelmää: Viitasalon kehittämää haramenetelmää ja rannikon tilan arvioinnissa jo pitkään käytettyä linjasukellusta. Kasvillisuus tutkittiin ensin sukellusmenetelmällä ja vasta sen jälkeen haramenetelmällä, jotta alueen kasvillisuus pysyi häiriintymättömänä. Haramenetelmän tutkimusalat ja sukellusmenetelmän kasvillisuuslinjat tallennettiin sekä valokuvin että karttamerkinnoin tutkimuspaikkojen paikantamiseksi tulevia seurantoja ajatellen.

2.4.1 Haramenetelmä

Viitasalo on kehittänyt eräänlaisen näytealoihin perustuvan haramenetelmän, jota hän on käyttänyt useissa kasvillisuusseurannoissa Suomenlahden rannikolla vuosina 1970–1999 (Viitasalo 1984, Viitasalo 1985 sekä Viitasalo ym. 2002). Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen tekemät velvoitetarkkailut on tehty makrofytytien osalta tällä haramenetelmällä, tosin vuosien varrella menetelmää on muokattu ja sovellettu. Samalla on kerätty tietoa vesikasvillisuuden yleisestä tilasta, lajiston monimuotoisuudesta (biodiversiteetistä) ja vesikasvien levinneisyydestä (Viitasalo ym. 2002). Viitasalon menetelmä mahdollistaa suuren koealojen määrän, jopa yli 250 yhtä tarkkailututkimusta kohden. Menetelmä on kustannustehokas ja riittävän kattava aivan rannanläheisten vesien tilassa tapahtuneiden muutosten havaitsemiseksi.

Haramenetelmässä koealat muodostuivat 3–5 metrin levyisistä, tavallisimmin kalliota- tai kivipohjaisista rantakaistoista, jotka ulottuivat vesirajasta kahden metrin syvyyteen. Viitasalon aiemmat näytepaikat oli helppo löytää tarkan dokumentoinnin ansiosta: paikoista oli yksityiskohtaiset karttakuvaukset sekä valokuvat. Koealueet kuvattiin uudestaan mahdollisten ympäristömuutosten tallentamiseksi ja niiden sijainnit merkittiin kartalle. Näitä tietoja säilytetään Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä. Jokaiselta näytepaikalta mitattiin näkösyvyys ja lämpötila.

Koealoilta koottiin veneestä käsin varsiharalla kasvillisuusnäyte. Varsiharalla latta-reuna on teroitettu ja irrotetut levät kerääntyvät verkkopussiin. Haran suuaukon mitat ovat n. 15,5 x 13,5 cm ja varsi on säädettävä, pisimmillään 2,7 m. Kasvillisuusnäytteeseen kerättiin mahdollisimman edustavasti kaikkia koealalla esiintyviä kasvilajeja. Tähän päästään Viitasalon ym. (1984) mukaan siten, että haralla otetaan näytteitä useita kertoja (3–6 kertaa) kunnes silmämääräisesti havaitaan, että uusia kasvilajeja ei enää koealalta keräänny. Pinnalta käsin tapahtuvassa näytteenotossa ei kasvilajien runsaussuhteita voi tarkasti määrittää, mutta näytteeseen kertyy sitä enemmän saman kasvilajin yksilöitä mitä yleisempänä tuo laji koealalla esiintyy. Näytteet kerättiin niin syvältä kuin haralla ylettää. Haran varsi on pisimmillään 2,70 metriä, mutta niin syvällä haraamiseen ei saa tarpeeksi voimaa, eivätkä levät näin ollen irtoa alustastaan. Käytännössä haraan tarttuu rihmalevävyöhykkeen ja rakkolevävyöhykkeen ylimmän osan lajistoa.

Veneestä käsin voidaan vesikiikarin avulla arvioida makrofytytien peittävyys koealalla sekä viherahdinparran ja rakkolevän pituus sekä rakkolevän päällysvieraiden prosentuaalinen määrä. Kiikaria ei kuitenkaan käytetty, sillä Helsingin sisälähdissä huono näkösyvyys kesäaikaan tekee pinnalta käsin tehdyn havainnoinnin usein mahdottomaksi. Haramenetelmä ei olisi yhtenäinen, jos ulkosaaristossa käytettäi-

siin vesikiikaria apuna ja puolestaan sisälähdillä jouduttaisiin arvioimaan kasvillisuuden runsaus vain näytteistä.

Harauksen jälkeen näytteistä valittiin valkoiseen muoviasastiaan silmämääräisesti arvioiden keskiarvonäyte, joka edustaa mahdollisimman tarkasti paikan lajiston prosentuaalisia runsaussuhteita. Kunkin koealan kasvillisuutta edusti lopulta yksi litran vetoinen astia tai pakastepussi. Näytteet säilöttiin pakastamalla. Näytteiden pakastaminen ei tuhoa makrolevien solurakennetta tunnistamattomaksi, ainoastaan punalevien väri saattaa kärsiä (Viitasalo Ilkka, suull. tiedonanto). Myös Bäck (1993) käytti pakastamista makrolevinäytteidensä säilömiseen. Suomen rannikolla makrolevälajien määrittäminen on suhteellisen helppoa, koska lajeja on vähän (noin 20) verrattuna valtameriin, joissa lajimäärä on useita satoja.

Rannan jyrkkyys ja pohjan laatu vaihteli tutkimuspaikkojen välillä. Tuulelle avoimilla rannoilla jyrkkyys vaihteli enemmän kuin suojaisilla rannoilla. Jyrkimmät rannat sijaitsivat ulkosaaristossa ja loivimmat sisälähdissä. Rannan jyrkkyys ja pohjatyypit vaikuttavat lajistorakenteeseen. Vaihtelua pyrittiin minimoimaan ottamalla näytteet mahdollisimman samantyyppisiltä kohdilta joko kalliolta tai kivikosta. Sisälähdillä näytteitä otettiin myös pehmeiltä pohjilta kivikon loppuessa jo ennen kahden metrin syvyyttä. Ulkosaaristossa pehmeiltä pohjilta ei saatu näytteitä, koska ne olivat liian syvällä. Tarkemmat pohjanlaatu- ja topografiatiedot kerättiin sukeltamisen yhteydessä.

2.4.2 Sukeltaminen

Sukeltamisen avulla saadaan yksityiskohtaisempaa ja tarkempaa tietoa vesikasveista kuin millään muulla näytteenottomenetelmällä (Bäck ym. 1996). Bäckin ym. (1996) mukaan määrällinen fyto benttisen vyöhykkeen eliöiden näytteenotto voidaan tällä hetkellä luotettavasti tehdä ainoastaan sukeltamalla. Sukeltamista on käytetty makrofyyttien tutkimusmenetelmänä erityisesti rannikkoalueilla.

Ruotsalainen Mats Waern (1952, 1992) on biologisen sukelluksen uranuurtaja. Hän on tehnyt Itämerellä 1930-luvulta lähtien erittäin tarkkoja kasvillisuushavaintoja sekä kuvannut pohjavyöhykettä ja kasvillisuuden muutoksia vuosien välillä. Suomenlahdella ensimmäiset sukeltamalla tehdyt tutkimukset ja varsinaiset levälinjat ovat Leif Lindgrenin (1978) toteuttamia. Leinikki ja Oulasvirta (1995) ovat kartoittaneet vedenalaisia biotooppeja sekä tehneet useita makrofyyttitutkimuksia 1980-luvulta lähtien. He ovat käyttäneet tutkimuksissaan yhtä tai kahta vierekkäistä linjaköyttä, jotka ulottuvat maksimissaan 10 m syvyyteen tai kasvillisuuden alarajaan asti. Matalat lahdet on kartoitettu ilman linjaköyttä. Sukelluksista on piirretty profiilikartat tarvittavine tietoineen ja linjan sijainnit on määritetty GPS-paikantimen avulla.

Tässä tutkimuksessa sovellettiin ja yhdisteltiin Bäckin ym. (1996), Venetvaaran (2002) sekä Alleco Oy:n (Kinnunen & Oulasvirta 2006) sukellusmenetelmiä litoraalien kasvillisuuden tutkimiseksi. Tutkimuksen alkaessa kesällä 2005 Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) vesipuitedirektiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä ei ollut vielä julkaissut menetelmästandardia liittyen kasvillisuuslinjoihin. Menetelmästandardi on tarkoitus julkaista syksyn 2006 aikana (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto).

Linjaköysi vedettiin sukeltamalla paineilmalaitteen avulla rannasta kohtisuoraan ulapalle päin niin syväälle kuin kasvillisuutta riitti. Kasvillisuuslinjan suunta valittiin Viitasalon (mm. Viitasalo ym. 2002) aiempien merkintöjen perusteella. Hän on arvioinut kaikkien tutkimuspaikkojen eksposition suunnan. Sukelluskompassia käytettiin apuna suunnan säilyttämiseksi. Havainnot merkittiin kirjoituslevylle siirryttäessä kasvillisuuden alarajalta kohti rantaa. Linjana käytettiin uppoavaa materiaalia olevaa mittanauhakelaa, jolloin pystyttiin tarkistamaan etäisyys rannasta. Kirjoituslevyyn kiinnitettiin vedenpitävästä paperista valmistettu kenttälomake, johon kirjattiin lajin peittävyysprosentti, sekovarren pituus, kasvussyvyys, etäisyys rannasta, pohjan laatu sekä rakkolevän epifyyttisten levien peittävyys (%). Pohjan laatu määritettiin runsaimman maalajin mukaan. Lisäksi kirjattiin, oliko rakkolevä fertiili vai steriili ja oliko sillä ilmarakkuloita. Rakkolevän sekovarren kärjissä olevat lisäntymisrakkulat kertovat kasvin olevan lisääntymiskykyinen eli fertiili.

Peittävyden määrittämisen apuna käytettiin alumiinista pinta-alakehikkoa, joka oli 0,5 m * 0,5 m:n kokoinen. Epäselvissä tapauksissa kerättiin kasvista näyte myöhempää lajinmäärittystä varten. Uusi ruutu määritettiin aina, kun nähtiin uusi makrofyttilaji ja jokaisesta kohdasta tutkittiin kaksi rinnakkaista ruutua linjaköyden molemmin puolin. Määritetyt makrofytyt edustavat otosta ko. vyöhykkeen lajistosta. Sukellustietokoneesta nähtiin kasvin kasvussyvyys, ja näiden etäisyys- ja syvyystietojen avulla määritettiin rannan profiili. Linjan pituus määräytyi syvimmällä kasvavan makrofytyin perusteella. Lähes kaikilla linjoilla (18/20) pystyttiin sukeltamaan syvyyteen, jossa makrolevien esiintyminen loppui. Pihlajasaaren ja Melkin linjoilla ranta oli hyvin loiva ja rajoittui laivaväylään, jolloin sukellusturvallisuusmääräykset estivät etenemisen pidemmälle. Joillain linjoilla ranta oli niin kivikkoinen, ettei ollut mahdollista määrittää lajistoa aivan rannan tuntumasta.

Bäckin ym. (1996) kehittämässä sukellusmenetelmässä tutkitaan lajien (lähinnä rakkolevän) alin ja ylin kasvuraja sekä optimikasvussyvyys. Blomster päätyi kuitenkin vuonna 1995 pro gradu -työssään sovellettuaan Bäckin ym. (1996) menetelmää siihen, että optimikasvussyvyyden määrittäminen ei anna oleellista tietoa ympäristön tilan seurannan kannalta. Koska esim. rehevöityminen vaikuttaa hitaasti, muutokset näkyvät optimisyvydessä vasta viiveellä, kun taas maksimisyvyys muuttuu nopeammin. Tässä tutkimuksessa lajeista mitattiin kasvussyvyudet, jolloin saatiin myös kunkin lajin maksimikasvussyvyys. Tällä menetelmällä saatiin selville, mistä syvyydestä kukin levävyöhyke (rihmalevä-, rakkolevä- ja punalevävyöhyke) alkaa. Levävyöhyke määritellään runsaimman ja yhtenäisimmän esiintymisen alueeksi.

Alleco Oy:n (Kinnunen & Oulasvirta 2006) kehittämässä kasvillisuuslinjamenetelmässä tutkitaan kasvillisuuden peittävyys syvyysmetreittäin sekä merkitään rakkolevävyöhykkeen rajat (alin yksilö, yhtenäisen vyöhykkeen ala- ja yläraja, optimi sekä ylin yksilö). Yhtenäinen rakkolevävyöhyke on alue, jossa levän peittävyys on vähintään 30 %. Vyöhykkeiden sijaintia ei yritetty silmämääräisesti määrittää, sillä Helsingin edustalla vyöhykkeet eivät useinkaan noudata yleistä vyöhykejakoa (Lindgren 1975). Tässä tutkimuksessa käytetyllä menetelmällä saa kuitenkin suuntaa antavan kuvan siitä, missä syvyydessä yhtenäisen rakkolevävyöhykkeen ja rakkolevän optimikasvualue sijaitsee. Alleco Oy:n (Kinnunen & Oulasvirta 2006) menetelmässä kiinnitetään erityistä huomiota rakkolevän alimman yksilön kasvussyvyyteen, kuten myös tämän tutkimuksen menetelmässä.

Linjasukelluksilla voidaan tallentaa vedenalaista valokuvaa tai videota (Leinikki & Oulasvirta 1995, Oulasvirta & Leinikki 2003). Helsingin vesialueella näkyvyys ei riitä kaikkialla siihen, että vedenalaisista valokuvista olisi oleellista tutkimuksellista hyötyä. Makrofyyttejä kuvattiin kuitenkin veden alla lajintunnistuksen helpottamiseksi.

2.5 Aineiston käsittely

2.5.1 Laboratoriotyöt

Lajien määrittäminen tehtiin laboratoriossa suurikokoisilla lajeilla suurentavan luupin ja yleishabituksen avulla ja tarvittaessa käytettiin valomikroskooppia. Rihmalevät määritettiin valomikroskoopilla. Lajien nimeämisessä noudatettiin Ruenessin (1977) ja Waernin (1952) mukaista nimestä sekä apuna käytettiin Snoeijsin ja Gustavin (2003) tekemää lajintunnistusmonistetta. Näkinpartaislevien tunnistuksessa käytettiin Blindown ja Krausen (1990) määrittäyskaavaa. Suolilevien taksonomiassa viime aikoina tapahtuneiden muutosten vuoksi niistä ei ole ajantasaista virallista määrittäyskaavaa, jonka vuoksi apuna käytettiin useita vuoden 2000 jälkeen ilmestyneitä julkaisuja (Blomster ym. 2002, Hayden ym. 2003, Leskinen ym. 2004).

2.5.2 Suolilevien taksonomiassa tapahtuneet muutokset

Suolilevien taksonomia on kokenut suuria muutoksia jo 1920-luvulta lähtien (Riskä 1969). Tutkijoiden kesken on ollut niin nimistöllisiä kuin taksonomisia erimielisyyksiä. Itämeren alueella tärkeimmät suolilevien taksonomiaan vaikuttaneet tutkijat ovat Häyrén (1921), Bliding (1944) ja Waern (1952). Huolimatta suolileviin liittyvistä taksonomisista epäselvyyksistä niiden indikaattoriarvo on tunnettu jo pitkään, ja niitä on käytetty rehevöitymisen ilmentäjinä jo 1900-luvun alusta lähtien.

Viimeisten vuosien aikana suolilevien taksonomia on muuttunut ratkaisevasti (taulukko 2). Aiemmin Suomenlahden suolilevät luettiin kuuluvaksi *Enteromorpha*-sukuun ja niitä määritettiin yhteensä viisi lajia: *Enteromorpha intestinalis*, *E. ahneriana*, *E. flexuosa*, *E. prolifera* ja *E. compressa*. Vuoden 2000 jälkeen on julkaistu useita tutkimuksia, joissa on selvitetty sukujen *Ulva* ja *Enteromorpha* geneettisiä eroja. Hayden ym. (2003) päätyivät DNA-analyysien perusteella siihen, että *Ulva* ja *Enteromorpha* eivät ole geneettisesti erillisiä sukuja. Kaikki *Enteromorpha*-lajit luetaan nykyisin kuuluviksi *Ulva*-sukuun. *Ulva* oli ensimmäisiä sukuja, joita historian kuuluisimpiin taksonomeihin lukeutuva Carl von Linné nimesi 1700-luvulla (Linnaeus 1753). 1900-luvulla suvun *Ulva* edustajat jaettiin hyvin paljon muuntelevan morfologiansa perusteella useisiin eri sukuihin kuuluviksi (Hayden ym. 2003). Sittemmin on kuitenkin huomattu, että tämä jako on keinotekoinen ja näin ollen päädyttiin takaisin Linnén alkuperäiseen jakoon.

Huolimatta *Ulva*-lajien runsaasta morfologisesta muuntelevuudesta, niillä on monia yhteisiä piirteitä niin solu-, rakenne- kuin fysiologisellakin tasolla. Niitä yhdistää ennen kaikkea kyky tuottaa erittäin kestäviä ja nopeasti ympäristön muutoksiin sopeutuvia itiöitä, joiden ansiosta suolilevät muodostavat massaesiintymiä ("green tides") (Tan ym. 1999).

Taulukko 2. Helsingin edustalla esiintyvien suolilevälajien entisten ja nykyisten tieteellisten nimien vastaavuudet. Suluissa tieteellisen nimen antajien nimet ja vuosiluku, jolloin nimi on annettu. Lähde: Hayden ym. (2003).

Entinen tieteellinen nimi	Nykyinen tieteellinen nimi
<i>Enteromorpha compressa</i> (Linnaeus) Nees (1820)	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus (1753)
<i>Enteromorpha flexuosa</i> (Wulfen) J. Agardh (1883)	<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen (1803)
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linnaeus) Nees (1820)	<i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus (1753)
<i>Enteromorpha prolifera</i> (O.F. Müller) J. Agardh (1883)	<i>Ulva prolifera</i> O.F. Müller (1778)
<i>Enteromorpha procera</i> Ahlner (1877), synon.: <i>Enteromorpha ahlneriana</i> Bliding (1944)	<i>Ulva procera</i> (Ahlner)

Ulva intestinalis voi muunnella morfologialtaan suuresti, esimerkiksi sekovarsi voi haarautua, vaikka pääasiallinen tunnusmerkki onkin haaraton varsi (Reed & Russell 1978). Aiemmin Itämeren alueelta *U. intestinalis* ja *U. compressa* määritettiin omiksi lajeikseen. Nykyisten DNA-tutkimusten mukaan Itämeressä kasvaa vain *U. intestinalista*, sillä *U. compressa* on levinnäisyydeltään rajoittuneempi kuin aiemmin luultiin. Se ei pysty kasvamaan alle 15 promillen suolapitoisuudessa. *U. intestinalis* sen sijaan pystyy kasvamaan koko Itämeren alueella, lukuun ottamatta hyvin alhaisen suolapitoisuuden (alle 2 promillea) alueita Suomenlahden pohjukkaa ja Perämeren (Leskinen ym. 2004). *U. compressa* on aiemmin määritetty Itämeren alueelta morfologisiin tunnusmerkkeihin perustuen, mutta alhaisessa suolapitoisuudessa suolilevät saattavat muunnella paljon, jolloin esim. sekovarren haaromistapa ei ole luotettava määrittämissä kriteerit (Reed & Russell 1978).

Tässä tutkimuksessa päädyttiin määrittämään suolilevät lajitasolle uusien määrittämissä ohjeiden mukaisesti. Näytteistä tunnistettiin lajit *Ulva intestinalis* ja *Ulva prolifera*, jotka molemmat indikoivat eutrofisuutta (Häyrén 1921). Määrittämissä kriteereinä käytettiin soluissa olevien pyrenoidien lukumäärää ja kokoa Blidingin (1944) mukaan. Jotkut suomalaiset tutkijat ovat päätyneet käsittelemään suolileviä vain sukutasolla *Ulva* sp. (Leinikki ym. 2004), sillä suvun eri lajit eivät eroa ympäristövaatimustensa suhteen juurikaan toisistaan: kaikki Itämeren suolilevälajit viihtyvät runsasravinteisissä oloissa.

2.5.3 Likaantuneisuusjärjestelmä ja kasvillisuuden tilaluokat

Likaantuneisuusjärjestelmä on menetelmä, jossa kuormitettujen ja likaaantuneiden vesistöjen rantavyöhykkeen lajistomuutoksia on käytetty arvioitaessa alueen tilaa. Luokitellessaan näytepaikkoja likaaantumislukoihin Viitasalo (1985) käytti likaaantuneisuusindeksiä (myös S-indeksi) lisäksi laadullisia kriteereitä. Näitä olivat tiettyjen indikaattorilajien esiintyminen tai poissaolo, kasviyksilöiden kunto ja koko, lajiston runsaus sekä epifyyttien ja epifaunan runsaus. Myöhemmissä tutkimuksissaan Viitasalo (1990) ja Viitasalo ym. (1994, 2002) käyttivät laji- ja näytekohtaisia likaaantuneisuusindeksejä enää ohjeellisenä lisänä ja luokittelu tapahtui usein suoraan indikaattorilajien avulla.

Likaantuneisuuden mittaamiseksi on kehitetty useita numeerisia menetelmiä, joiden avulla voidaan laskea lajikohtainen likaantuneisuusindeksi. Tässä työssä näytepaikkakohtainen likaantuneisuusindeksi laskettiin lajikohtaisen likaantuneisuusindeksin ja lajien runsauksien avulla. Lajikohtaiset likaantuneisuusindeksit perustuvat aiempaan kirjallisuuteen ja kokemusperäiseen tietoon kasvien esiintymisestä likaantuneessa vedessä. Viitasalon tutkimuksissa käytettyjä *s*-indeksien arvoja on esitetty taulukossa 3. Selvyyden vuoksi mainittakoon, että lajikohtaisesta likaantuneisuusindeksistä puhuttaessa käytetään ilmausta *s*-indeksi ja näytepaikkakohtaisesta puhuttaessa ilmausta *S*-indeksi. Näytepaikkojen kasvillisuuden likaantuneisuusluokat 1–6 määritin Viitasalon (1985, 1990, 2002) kuvaamien indikaattorilajeihin perustuvien kriteerien perusteella (taulukko 4).

Taulukko 3. Viitasalon (1985, 2002) tutkimuksissa käytettyjä lajikohtaisia likaantumisindeksejä (s-indeksi). Lisäksi tutkimuksessa käytetty nimistö (Waern 1952, Rueness 1977, Blindow & Krause 1990, Hayden ym. 2003, Snoeijs & Gustav 2003).

	s-indeksi
Putkilokasvit	
karvalehti <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	1
tähkä-ärviä <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	-1
hapsivita <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	0
ahvenvita <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	0
merisätkin <i>Ranunculus baudotii</i> Godron	-2
merihaura <i>Zannichellia palustris</i> L.	-1
Näkinpartaislevät	
itämerennäkinparta <i>Chara baltica</i> Bruzelius	-2
Viherlevät	
viherahdinparta <i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	-
korkeus >10 cm	1
korkeus <10 cm	0
meriahdinparta <i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kütz.	-2
<i>Ulva intestinalis</i>	1
<i>Ulva prolifera</i>	2
Ruskolevät	
pilvyruskolevä <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	-1
lettiruskolevä <i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellman	-2
ruskokivitupsu <i>Sphacelaria arctica</i> Harv.	-2
rakkoleväntupsu <i>Elachista fucicola</i>	-2
leveäpartalevä <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	-1
jouhilevä <i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	-2
rakkolevä <i>Fucus vesiculosus</i> L.	-
fertiili	-1
steriili	1
levärupe <i>Electra crustulenta</i> + merirokko <i>Balanus improvissus</i> >10 %	0,5
levärupe <i>Electra crustulenta</i> + merirokko <i>Balanus improvissus</i> <10 %	-0,5
Punalevät	
haarukkalevä <i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour	-2
röyhelöpunalevä <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> (S.G. Gmel.) Newroth & A.R.A. Taylor.	-2
liuskapunalevä <i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.M. Heine.	-2
punhelmilevä <i>Ceramium tenuicorne</i> (Waern) Kütz.	-1
mustaluulevä <i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.	-2

s-indeksien selitykset (vrt. taulukko 4)

- 2 = luonnontilaa indikoiva laji
- 1 = eutrofiaa indikoiva
- 0 = indifferentti tai laji, jonka ekologiasta ei riittävästi tietoa
- +1 = häiriintynyttä tilaa indikoiva laji
- +2 = lievästi likaantunutta tilaa indikoiva laji
- +3 = liikaantunutta tilaa indikoiva laji
- +4 = voimakkaasti likaantunutta tilaa indikoiva laji

Taulukko 4. Likaantuneisuusluokat 1–6, niiden indikaattorilajit ja käyttömuodot, jolle alue soveltuu (Viitasalo 1985, 1990 ja 2002). Likaantuneisuusluokittelu soveltuu keskisen Suomenlahden alueelle. Luokittelu tiettyyn luokkaan ei vaadi kaikkien kuvattujen piirteiden toteutumista.

Luokka	Määritelmä
Luokka 6: Voimakkaasti likaantuneet alueet (voimakkaasti likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Vesi on hapetonta ja siinä on rikkivetyä. Korkeampia kasveja tai eläimiä ei esiinny. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee välillä +4 ja +3. Alue soveltuu esim. veneliikenteelle. Vuoden 1979 jälkeen mitään pääkaupunkiseudun aluetta ei ole luokiteltu luokkaan 6.
Luokka 5: Likaantuneet alueet (likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Lämpimän veden aikana esiintyy etenkin öisin happivajasta. Kasviplankton dominoi ja aiheuttaa veden samentumista, joka estää syvemmillä kasvavien makrofyyttien valonsaannin. Tärkeimmät eläinlajit ovat merirokko, levärupi, onteloeläin (<i>Cordylophora caspia</i>) sekä sienieläin (<i>Laomeda loveni</i>). Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee välillä +2 ja +1. Alue soveltuu esim. maisema- ja satamakäyttöön.
Luokka 4: Lievästi likaantuneet alueet (Lievästi likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Suolilevät (<i>Ulva</i> sp.) esiintyvät ylitsehuvinä. Purkilokasveista karvalehti ja kookas järviruoko (<i>Phragmites australis</i>) voivat olla runsaita. Molempien pinnalla (yleensä 0–0,5 m syvyydellä) kasvaa rihmamainen pilvuskolevä. Viherahdinparran kääpiokasvuinen, tummanvihreä muoto on asettunut <i>Ulva</i> -vyöhykkeen alapuolelle (0,5–1,0 m), viherahdinparta voi olla hyvinkin niukkaa. Näytekohtainen S-indeksi on yleensä välillä +1,5 ja 0. Alue soveltuu esim. uintiin, ellei veden sameus aseta esteitä.
Luokka 3: Häiriintyneet alueet (häiriintynyttä tilaa indikoivat lajit)	Viherahdinparta kasvaa rehevänä, ja sen seassa tavataan yleensä vähintään kahta suolileväalajia (<i>Ulva intestinalis</i> , <i>U. prolifera</i> ja <i>U. ahlneri</i>), joiden osuus biomassasta on alle 10 %. Tämän vyöhykkeen alapuolella kasvaa rakkolevä, jonka sekovarresta on epifaunan (levärupi, merirokko, sienieläin) peitossa yli 20–40 %. Rakkolevä kasvaa steriilinä, ja siltä puuttuu lajispesifinen leväepifyytti rakkoleväntupsu. Rihmamaisista ruskolevistä pilvuskolevä on runsas. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee yleensä välillä +1,0 ja -1,4. Alue soveltuu esim. uintiin ja virkistyskalastukseen.
Luokka 2: Lievästi häiriintyneet alueet (eutrofiaa indikoivat lajit)	Vesirajan viherlevävyöhyke koostuu lähes yksinomaan viherahdinparrasta (lähes aina lyhytkasvuista muotoa), joka loppukesällä on runsaan piileväkasvuston peitossa. Ahdinparran joukossa on säännöllisesti <i>Ulva intestinalis</i> yksilöitä myös sellaisilla kivipinnoilla, jotka eivät ole jonkin paikallisen likaantumislähteen tuntumassa. Lettiruskolevä runsastuu. Rakkolevä on tervettä ja fertiiliä, mutta yleensä rakkoleväntupsu puuttuu. Rakkolevällä kasvavat ruskolevät takkulevä ja leveäpartalevä. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella esiintyy meriahdinparta ja ruskokivitupsu. Punalevistä runsaina kasvavat punahelmlievä ja haarukkalevä sekä harvinaisempina mustaluulevä ja huiskupunalevä (<i>Rhodomela confervoides</i>). Varsinaista syvänveden punalevävyöhykettä ei muodostu. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee yleensä välillä -1,4 ja -1,6. Alue soveltuu kaikkiin virkistyskäyttömuotoihin.
Luokka 1: Luonnontilaiset alueet (luonnontilaa indikoivat lajit)	Luonnontilaisiksi katsottavia alueita esiintyy lähinnä ulkosaaristossa. Rantaviivassa kasvava viherahdinparta on lyhytkasvuista, ja paikoin se on antanut tilaa ruskoleville (lettiruskolevä, leveäpartalevä, punoslevä <i>Eudesme virescens</i>). <i>Ulva intestinalis</i> esiintyy laikuttaisesti paikoissa, jotka saavat ravinteita esim. lintuluojoilta ja loma-asutuksesta. Rakkolevä kasvaa hyväkuntoisena 0,5–2,5 metrin syvyydessä, ja sen epifyytit ovat lyhytkasvuisia. Rakkolevävyöhyke on runsaslajinen ja siinä voidaan erottaa kerroksellisuutta. Välisaariston rakkolevävyöhykkeessä kasvaa myös putkilokasveja mm. ahvenvita, hapsivita, merisätkin ja merihaura. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella on rusko-punalevävyöhyke. Pääosan vyöhykkeen lajeista muodostavat ruskokivitupsu, haarukkalevä, <i>Polysiphonia</i> -lajit, meriahdinparta, punahelmlievä ja <i>Callithamnium roseum</i> . Alimman vyöhykkeen muodostavat pienikokoiset punalevät (<i>Phyllophora</i> -lajit ja <i>Audouinella purpurea</i>) ja <i>Pseudolithoderma</i> -lajit. Sisäsaariston katarobiset alueet ovat tavallisesti hiekka- tai savipohjaisia, matalia lahtia. Rakkolevä ja jousilevä ovat kiinnittyneet pohjan kiviin, pehmeällä alustalla kasvavat samat putkilokasvit kuin välisaariston rakkolevävyöhykkeessä. Lisäksi esiintyy <i>Chara</i> ja <i>Tolypella</i> -näkinpartaisleviä, tähkä-ärviä, merihapsikka (<i>Ruppia maritima</i>), merinäkinruoho (<i>Najas marina</i>) jne. Näytekohtainen S-indeksi on yleensä negatiivisempi kuin -1,6. Alue soveltuu kaikkiin käyttömuotoihin.

Viitasalon (1985) mukaan prosenttisen, biomassan määrään perustuvan lineaarisen runsausasteikon käyttö voi aiheuttaa sen, että luontaisesti harvalukuisten tai erittäin pienikokoisten lajien painoarvo jää aineiston tilastollisessa käsittelyssä vähäiseksi.

Näillä lajeilla voi kuitenkin olla suuri merkitys esimerkiksi alkavan rehevöitymisen ilmentäjinä. Vähäisinä esiintyvien lajien painoarvoa voidaan lisätä matemaattisesti käyttäen niin kutsuttua kuutiojuurimuunnosta, joka korostaa näiden alle 5 %:n runsaudella esiintyvien kasvilajien merkitystä (vrt. Williams ja Stephenson 1973). Kuutiojuurimuunnoksessa $a = 3\sqrt{\%}$ eli $a = \%^{1/3}$, jossa % on kasvilajin mitattu runsaus (%) näytteessä ja a edellisen muunnettu arvo.

Tutkimusalueet jaettiin likaantumisen suhteen luokkiin 1–6. Luokittelussa käytettiin apuna alueen näytekohtaista S-indeksiä, joka on alueella esiintyvien lajien lajikohtaisten s-arvojen runsaudella painotettu keskiarvo. Jotta luokittelu voidaan tehdä, lasketaan nk. näytekohtainen likaantuneisuusindeksi (S)¹, joka kuvaa sitä, missä määrin koealalla esiintyy rehevöitymistä sietäviä ja siitä jopa hyötyviä kasvilajeja.

$$\text{Likaantuneisuusindeksi } S = \frac{\sum (a^{1/3} * s)}{\sum a^{1/3}},$$

jossa a on näytteessä havaittujen kasvilajien runsaus prosenttiasteikkoa käyttäen kuutiojuurimuunnoksella korjattuna ja s kunkin kasvilajin lajikohtainen s-indeksi (Viitasalo 1984). Kaikille lajeille s-arvoa ei ole määritetty. S-arvo vaihtelee välillä -2 ja +4. Likaantuneisuusindeksissä summat lasketaan vain lajeille, joiden s-indeksi $s \neq 0$. Mitä likaisemmassa ja rehevöityneemmässä vedessä kasvilaji tulee toimeen, sitä korkeamman lukuarvon se saa. Likaantuneisuusvyöhykkeet eivät ole luonnossa jyrkkärajaisia, joten samalla näytepaikalla ja samassa näytteessä esiintyy aina kahden tai useamman likaantumislukuan indikaattorilajeja. Käytännössä menetelmällä saadaan tietoa vesikasvilajien suhteesta vesien likaantumiseen, lähinnä rehevöitymiseen.

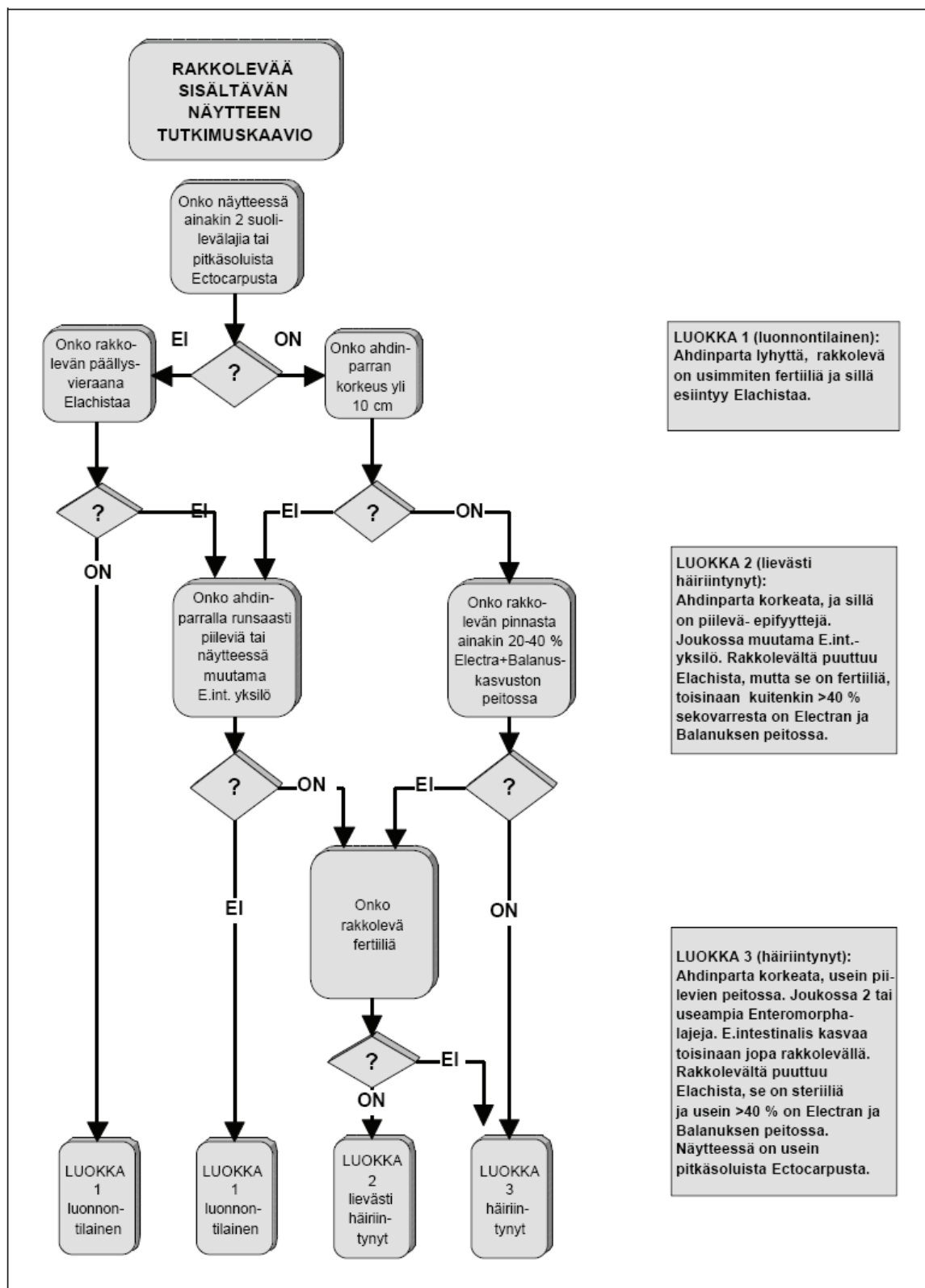
Haramenetelmässä tutkittiin eri kasvilajien runsautta eli niiden suhteellista osuutta näytteessä, ei siis taksonien absoluuttisia runsauksia. Arviointi tehtiin kasvien ollessa vaalealla 0,075 m² kokoisella alustalla. Sukellusmenetelmässä eri kasvilajien runsautta tutkittiin arvioimalla lajien prosentuaalista peittävyyttä pohjan pinta-alasta käyttäen apuna 0,25 m² kehikkoa. Vaikka haramenetelmässä mitataan lajien suhteellisia runsauksia ja sukellusmenetelmässä puolestaan lajien peittävyyttä, jatkossa niitä käsitellään synonyymeinä. Molemmat ovat suuntaa antavia arvioita, joihin vaikuttaa myös arvioija. Niemen (1990) mukaan lajien runsaudella tarkoitetaan kasvin maanpäällisten osien vaakaprojektion osuutta kasvustossa, joka arvioidaan yleensä peittävyysprosenttina. Jalaksen (1962) tutkimusten mukaan vähälajisten alueiden vesikasvillisuuden runsausmäärittäminen sopii parhaiten peittävyysprosenttiasteikko.

Likaantuneisuusluokittelua on ehdotettu sovellettavaksi myös VPD:n toteutuksessa, sillä siinä on tarkastelun kohteena samat muuttujat, joista veden ekologisen tilan määrittämisessä ollaan kiinnostuneita. Luokittelu perustuu lajistokoostumukseen ja muutoksille herkkien lajien ja rehevöitymistä suosivien lajien osuuksiin. Vuoren ym. (2006) mukaan käyttöä kuitenkin rajoittaa se, että lajimäärä pohjoisella Itämerellä on pieni ja tietoa lajien indikaattoriarvoista on niukalti. Tutkimusten vähyydestä johtuen ei ole tarpeeksi tietoa saatavilla siitä, kuinka jokin laji reagoi rehevöitymiseen.

¹ Likaantuneisuusindeksin matemaattinen kaava on sama kuin saprobisuusindeksin, jolla puolestaan mitataan hajoavan orgaanisen aineksen aiheuttamaa vastetta vesikasvilajistossa (vrt. Viitasalo 1984).

2.5.4 Rakkolevää sisältävien näytteenottopaikkojen luokittelu

Rakkolevä reagoi ympäristössä tapahtuviin muutoksiin hitaasti, joten sitä voidaan käyttää usean vuoden aikana tapahtuneiden ympäristömuutosten indikaattorina. Viitasalo (2002) on kehittänyt dikotomiseen luokitteluun perustuvan ”tutkimuskaavion”, jota voidaan käyttää apuvälineenä veden tilaluokan määrittämisessä (kuva 3). Kaavio on suuntaa antava, eikä sitä voida käyttää ainoana määrittäsvälineenä, sillä luonnonkasvillisuuden tuntomerkit ovat liukuvia, eikä selkeitä rajoja voida asettaa. Luokittelussa on huomioitava muitakin lajistoon vaikuttavia seikkoja, kuten muiden läheisten tutkimusalueiden lajikoostumus, tutkimusalueen tilan muutos suhteessa aiempaan jne. Tämä kaavio sopii matalan veden alueille, joilla kasvaa rakkolevää, eli lähinnä kallio- ja kivikkorannoille. Yli puolet tutkimusalueen rannoista oli tällaisia, joten niiden luokittelussa käytettiin rinnan likaantuneisuusluokitusta ja rakkolevän tutkimuskaaviota.



Kuva 3. Rakkolevää sisältävien koelajien luokituskaavio (Viitasalo ym. 2002). Kuvassa esiintyvät seuraavat lajit: pilviruskolevä (*Ectocarpus siliculosus*), rakkolevântupsu (*Elachista fucicola*), suoli-levä (*E. int.* eli nykyisin *Ulva intestinalis*), levä-rupi (*Electra crustulenta*) ja merirokko (*Balanus improvisus*).

2.5.5 Vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilan luokittelu

Ekologisen tilan luokittelun perustan muodostavat vesieliöstö (rannikkovesissä plankton, vesikasvit ja pohjaeläimet) ja toisaalta vesi (kemiallinen laatu ja habitaa-tit) niiden elinympäristönä. Ekologisen tilan luokittelussa on direktiivin mukaan viisi luokkaa erinomaisesta huonoon. Erinomainen luokka vastaa vertailuolaja, ja muilla luokilla kuvataan ihmisen toiminnan aiheuttamien muutoksien määrää vesis-tössä. Jotta vesistöjen ekologisen tilan määrittely voidaan tehdä, on jokaiselle pin-tavesimuodostumalle valittava ihmistoiminnan mahdollisimman vähän muuttamia vertailuvesistöjä tai määritettävä vertailutila muulla tavalla (VPD:n liite 2: 1.3).

VPD:ssä on määritelmät makrofyytilajien lajikoostumukselle, runsaussuhteille ja haitalliselle runsastumiselle. Lisäksi mainitaan kullekin tyyppille ominaiset yhteisöt. Vesipuitedirektiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä päätyi kuitenkin vuoden 2006 aikana rajaamaan käytettävät indikaattorit vain yhteen avainlajiin, rakkole-vään, ja sen yhteen muuttujaan, alimpaan kasvusyvyyteen. Lisäksi tarkastellaan rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen ala- ja ylärajaa sekä peittävyyttä yhtenäisellä vyöhykkeellä, mutta näille muuttujille ei ole vielä määritelty tyyppikohtaisia vertai-luarvoja. Taulukkoon 5 on koottu rannikkovesien ekologista tilaa koskevat VPD:n mukaiset määritelmät makrofyyttien ja koppisiemenisten osalta.

Taulukko 5. Rannikkovesien ekologista tilaa koskevat määritelmät makrofyyteille (VPD:n liite 4: 1.2.4).

Ekologinen tila	Määritelmä
Erinomainen tila	Kaikkia muutosherkkiä tyyppille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksonia esiintyy. Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriytymättömiä olosuhteita.
Hyvä tila	Useimpia muutosherkkiä tyyppille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksonia esiintyy. Makrolevien peittävydessä ja koppisiemenisten runsaussuhteissa on vähäisiä muutoksia.
Tyydyttävä tila	Kohtalaisen monta muutosherkkää tyyppille ominaista makrolevien ja koppisiemenisten taksonia puuttuu. Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet ovat kohta-laisesti muuttuneet. Tästä voi aiheutua ei-toivottuja muutoksia vesieliöstössä.
Kohtalainen tila	Muutosherkkien tyyppille ominaisten makrolevien ja koppisiemenisten taksonien esiintymi- sessä sekä peittävydessä ja runsaussuhteissa ilmenee suurehkoja muutoksia. Makroleväyhteisöt ja koppisiemenisten yhteisöt eroavat merkittävästi niistä, jotka tavalli- sesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa.
Huono tila	Muutosherkkien tyyppille ominaisten makrolevien ja koppisiemenisten taksonien esiintymi- sessä sekä peittävydessä ja runsaussuhteissa ilmenee vakavia muutoksia. Suurin osa niistä makroleväyhteisöistä ja koppisiemenisten yhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa, puut- tuu.

Tärkeimmistä ympäristömuuttujista (ravinneolot, lämpöolot jne.) käytetään vesi-puitedirektiivin yhteydessä termiä *vedenlaatutekijät* (taulukko 6). Vedenlaatuteki-jöiden mittaamiseen tarvitaan puolestaan vedenlaatumuuttujia, joita ovat nä-kösyvyys, lämpötila, suolapitoisuus, kokonaisfosfori, nitraattityppi jne. Vedenlaa-tutekijöiden päärooli luokittelussa on tukea biologisia tekijöitä (Vuori ym. 2006).

Niille määritetään tyyppille ominaiset arvot, joiden vaihtelurajojen sisällä kyseisen tyyppisen vesistön arvojen tulisi eri luokissa pysyä.

Taulukko 6. Rannikkovesien ekologista tilaa koskevat määritelmät morfologisten ja fysikaalis-kemiallisten vedenlaatutekijöiden osalta (VPD:n liite 4: 1.2.4).

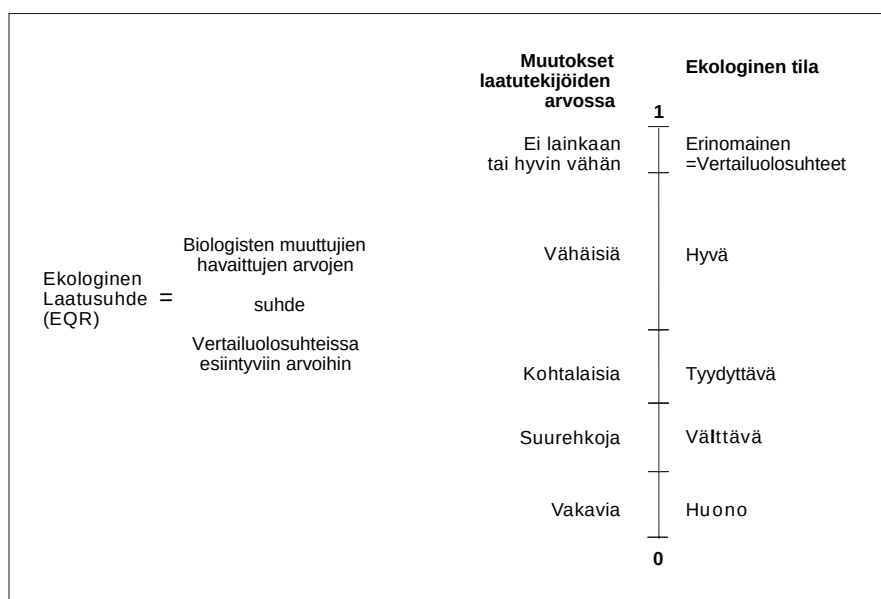
Tekijä	Erinomainen tila	Hyvä tila	Tyydyttävä tila	Välttävä tila	Huono tila
Morfologiset tekijät	Syvyyden vaihtelu, pohjan rakenne ja laatu vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden määriteltyjen arvojen saavuttamista.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden määriteltyjen arvojen saavuttamista.	Pintavesimuodostuma-tyyppin biologisten laatutekijöiden arvoissa ilmenee suurehkoja muutoksia ja eliöyhteisöt eroavat merkittävästi niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostuma-tyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin.	Pintavesimuodostuma-tyyppin biologisten laatutekijöiden arvoissa ilmenee vakavia muutoksia ja suuri osa eliöyhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostuma-tyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin puuttuvat kokonaan.
Fysikaalis-kemialliset tekijät	Fysikaalis-kemialliset tekijät vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita. Ravinnepitoisuudet vaihtelevat sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin. Lämpötila, happitasapaino ja näkösyvyys eivät osoita ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia ja vaihtelevat sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin.	Lämpötila, happitasapaino ja näkösyvyys eivät ylitä rajoja, jotka on määritelty varmistamaan tyyppille ominainen ekosysteemin toiminta ja edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttaminen. Ravinne pitoisuudet eivät ylitä tasoja, jotka on määritelty varmistamaan tyyppille ominainen ekosysteemin toiminta ja edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttaminen.	Vallitsevat olot eivät haittaa edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttamista.		

Tulevaisuudessa tarkastelu keskittyy rannikkovesissä mahdollisesti myös muiden makrofytytien muutosherkkiin lajeihin, makrolevien peittävyysksiin ja niiden runsaassuhteisiin (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto) (taulukko 5). Tällaisia mahdollisia indikaattorilajeja rannikkovesien tarkastelussa ovat meriajokas *Zostera marina* (L.) ja haarukkalevä. Haarukkalevän soveltuvuutta ihmisperäisten päästöjen ilmentäjäksi tullaan vielä testaamaan. Ruotsissa, Virossa ja Tanskassa käytetään rakkolevän lisäksi meriajokasta. Suomen rannikolla meriajokasta ei esiinny kauttaaltaan, joten sen käyttö indikaattorina olisi ongelmallista tulosten vertailtavuuden kannalta. Alueilla, joilla rakkolevää ei luonnostaan esiinny, voidaan veden ekologisen tilan luokittelun sijaan käyttää muita makrofytyttiseurannan menetelmiä, kuten esim. likaantuneisuusluokittelua (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto).

Rakkolevän puuttuessa joltain alueelta on selvitettävä, johtuuko tämä luonnonoloista vai ihmisen vaikutuksesta. Vesipuitteidirektiivin määrittelemiä vertailuoloja on mahdotonta enää löytää Suomenlahden alueelta johtuen voimakkaasta ihmisvaiku-

tuksesta. Itämeren rehevyystaso on muuttunut niin huomattavasti viimeisten muutamien sadan vuoden aikana, että vertailuolot on määritettävä vanhaa seuranta-aineistoa käyttäen tai mallintamalla (Vuori ym. 2006). Vertailuolot määritettäessä apuna voidaan käyttää ennustavaa ja takautuvaa mallinnusta, paleolimnologisia ja historiallisia aineistoja sekä asiantuntija-arvioita.

Ekologisen tilan määrittelyssä käytetään ns. ekologista laatusuhdetta (EQR, ”ecological quality ratio”), joka saa arvoja välillä 0–1 (kuva 4). EQR on biologisten muuttujien havaittujen arvojen suhde odotettuihin vertailuolosuhteissa esiintyviin arvoihin. Ekologinen tila on sitä parempi, mitä lähempänä arvoa 1 EQR on (Leka ym. 2003). Monien testausten perusteella viitteellinen raja-arvo hyvän ja tyydyttävän välille on asettunut noin arvon 0,6 tuntumaan (Vuori ym. 2006).



Kuva 4. Ekologinen laatusuhde (Bäck 2004).

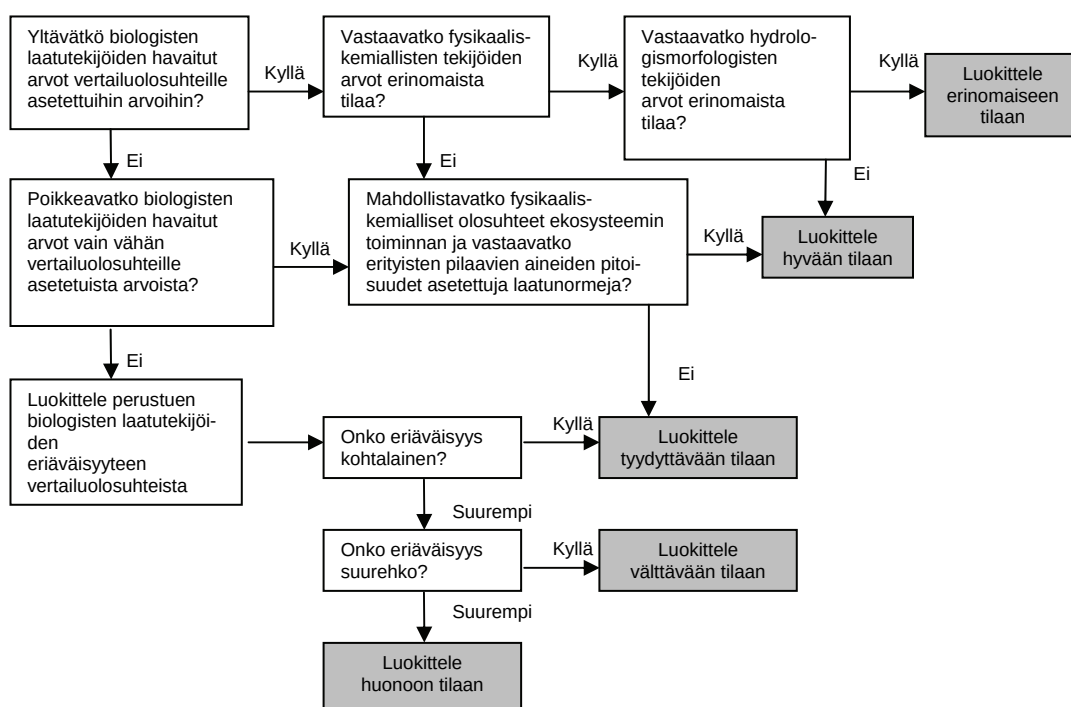
Ekologisen tilan määrittelyssä käytetään ainoana biologisena muuttujana tällä hetkellä rakkolevän alinta kasvusyvyyyttä (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto). Ekologisen laatusuhteen laskemisessa verrataan kentällä havaittuja kasvusyvyyyksiä vertailuolotien kasvusyvyyyksien arvoihin (taulukko 7). Vertailuarvot on luonut SYKE:n vesipuitteidirektiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä. Arvot ovat alustavia ja aineisto on vielä julkaisematon. Rannan suojaisuuden ja avoimuuden määrittelyyn ei ole asetettu tarkkoja numeerisia rajoja. Rannan ekspositio eli alttius tuulille voidaan määrittää tuulen pyyhkäisymatkan (fetch) avulla. Pelkkä fetch-arvo ei riittävästi ilmennä rannan avoimuutta, vaan arvioinnissa on huomioitava myös mm. rannan maantieteellinen sijainti ja rannan morfologia. Vesipuitteidirektiivin toteutuksessa kukin tutkija määrittää tapauskohtaisesti tutkimuspaikkojen eksposition (Ruuskanen Ari, SYKE, suull. tiedonanto).

Taulukko 7. Tyyppikohtaiset rakkolevän kasvusyvyyden alustavat vertailuarvot ja luokkarajat (SYKE/Saara Bäck 2006, julkaisematon).

A Suomenlahden sisäsaaristo							
	Vertailuarvo	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono	Viite
Suojaisa	2,5 m	>2,5	2,5–1,5	1,5–0,7	<0,7	puuttuu	Lemberg 1961
Avoin	4,0 m	>4,0	4,0–2,5	2,5–1,5	<1,5	puuttuu	asiantunt. arvio

B Suomenlahden ulkosaaristo							
	Vertailuarvo	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono	Viite
Suojaisa	4,0 m	>4,0	4,0–2,5	2,5–1,0	<1,0	puuttuu	Häyrén 1946
Avoin	7,0 m	>6,0	6,0–4,0	4,0–2,0	<2,0	puuttuu	Häyrén 1939

Veden ekologinen tila voidaan määrittää sen perusteella, kuinka suuresti biologiset ja fysikaalis-kemialliset laatutekijät poikkeavat referenssioloista (kuva 5).

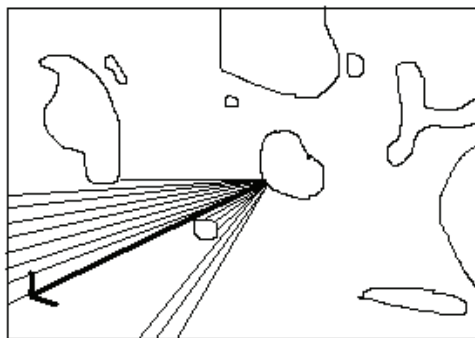


Kuva 5. Ekologisen tilan määräytyminen vesiputedirektiivin normatiivisten määritelmien mukaisesti (EU CIS Ecostat Guidance 2003, Vuori ym. 2006).

2.5.6 Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch)

Aallokko- ja jääolosuhteet vaikuttavat makrofyyttien esiintymiseen, sillä ne kuluttavat sekä itse kasvia että sen kasvualustaa. Tutkimuksen näytepaikat sijaitsevat suojaisuudeltaan erityyppisillä kalliorannoilla. Suojaisuuden tai avoimuuden (ekspositio) selvittämiseksi laskettiin kullekin tutkimuspaikalle nk. effective fetch eli tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (L_f), joka ilmaistaan kilometreinä (Håkanson 1981). Tehollinen fetch on matka, jonka tuuli voi esteettä puhalttaa vesistön poikki. Mitä pidemmän matkan tuuli puhalttaa, sitä enemmän aalto ehtii kerätä energiaa ennen rantaan saapumistaan ja sitä suuremmaksi aallokko siis kasvaa. Mitä suurempi fetchin arvo on, sitä avoimempi ja aallokolle alttiimpi ranta on.

Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka laskettiin Håkansonin (1981) esittämällä tavalla. Pyyhkäisymatka lasketaan ottamalla kartasta 15 pituusmittaa, jotka kohdistuvat näytepaikkaan. Mittaus tehdään käyttämällä apuna ”viuhkaa”, johon on merkitty 15 mittaa 6° välein ($0^\circ, \pm 6^\circ, \pm 12^\circ, \pm 18^\circ, \pm 24^\circ, \pm 30^\circ, \pm 36^\circ, \pm 42^\circ$) linjasuunnan ollessa 0° . Viuhka asetetaan kartalle siten, että viuhkan pääakseli (0°) osoittaa kohti pisintä matkaa, jonka tuuli voi esteettä puhalttaa näytepaikkaa kohti ilman, että saaret estävät tuulta (kuva 6).



Kuva 6. Tehollisen fetchin laskemiseksi määritetyt välimatkat 6° :een välein.

Jotta tuulen pyyhkäisymatkasta tulisi mahdollisimman todennukainen, viuhka asetettiin siihen ilmansuuntaan, jota kohti näytepaikka ja kasvillisuuslinja suuntautuvat ja mistä aallokkovaikutusta tulee eniten (vrt. Saarnio 1998). Tämän jälkeen etsittiin suurin merenselkä tältä ilmansuunnalta ja laskettiin tehollinen fetchin Håkansonin (1981) esittämällä kaavalla:

$$L_f = \frac{\sum x_i \cos \gamma_i}{\sum \cos \gamma_i}, \text{ missä } x_i \text{ on laskettu matka kilometreinä linjan aloituskohdasta}$$

mantereeseen tai seuraavaan saareen, γ_i mittausten ja pääakselin välinen kulma.

Kiirikin (1996b) mukaan fetchin laskeminen Håkansonin (1981) mallin mukaan ei anna todellista kuvaa rannan aallokkoisuudesta, sillä aallot taipuvat myös luodon suojapuolelle. Todellisemman avoimuuden arvioimiseksi laskettiin tuulen pyyhkäisymatka muutamalle avoimimmalle luodolle kahdella eri tavalla (vrt. Saarnio

1998). Håkansonin (1981) mallin mukaan fetch lasketaan suoraan näytteenottopaikasta, jolloin paikan sijaitessa suojan puolella fetch heijastaa lähinnä jään kulutusvaikutusta. Kiirikin (1996b) mukautettu fetch lasketaan puolestaan luodon avoimimmalta rannalta, vaikka näytepaikka sijaitsisi suojan puolella. Näin laskettu aallokon kierron huomioiva fetch kuvastaa paremmin aallokon todellista voimakkuutta (Kiirikki 1996b).

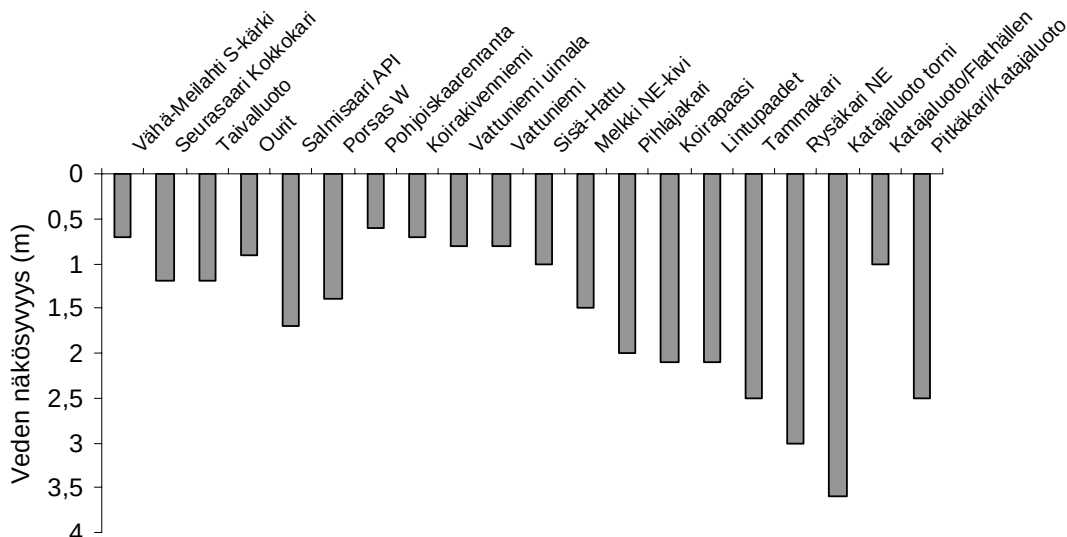
Tehollisen fetchin vaikutusta kasvillisuuteen tutkittiin, sillä pohjoisella Itämerellä rakkolevävyöhykkeen ylärajaan vaikuttaa ennen kaikkea jään kulutusvaikutus (Kiirikki 1996b). Aineiston tilastollisessa käsittelyssä käytettiin SPSS-ohjelmaa. Näytteistä laskettiin rakkolevän ja viherahdinparran osuudet ja niiden suhdetta kasva-vaan teholliseen fetchiin tutkittiin lineaarisella regressioanalyysillä. Testin nollahypoteesina oli, että rakkolevän ja viherahdinparran osuuksissa ei tapahdu muutosta tehollisen fetchin kasvaessa. Levien prosenttiosuudet muunnettiin suhteellisiksi osuuksiksi. Aineisto ei ollut normaalisti jakautunut, joten levien osuuksille tehtiin Arcsin-neliöjuurimuunnos. Myös rehevöitymisestä kärsivien lajien määrän muutosta suhteessa teholliseen fetchiin tutkittiin. Tässä yhteydessä nollahypoteesina oli, että rehevöitymisestä kärsivien lajien määrässä ei tapahdu muutosta tehollisen fetchin kasvaessa. Testaamisessa käytettiin Spearmanin järjestyslukukorrelaatiota. Fetch-arvot eivät olleet normaalisti jakautuneet. Arvojen normalisoimiseksi niille tehtiin molemmissa testeissä $\log_{10}$ -muunnos. Jotta saatiin selville kuinka tehollisen fetchin kasvu vaikuttaa rehevöitymisestä kärsivien lajien määrään, kutakin lajia testattiin erikseen Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla.

Rakkolevän heiluminen aallokossa vaikuttaa myös sen päällä kasvaviin epifyytteihin (nk. whiplash effect, Kiirikki 1996a, Santelices & Ojeda 1984). Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla testattiin lajin ja aallokkoisuuden suhdetta, sillä haluttiin selvittää vaikuttaako rakkolevän heiluminen rakkoleväntupsuun kuluttavasti vai poistaako se sedimentoituvan aineksen rakkolevän pinnalta, ja näin ollen edistää epifyytin kiinnittymistä rakkolevän pintaan (vrt. Saarnio 1998). Tämän testaamisessa käytettiin mukautettuja fetch-arvoja, sillä ne kertovat enemmän aallokkoisuuden vaikutuksesta lajiin.

3 Tulokset

3.1 Tärkeimmät ympäristömuuttujat

Heinä-syyskuun näkösyvydet vaihtelivat näytteenottopäivinä sisälahtien 0,7 metristä ulkosaariston 3,6 metriin (kuva 7).



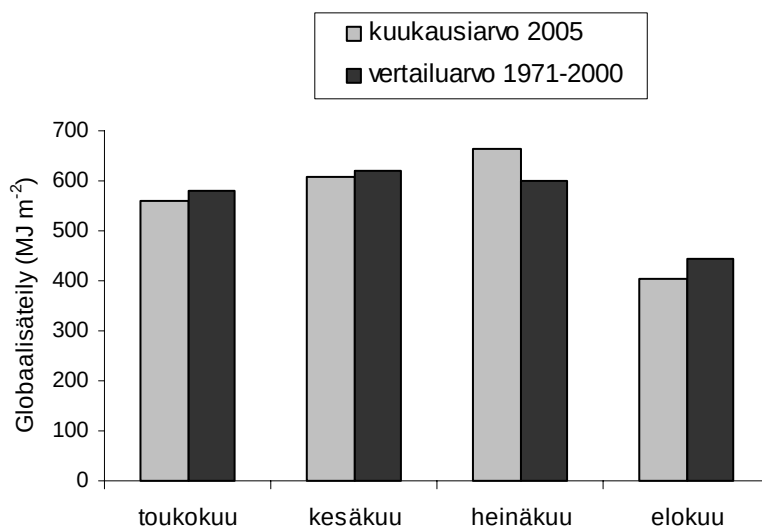
Kuva 7. Näytepaikkojen veden näkösyvyys (m) näytteenottopäivinä sisälahdista ulkosaaristoon päin siirryttäessä.

Lisäksi saatiin käyttöön Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen tekemiä näkösyvyysmittauksia touko–syyskuun ajalta vuodelta 2005. Vantaanjoen virtaaman vaihtelut vaikuttavat merkittävästi Helsingin edustalla veden sameuteen, näkösyvyyteen ja ravinnepitoisuuksiin (Autio ym. 2006). Eniten veden sameuteen tutkimusalueella vaikuttaa Vantaanjoen jokavuotinen kevättulva. Ulkosaaristossa veden näkösyvyys ei suuresti poikennut edellisten vuosien arvoista. Levien kevätukinnan vuoksi veden näkösyvyys pieneni toukokuun aikana nousen suurimmilleen heti kukinnan jälkeen kesäkuussa (Autio ym. 2006). Veden kirkastuttua kesä-heinäkuun vaihteeseen mennessä Katajaluodon havaintopaikalla mitattiinkin kesäkauden korkein arvo 4,5 m. Sisälahdissa näkösyvyys pysyi pienenä. Pienin arvo (0,7 m) mitattiin Porsaan kohdalta kesäkuussa. Elokuun sateiden seurauksena Vantaanjoki samensi merialuetta jälleen huomattavasti (Autio ym. 2006).

Tutkimusalueella sijaitsee Salmisaaren lämpövoimala, jonka läheisyydessä on kaksi näytepaikkaa: Salmisaari ja Ourit. Lämpövoimalaitoksista meren rantaan johdettava jäähdytysvesi aiheuttaa alueelle luontaisia lämpötilavaihteluita suurempaa vaihtelua. Ouritin näytepaikalla käytiin heinäkuun puolessa välissä ja Salmisaaresa puolestaan elokuun alussa, joten Salmisaaren verrattain alhainen veden lämpötila (16 °C) selittyy näytteenottoajankohdalla. Veden lämpötila oli hieman matalampi ulkosaaristossa kuin sisälahdissa. Korkeimmillaan (22 °C) veden lämpötila oli Ouritilla heinäkuun puolivälissä ja matalimmillaan (10 °C) elokuun alussa Rysäkarilla.

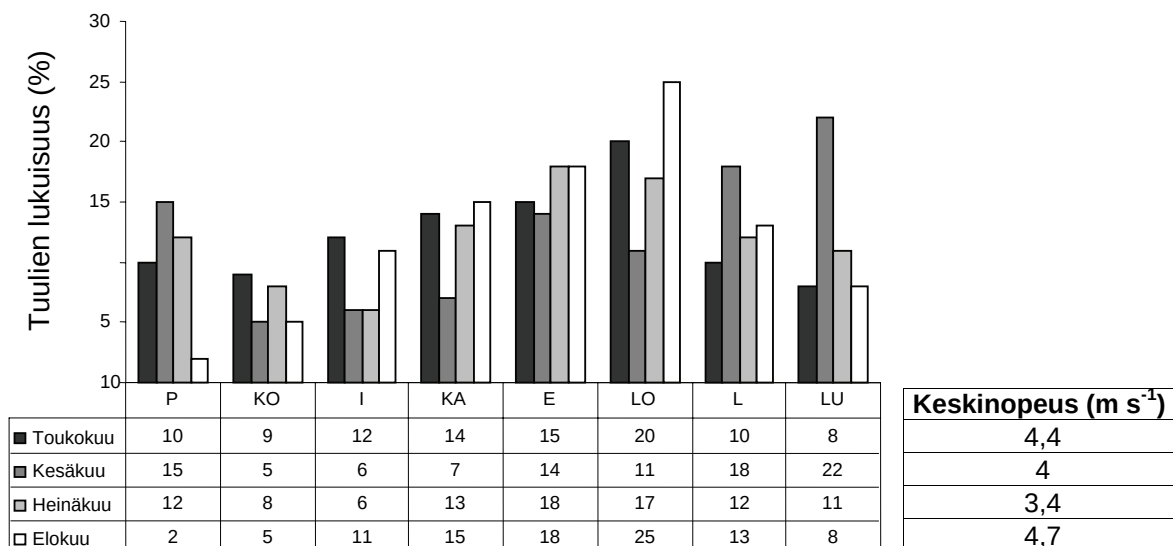
Veden lämpötila vaihteli kaikilla tutkimusalueella olevilla Helsingin kaupungin havaintopaikoilla kesän 2005 aikana samansuuntaisesti; lämpötila nousi heinäkuuhun asti, jonka jälkeen se alkoi laskea kohti syksyä. Kesäkuun lopulla merialueelle kumpusi kylmää ja suolaista vettä (Autio ym. 2006). Matalimmillaan (4,5 °C) lämpötila oli toukokuussa Koirakarin kohdalla ja korkeimmillaan (21,5 °C) heinäkuussa Porsaan kohdalla. Porsaan näytepisteellä Seurasaarenselällä veden lämpötila oli hieman korkeampi kuin muilla näytepisteillä koko kasvukauden ajan. Koko vesipatsas oli lämpimimmillään ulkosaaristossa elokuussa laskien pian syyskuun alun kumpuamisten seurauksena (Autio ym. 2006). Pinnan läheisten vesien lämpötila nousi huippuunsa puolestaan jo heinäkuun puolivälissä.

Vuosi 2005 oli harvinaisen lämmin ja Kaisaniemen sääasemalla mitattu vuoden keskilämpötila (6,6 °C) oli pitkän ajan keskiarvoa korkeampi. Viimeisen sadan vuoden keskiarvoihin verrattuna vuosi 2005 oli Suomen eteläosassa kymmeneneksi lämpimin. Talvi alkoi lauhana, mutta helmikuusta maaliskuuhun oli kireitä pakkasia. Sisälahdissa ja satama-alueella jääpeite muodostui tammikuun lopussa, mutta ulkosaaristossa vasta helmikuun puolivälissä (Ilmatieteen laitos 2006). Jäätalvi oli poikkeuksellisen lyhyt; jäät lähtivät huhtikuun puoliväliin mennessä (Autio ym. 2006). Siitä eteenpäin kesä oli muuten tavanomainen, lukuun ottamatta kesän harvinaisen pitkiä hellejaksoja. Kasvukauden kokonaissäteily määrä oli noin 4 % pitkän ajan keskiarvoa suurempi (Ilmatieteen laitoksen Ilmastokatsaukset 2005) (kuva 8).



Kuva 8. Kesän 2005 globaalisäteilyn kuukausisummat Helsinki-Vantaan lentoasemalla. Vertailuarvot ovat vuosien 1971–2000 keskiarvoja. Lähde: Ilmatieteen laitoksen Ilmastokatsaukset 2005.

Yleisin tuulen suunta touko-, heinä- ja elokuussa oli lounainen, kesäkuussa puolestaan tuuli useimmiten luoteesta (kuva 9). Myrskypäiviä, jolloin tuulen nopeus ylitti 20 m s⁻¹, oli yhteensä 25.



Kuva 9. Erisuuntaisten tuulien lukuisuus (%) ja tuulien kuukausittaiset keskinopeudet Helsinki-Vantaan mittauspisteessä vuonna 2005. P = pohjoinen, KO = koillinen jne. Lähde: Ilmatieteen laitoksen Ilmastokatsaukset 2005.

Alueen vesi on murtovettä, eikä pysyvää suolaisuuden harppauskerrosta ole esiintynyt 1980-luvun jälkeen. Kesäaikana voi muodostua lyhtäikainen lämpötilan harppauskerros, joka sijaitsee ulkosaaristossa yleensä 10–15 m syvyydessä (Autio ym. 2003). Suolapitoisuus (‰) kasvaa ulkosaaristoon päin mentäessä, korkeimmillaan se oli Koirakarin kohdalla. Sisäsaaristossa veden suolapitoisuus oli vuonna 2005 tavanomainen. Kesäkuun lopun veden kumpuaminen nosti suolapitoisuutta Pihlajasaaren lähivesillä, mutta avoimuuden vuoksi vesi vaihtui tehokkaasti avomerialueen kanssa ja suolapitoisuus laski normaalille tasolle (noin 5 ‰). Ulkosaaristossa suolapitoisuus oli keväällä edellisten vuosien tasolla, kesä–syyskuussa se oli pienempi ja syksyllä suolaisuus nousi pohjanlähteiden vesien kumpuamisen vuoksi, mutta pysyi muihin vuosiin verrattuna tavanomaisena (Autio ym. 2006). Katajaluodon havaintopaikalla mitattiin vuoden aikana suolaisuuden arvoja väliltä 4,7–5,9 ‰ (Autio ym. 2006).

Runsas sateet tuovat rantavyöhykkeeseen valunnan mukana makean veden lisäksi maalta ravinteita. Tutkimusalueelle laskee Mätäpuro, ja myös Vantaanjoen vaikutus ulottuu jossain määrin aina Katajaluodolle asti. Tammikuu oli hyvin sateinen, mutta helmi–huhtikuu puolestaan olivat poikkeuksellisen vähäsateisia. Kesä oli yleisesti tavanomaista sateisempi. Rankkoja sateita esiintyi lähinnä heinäkuun jälkimmäisellä puoliskolla sekä elokuun alussa. Vuosisadanta oli rannikolla noin 500 mm, joka on pitkäaikaiseen keskiarvoon verrattuna tavanomainen.

Vedenkorkeutta kuvaavat käyrät piirrettiin merenpinnan korkeuden vuorokautisen keskiarvon perusteella. Vuonna 2005 vedenpinnan korkeusvaihtelut olivat Helsingin edustalla tavanomaisia, lukuun ottamatta tammikuun alun korkeusennätystä +151 cm (kuva 10). Arvot on mitattu Helsingin Kaivopuiston mareografilta ja korkeusjärjestelmänä on käytetty kyseisen vuoden teoreettista keskivettä. Merentutkimuslaitoksen vahvistama teoreettinen keskivesi lasketaan kullekin vuodelle ja mareografille pitkän ajan vuosikeskiarvojen keskiarvona, minkä lisäksi maankohoamisen vaikutus otetaan huomioon.



Kuva 10. Merenpinnan korkeus Helsingissä vuonna 2005. Näytteenottoajankohta on kuvattu janalla. Lähde: Merentutkimuslaitos, vedenkorkeuspalvelu.

3.2 Näytteenottopaikkojen fetch ja sen vaikutukset kasvillisuuteen

Mukautettu fetch (Kiirikki 1996b) ilmentää ulkosaariston näytepaikoilla voimakkaampaa aallokkovaikutusta kuin Håkansonin (1981) malli (taulukko 8). Lintupaasilla kasvillisuuslinjan suunta oli sama kuin kartalta määritetty suurin merenselkä, ja siksi molemmat tavat antoivat saman fetchin arvon. Uloimmat näytepisteet sijaitsevat ulkosaariston ja avomeren vaihtumisvyöhykkeellä, joten niiden rannat ovat todella avoimia. Ulkomeren saarten rantoja kuluttavat aallot keräävät energiansa käytännössä koko Suomenlahden matkalta, Viron rannikolta asti.

Taulukko 8. Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch) kilometreinä ilmaistuna eri näytepaikoissa sisälahdistä ulkosaaristoon siirtyen.

No	Näytepaikka	Fetch (km) (Håkanson 1981)	Mukautettu fetch (km) (Kiirikki 1996b)
175	Vähä-Meilähti S-kärki	1,4	-
172	Seurasaari Kokkokari	2,7	-
165	Taivalluoto	2,1	-
166	Ourit	0,8	-
168B	Salmisaari API	1,4	-
170	Porsas W	1,5	-
158	Pohjoiskaarenranta	1,7	-
153	Koirakivenniemi	11,6	-
191	Vattuniemi uimala	12,6	-
190	Vattuniemi	8,6	-
192	Sisä-Hattu	14,5	-
259	Melkki NE-kivi	2,9	-
230	Pihlajakari	35,0	-
123C	Koirapaasi	20,8	40,7
123B	Lintupaadet	53,4	53,4
255B	Tammakari	4,8	40,5
126	Rysäkari NE	4,4	53,5
254	Katajaluoto torni	8,6	45,3
299	Katajaluoto/Flathällen	4,4	63,4
298	Katajaluoto/Pitkäkari	18,9	74,1

Viherahdinparta ei reagoinut kasvavaan tuulen pyyhkäisymatkaan tilastollisesti merkitsevästi ja testin selitysaste oli pieni, vain 7,6 % ($r^2 = 0,076$, $n = 69$) (taulukko 9). Rakkolevä ei reagoinut kasvaviin fetch-arvoihin tilastollisesti merkitsevästi kummallakaan menetelmällä kerätyn aineiston perusteella (sukellus: $r^2 = 0,006$, $n = 32$; hara: $r^2 = 0,035$, $n = 10$). Näin ollen nollahypoteesi jää voimaan.

Taulukko 9. Rakkolevän ja viherahdinpartan suhde kasvavaan fetchiin lineaarisella regressioanalyysillä testattuna. Analyysissä käytetty erikseen sekä hara- että sukellusmenetelmällä kerättyä aineistoa. y = regressioyhtälön kaava, r^2 = selitysaste ja n = havaintojen lukumäärä.

Laji	Haramenetelmä			Sukellusmenetelmä		
	y	r^2	n	y	r^2	n
rakkolevä	$0,18 + 0,12x$	0,035	10	$0,32 + 0,07x$	0,006	32
viherahdinparta	$0,51 - 0,19x$	0,08	17	$0,59 - 0,19x$	0,076	69

Spearmanin järjestyslukukorrelaation mukaan lajien meriahdinparta, mustaluulevä, haarukkalevä, röyheläpunalevä ja liuskaapunalevä määrät eivät riipu tehollisen fetchin suuruudesta (taulukko 10). Testi ei antanut tilastollista merkitsevyyttä lajien ja tehollisen fetchin yhteisvaihtelulle, joten nollahypoteesi jää voimaan.

Taulukko 10. Rehevoitumisesta kärsivien lajien suhde kasvavaan teholliseen fetchiin Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla testattuna. Analyysissä käytetty vain sukeltamalla kerättyä aineistoa. r_s = korrelaatiokerroin, n = havaintojen lukumäärä ja p = riskitaso, jolla nollahypoteesi voidaan hylätä.

Laji	r_s	n	p
meriahdinparta	-0,266	17	0,302
mustaluulevä	-0,277	19	0,25
haarukkalevä	-0,013	28	0,947
röyheläpunalevä/liuskaapunalevä	-0,128	8	0,763

Spearmanin järjestyslukukorrelaation perusteella myöskään rakkoleväntupsu ei reagoi tilastollisesti merkitsevästi aallokkoisuuden kasvuun ($r_s = 0,519$, $n = 19$, $p = 0,128$).

3.3 Näytteenottopaikkojen veden likaantuneisuusluokat ja vertailu edellisiin vuosiin

Tutkimusalueiden veden likaantuneisuus eli veden tilaluokat määritettiin molemmilla näytteenottomenetelmillä kerätyn aineiston perusteella. Näytteenottopaikkojen veden laatu jaettiin eri likaantuneisuusluokkiin, joita on yhteensä kuusi (taulukko 4). Alueilla, joilla kasvoi rakkolevää, käytettiin likaantuneisuusluokittelussa apuna rakkolevää sisältävien alueiden luokituskaaviota (kuva 3). Rakkolevää kasvavia alueita oli haramenetelmän perusteella laskettuna yhteensä yhdeksän ja sukellusmenetelmän perusteella 11. Haraan ei näin ollen tarttunut rakkolevää kaikilla

alueilla, joilla sitä kasvoi. Eri menetelmillä saatua veden likaantuneisuusluokkaa sekä havaittujen lajien määrää verrattiin haramenetelmällä, sukellusmenetelmällä maksimissaan 2 m syvyydestä ja toisaalta koko linjan matkalta saatujen tietojen perusteella (taulukko 11).

Likaantuneisuusluokittelussa on mielekästä verrata harauksella ja sukeltamalla (ylin 2 m) kerättyä aineistoa keskenään. Harausaineiston perusteella luokiteltiin enemmän paikkoja huonoihin luokkiin (yht. 10 paikkaa luokkiin häiriintynyt–lievästi likaantunut) kuin sukeltamalla kerätyn aineiston perusteella (yht. 7 paikkaa vastaaviin luokkiin) (taulukko 11). Vastaavasti harausaineistoa käyttäen sijoitettiin yhteensä 10 paikkaa luokkiin luonnontilainen–lievästi häiriintynyt, kun taas sukellusaineistoa käyttäen sijoitettiin vastaaviin luokkiin yhteensä 14 paikkaa. Verrattaessa haramenetelmällä ja sukeltamalla 2 m syvyyteen saatuja näytepaikkakohtaisia S-indeksejä huomataan, että sukellus antaa indeksille keskimäärin 0,2 verran pienemmän (eli negatiivisemmän) arvon (taulukko 11). Kun verrataan haramenetelmää ja linjasukellusmenetelmää (koko linja) keskenään on ero vielä suurempi: sukellusmenetelmällä saadaan keskimäärin 1,5 verran pienempi (eli negatiivisempi) arvo. Näytepaikan vesi on sitä puhtaampaa, mitä negatiivisempi on S-indeksin arvo.

Taulukko 11. Eri näytteenottomenetelmillä saatu veden likaantuneisuusluokka ja havaittujen lajien määrä näytteenottopaikoittain siirryttäessä sisälahdista ulkosaa-ristoon. Sukellusmenetelmässä arvioitu veden likaantuneisuusluokka erikseen ylimmän kahden metrin ja koko linjalta saadun aineiston perusteella. S-indeksi on sitä negatiivisempi mitä puhtaampaa näytteenottopaikan vesi on.

No	Näytteenottopaikka	S-indeksi			Likaantuneisuusluokka (havaittujen lajien määrä)		
		Haraus	Sukellus	Sukellus	Haraus	Sukellus	Sukellus
		Ylin 2 m	Ylin 2 m	Koko linja	Ylin 2 m	Ylin 2 m	Koko linja
175	Vähä-Meilähti S-kärki	0,2	0,2	0,2	Häiriintynyt (9)	Häiriintynyt (9)	Häiriintynyt (9)
172	Seurasaaari Kokkokari	0,2	0,3	0,3	Häiriintynyt (7)	Häiriintynyt (7)	Häiriintynyt (8)
165	Taivalluoto	-0,1	-0,2	-0,8	Häiriintynyt (4)	Häiriintynyt (3)	Lievästi häiriintynyt (6)
166	Ourit	0,2	0,7	0,7	Häiriintynyt (7)	Häiriintynyt (9)	Häiriintynyt (10)
168B	Salmisaari API	0,0	0,4	0,2	Häiriintynyt (4)	Häiriintynyt (4)	Häiriintynyt (6)
170	Porsas W	0,1	-0,1	-0,1	Häiriintynyt (8)	Häiriintynyt (9)	Häiriintynyt (12)
158	Pohjoiskaarenranta	-0,1	-0,3	-0,4	Häiriintynyt (6)	Lievästi häiriintynyt (9)	Lievästi häiriintynyt (10)
153	Koirakivenniemi	-0,1	-1,3	-2,0	Häiriintynyt (6)	Lievästi häiriintynyt (7)	Lievästi häiriintynyt (11)
191	Vattuniemi uimala	0,0	-0,9	-0,9	Häiriintynyt (7)	Lievästi häiriintynyt (14)	Lievästi häiriintynyt (14)
190	Vattuniemi	0,1	0,7	0,6	Lievästi likaantunut (6)	Lievästi likaantunut (4)	Lievästi likaantunut (5)
192	Sisä-Hattu	-0,9	-2,4	-2,6	Lievästi häiriintynyt (9)	Luonnontilainen (10)	Luonnontilainen (15)
259	Melkki NE-kivi	-0,4	-1,3	-1,3	Luonnontilainen (11)	Luonnontilainen (11)	Luonnontilainen (11)
230	Pihlajakari	-0,8	-2,2	-5,1	Lievästi häiriintynyt (7)	Luonnontilainen (9)	Luonnontilainen (13)
123C	Koirapaasi	-0,6	-0,7	-3,9	Luonnontilainen (6)	Luonnontilainen (5)	Luonnontilainen (13)
123B	Lintupaadet	-0,3	-0,8	-3,9	Lievästi häiriintynyt (4)	Luonnontilainen (8)	Luonnontilainen (11)
255B	Tammakari	-1,0	-0,3	-4,7	Luonnontilainen (7)	Luonnontilainen (5)	Luonnontilainen (12)
126	Rysäkari NE	-1,1	-0,8	-4,8	Luonnontilainen (8)	Luonnontilainen (2)	Luonnontilainen (12)
254	Katajaluoto torni	-0,3	-0,1	-1,2	Lievästi häiriintynyt (4)	Lievästi häiriintynyt (5)	Luonnontilainen (9)
299	Katajaluoto/Flathallen	-0,8	-1,3	-3,5	Luonnontilainen (8)	Luonnontilainen (5)	Luonnontilainen (12)
298	Katajaluoto/Pitkäkari	-0,8	-0,2	-2,6	Luonnontilainen (6)	Lievästi häiriintynyt (4)	Luonnontilainen (12)

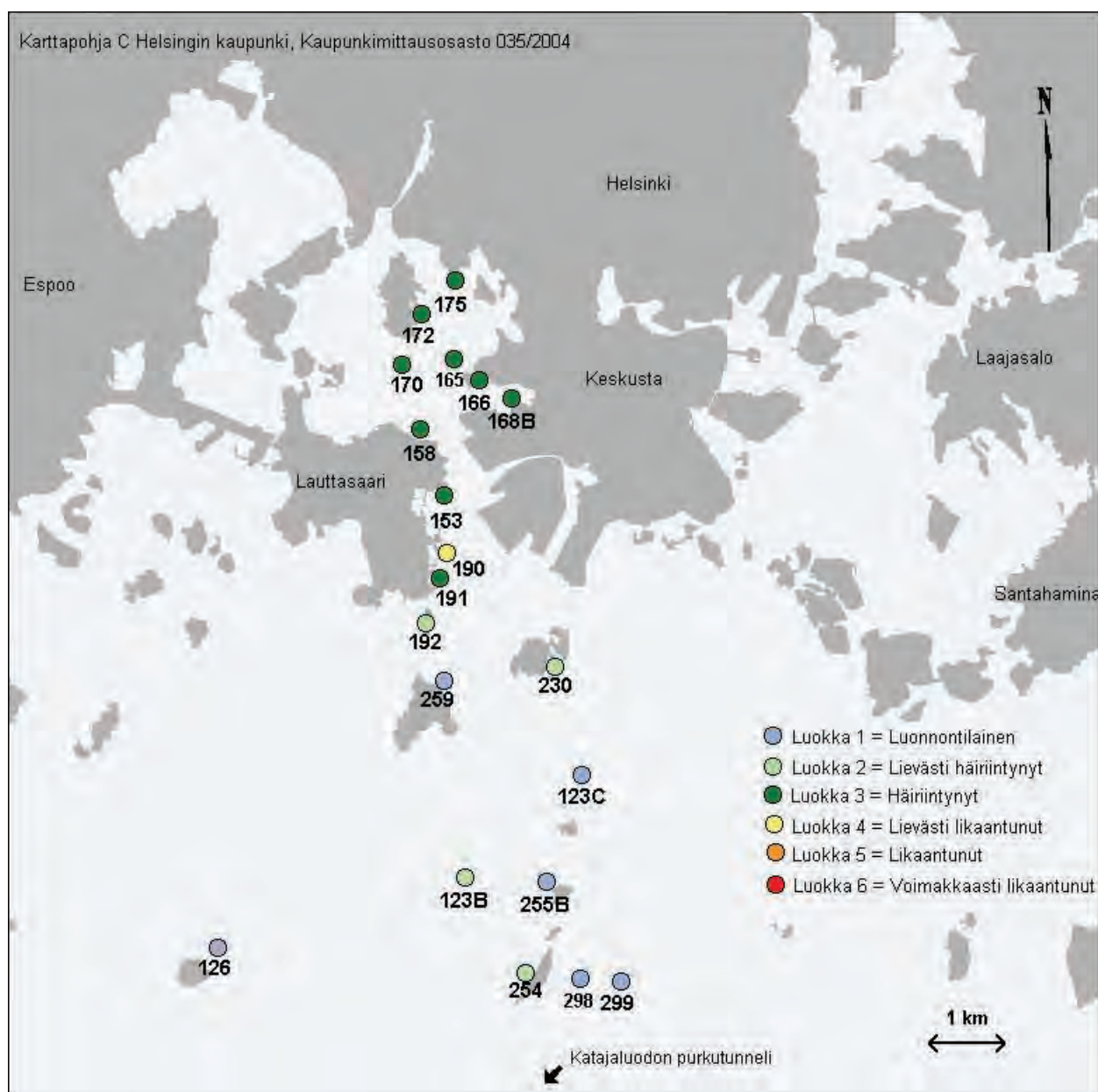
Rakkolevää sisältäneistä näytepaikoista on piirretty sukellusprofiilit (kuvat 1-11 liitteessä 1). Profiileista selviää rannan jyrkkyys (syvyyden suhde linjan pituuteen), pohjan laatu ja makrofyytilajien kokonaispeittävyydet eri syvyyksissä. Kaikkien näytteenottopaikkojen perustiedot kerättiin kohdekortteihin (liite 2). Kohdekorteista selviää perustietojen lisäksi haramenetelmällä havaitut lajit ja niiden runsaudet sekä aiempien vuosien tutkimusten näytepaikkakohtaiset likaantuneisuusindeksit (S-indeksi).

Likaantuneisuusluokittelun tuloksia verrattiin alueella vuosina 1979, 1986, 1988, 1993 ja 1998–1999 haramenetelmällä tehtyihin tutkimuksiin (taulukko 12) (Viitasalo ym. 2002). Muutosta tarkasteltaessa huomioitiin vain vuoden 1998–99 aikana tehdyt tutkimukset, ja tarkastelu rajattiin likaantuneisuusluokkien eikä yksittäisten lajien tasolle.

Taulukko 12. Näytepaikkojen likaantuneisuusluokat eri vuosina haramenetelmän aineiston perusteella arvioituna. 1 = luonnontilainen, 2 = lievästi häiriintynyt, 3 = häiriintynyt, 4 = lievästi likaantunut, 5 = likaantunut, 6 = voimakkaasti likaantunut.

No	Näytteenottopaikka	Likaantuneisuusluokka					
		1979	1986	1988	1993	1998–99	2005
175	Vähä-Meilähti S-kärki	4		3	3	3	3
172	Seurasaaari Kokkokari	3	4	4	3	3	3
165	Taivalluoto	3		4	3	3	3
166	Ourit	3	3	3	4	3	3
168B	Salmisaari API			4	4	3	3
170	Porsas W	3		3	3	3	3
158	Pohjoiskaarenranta	2		3	2	3	3
153	Koirakivenniemi	3	3	3	3	4	3
190	Vattuniemi			3	4	4	4
191	Vattuniemi uimala	3	3	3	2	2	3
192	Sisä-Hattu	2	2	3	2	2	2
259	Melkki NE-kivi	2	3	3	2	1	1
230	Pihlajakari					2	2
123C	Koirapaasi		1	1	1	2	1
123B	Lintupaadet		1	1	2	1	2
255B	Tammakari		1	1	1	2	1
126	Rysäkari NE	1	1	2	2	2	1
254	Katajaluoto torni					2	2
299	Katajaluoto/Flathällen			2	2	2	1
298	Katajaluoto/Pitkäkari	1	1	2	1	2	1

Kesän 2005 tutkimuksen perusteella näytteenottopaikkojen veden laatu parani ulkosaaristoon päin mentäessä (kuva 11). Makrofyytit ilmentävät ranta-alueen paikallista tilaa. Likaantuneisuusluokittelulla (kuten myös veden ekologisen tilan luokittelulla) määritetty veden tila voidaan sen vuoksi yleistää koskemaan vain näytteenottopaikan välittömässä läheisyydessä olevaa vesialuetta.



Kuva 11. Näytteenottopaikkojen likaantuneisuusluokat haramenetelmän aineiston perusteella määritettyinä. Kuvassa myös Viikinmäen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkutunnelin suuaukon sijainti.

Näytepaikkojen eri näytteenottomenetelmillä saatujen likaantuneisuusluokkien tarkastelua varten ne jaettiin saarijonojen, matalikkojen ja mannerrantojen rajoittamiin hydrografisiin osa-alueisiin (vrt. Viitasalo ym. 2002). Osa-alueet ovat Seurasaarenselkä, Lauttasaarenselkä ja Katajaluoto–Rysäkari.

Seurasaarenselkä

Seurasaarenselän alueeseen kuuluu yhteensä seitsemän näytepaikkaa: Vähä-Meilähti S-kärki, Seurasaari Kokkokari, Taivalluoto, Ourit, Salmisaari API, Porsas W ja Pohjoiskaarenranta. Näistä kallio- ja kivikkorantaisia ovat Vähä-Meilähti, Ourit, Taivalluoto, Salmisaari API ja Pohjoiskaarenranta sekä pehmeäpohjaisia puolestaan Seurasaari Kokkokari ja Porsas W. Seurasaarenselällä tyypillisiä ovat rannat, jotka ovat tyrskyvyöhykkeessä kalliota tai kivikkoa, mutta muuttuvat melko

nopeasti mataliksi sedimenttipohjiksi. Taivalluoto luokiteltiin haramenetelmällä arvioituna eri tilaluokkaan kuin sukellusmenetelmällä (koko linja) arvioituna. Pohjoiskaarenranta luokiteltiin eri tilaluokkaan, kun verrattiin haralla saatuja ja sukeltamalla (ylin 2 m ja koko linja) saatuja näytteitä. Molemmissa tapauksissa sukeltamalla saatujen näytteiden perusteella määritettynä näytepaikan tila oli yhden luokan parempi kuin haralla saatu tilaluokka. Muiden näytepaikkojen kohdalla eri näytteenottomenetelmä ei aiheuttanut eroja likaantuneisuusluokittelussa.

Pohjoiskaarenrannassa sukeltamalla havaittiin näkinpartaislevä hapranäkinparta *Chara globularis* (Thuill.) [C. Fragilis] ja merihaura, jotka eivät indikoi rehevyyttä ja nostavat tilaluokkaa. Taivalluoto on avoin kallioranta, jossa veden vaihtuvuus on hyvä. Viherahdinparta oli sukeltamalla havaittuna hyvin lyhyttä, suolileviä on hyvin vähän, kun taas punahelmilevää ja ruskokivitupsua on hyvin runsaasti kasvillisuuden loppuun, 4,7 metrin syvyyteen, asti. Haramenetelmällä arvioituna tilaluokkaa alentavat runsaasti näytteessä esiintyvät suolilevät sekä viherahdinparran korostuminen harvalajisessa näytteessä. Rannan jyrkkyys vaikuttaa siihen, saadaanko haralla edustava näyte litoraalin kasvillisuudesta. Mitä jyrkempi ranta on, sitä vähemmän rantavyöhykkeessä esiintyviä lajeja haralla saadaan, koska sillä ei päästä syvemmälle kuin 2 metriin. Toisaalta monilla rannoilla sukeltaminen vain 2 metrin syvyyteen antoi lajistosta myös hyvin köyhän kuvan, kahdella näytepaikalla havaittiin sukeltamalla jopa vähemmän lajeja kuin haramenetelmällä. Sukellettaessa linjaa pitkin määritetään kaksi rinnakkaista näytealaa linjan molemmilta puolilta. Se on kuitenkin kapeampi ala kuin haramenetelmässä, jossa harataan noin 3–5 metrin levyinen rantakaistale.

Seurasaarenselällä ei havaittu lainkaan rakkolevää. Viimeksi sitä on esiintynyt alueella 1960-luvulla (Porsas). Sen jälkeen rakkolevää ei ole havaittu, vaikka sitä on etsitty perusteellisesti (Lindgren 1978, Viitasalo ym. 2002, Kinnunen & Oulasvirta 2003). Alueella olisi fyysisesti edellytykset rakkolevän kasvuille, sillä rannat ovat pääasiassa kallioisia ja kivikkoisia. Litoraalin ylintä vyöhykettä dominoivat viherahdinparta ja suolilevät (*Ulva intestinalis* ja *U. prolifera*). Viherahdinparta oli kaikilla häiriintyneillä alueilla lyhyttä (alle 10 cm), vaikka aiempien tutkimusten perusteella sekovarren pituuden pitäisi kasvaa rehevöitymisen myötä (Lindgren 1978, Hällfors ym. 1987, Mäkinen ym. 1984, Saura & Willamo 1993). Aiemmin vuosina 1979–1988 raportoituja suolilevien massaesiintymiä ei havaittu lukuun ottamatta Salmisaaren näytepaikkaa. Suolileväesiintymät leimasivat Seurasaarenselän aluetta aina vuoteen 1993 asti (Viitasalo ym. 2002). Salmisaaressa *Ulva intestinalis* kasvaa hyvin runsaana (keskimäärin 30 %) ja pitkänä (20 cm).

Rantojen mataluudesta, pohjan pehmeydestä ja huonoista valaistusolosuhteista johtuen selkeitä levävyöhykkeitä ei Seurasaarenselällä esiinny. Ainoa havaittu punalevä oli punahelmilevä, joka kasvoi usein runsaimpana hyvin lähellä pintaa (jopa 0,3 m syvyydessä) ja syvimmillään se kasvoi Taivalluodolla 4,7 metrin syvyydessä. Viherlevistä viherahdinparta esiintyi usein koko sukelluslinjan matkalla, syvimmillään Salmisaaressa 3,6 metrin syvyydessä. Useimmiten viherahdinparta loppuu noin 2 metrin syvyydessä. Hyvin lyhytkasvuinen ruskokivitupsu dominoi kaikilla näytepaikoilla syvimmällä, missä oli kovaa pohjaa. Seurasaarenselän alueella kasvaa runsaasti pehmeiden pohjien putkilokasveja: hapsi- ja ahvenvitaa, tähkä- ja kiehkuraärvää, karvalehteä, merihauraa sekä merisätkintä. Myös hapranäkinparta *Chara globularis* Thuill. (C. Fragilis) havaittiin Seurasaaren Kokkokarin näytepaikalla sekä Porsaan rannoilla. Kasvillisuuden alin raja oli keskimäärin 2 metrin syvyydessä, mutta Porsaan, Taivalluodon ja Pohjoiskaarenrannan näytepaikoilla kas-

villisuutta riitti aina 3,6 metrin syvyyteen asti. Näillä paikoilla haramenetelmällä ei saada riittävän tarkkaa kuvaa lajistosta. Alueen näytepaikkojen likaantuneisuusluokka on pysynyt samana vuosista 1998–99 lähtien (taulukko 12).

Lauttasaarenselkä

Lauttasaarenselän alueeseen kuului yhteensä viisi näytepaikkaa: Koirakivenniemi, Vattuniemi, Vattuniemi uimala, Sisä-Hattu ja Melkki. Näistä kaikki muut olivat kallio- tai kivikkorantoja paitsi Melkki. Tosin kaikilla rannoilla oli syvemmällä pehmeää pohjaa. Vattuniemen näytepaikka oli hyvin jyrkkä lohkarikko, joka syveni nopeasti 3,7 metriin, jossa valo ei enää riitä makrofyyteille. Näytepaikoista Koirakivenniemi ja Vattuniemi uimala luokiteltiin haramenetelmällä häiriintyneiksi ja sukellusmenetelmällä lievästi häiriintyneiksi alueiksi. Tilaluokkaa nosti sukellusmenetelmän kohdalla runsaina havaitut puhtautta indikoivat punalevät (punahelmilevä, mustaluulevä sekä haarukalevä). Viherahdinparta oli molempien menetelmien perusteella lyhyttä, mutta haramenetelmällä ei havaittu meriahdinpartaa, joka viihtyy puhtailla alueilla. Koirakivenniemiä veden tila on parantunut verrattaessa vuosiin 1998–99 (taulukko 12).

Vattuniemen uimalan rannassa haralla saatiin runsaasti vain viherahdinpartaa ja suolileviä. Haralla on viimeksi saatu rakkolevää Vattuniemen uimalan vierestä vuonna 1993 tehdyn velvoitetarkkailun yhteydessä. Vuonna 1999 sitä ei enää haramenetelmällä havaittu. Sukeltamalla havaittiin, että suolilevien lisäksi alueella kuitenkin kasvaa rakkolevää 0,7 metristä 1,2 metrin syvyyteen asti kallioon kiinnittyneenä. Pinnan tuntumassa rakkolevä oli steriiliä, mutta syvemmällä fertiiliä, ja sillä kasvoi rakkoleväntupsua kuten myös epifaunaa (levärupi ja merirokko). Muista rihmaleivistä havaittiin meriahdinparta ja ruskokivitupsu, jota kasvoi etenkin syvemmällä 1,9 metrin syvyydessä. Punalevävyöhyke alkoi jo puolesta metristä ja ulottui 1,2 metrin syvyyteen, lajeina lähinnä punahelmilevä ja yksittäisinä kolonoina esiintyvä röyhelöpunalevä, joka viihtyy puhtaissa vesissä. Putkilokasveista havaittiin merihaura ja ahvenvita. Näytteenottopaikan veden tila on heikentynyt hieman vuosista 1998–99 lähtien (taulukko 12). Vattuniemen toinen näytepaikka, joka sijaitsee venesataman vieressä, luokiteltiin molemmilla menetelmillä lievästi likaantuneeksi. Suolileviä saatiin näytteeseen runsaasti sekä haralla että sukeltamalla. *Ulva prolifera* oli hyvin pitkää, sekovarren pituus oli jopa 60 cm, *U. intestinalis* puolestaan oli lyhyempää, pituudeltaan noin 20 cm. Suolilevät kasvoivat runsaina aina 2,7 metriin asti, mutta kasvillisuuden loppumissyvyydessä (3,7 m) enää harvakseltaan. Punaleivistä havaittiin vain punahelmilevä, joka kasvoi kautta linjan 1,9 metristä 3,7 metrin syvyyteen asti.

Lauttasaaren eteläpuolella sijaitseva Sisä-Hattu on avoin ja rannoiltaan hyvin loiva saari. Haramenetelmällä saatiin näytteeseen rakkolevää, mutta sen lajispesifinen epifyytti rakkoleväntupsu puuttui. Näytteeseen tuli myös suolileviä (*Ulva intestinalis*). Sukellusmenetelmällä saatiin todenmukaisempi kuva lajiston runsaudesta. Näytepaikalla oli selkeähköt levävyöhykkeet: ylimpänä 0,5 metristä alkava viherlevävyöhyke, rakkolevän dominoiva puolesta metristä alkava ruskolevävyöhyke, joka ulottui 1,3 metrin syvyyteen ja alimpana puolesta metristä 2,2 metrin syvyyteen ulottuva punalevävyöhyke. Rakkolevät olivat sukellusmenetelmällä arvioituna fertiilejä ja niillä kasvoi lyhytkasvuista rakkoleväntupsua. Rakkolevävyöhykkeessä kasvoi myös jouhilevä sekä putkilokasveja. Makrolevien alin kasvussyvyys oli 3 metriä.

Lauttasaaren eteläpuolella sijaitseva noin 30 hehtaarin kokoinen Melkin saari on puolustusvoimien omistuksessa, joten sen rannat ovat hyvin vähäisessä käytössä ja saari on luonnontilainen. Melkin näytepaikka oli todella loiva, vielä 100 metrin päässä oli vain 1,2 metriä syvää. Sukelluslinja jouduttiin turvallisuussyistä lopettamaan kesken vilkkaasti liikennöidyn laivaväylän tullessa vastaan. Haralla saatiin yhtä edustava kuva alueen lajistosta kuin sukeltamalla, johtuen rannan mataluudesta ja pohjan pehmeydestä. Pehmeiltä pohjilta haralla saadaan helposti näytteitä irti toisin kuin kalliopinnoilta. Viherahdinpartaa kasvoi koko linjan matkalla yksittäisten kivien pinnalla, ja se oli lyhytkasvuista. Rakkolevää esiintyi metrin syvyyteen asti, se oli lisääntymiskykyistä ja sen sekovarren peitti lyhytkasvuinen rakkolevántupsu. Alueella kasvaa myös itämerennäkinparta *Chara baltica* (Bruzelius) ja merisätkin. Alueen muiden näytteenottoaikkokojen veden tilaluokka on pysynyt samana vuosista 1998–99 lähtien (taulukko 12).

Katajaluoto–Rysäkari

Tutkimusalueen uloimmat näytepaikat sijaitsevat ulkosaariston ja avomerren vaihtumisvyöhykkeellä. Katajaluoto–Rysäkari osa-alueeseen kuuluu yhteensä kahdeksan näytepaikkaa: Pihlajakari, Koirapaasi, Lintupaadet, Tammakari, Rysäkari NE, Katajaluoto torni, Katajaluoto/Flathällen ja Katajaluoto/Pitkäkari. Kaikki alueen näytepaikat olivat kalliorantoja, mikä on tyypillistä ulkosaaristolle.

Näytepaikoista Pihlajakarilla ja Lintupaasilla saatiin huonompi kuva veden laadusta haramenetelmän aineiston perusteella. Lajisto oli sen perusteella Pihlajakarilla köyhä ja viherahdinparta kasvoi runsaana ja pitkänä (yli 10 cm). Rakkolevää saatiin vähäisesti näytteeseen. Sukeltamalla kahteen metriin havaittiin, että alueella kasvaa runsaasti hyväkuntoista rakkolevää, jolla oli rakkolevántupsua. Viherahdinpartaa oli runsaasti, mutta suolileviä vain vähän. Punalevistä esiintyi punahelmilevä ja haarukkalevä, joka indikoi puhdasta vettä ja luonnontilaisuutta. Syvemmälle sukeltaessa havaittiin viherahdinparran dominoivan viherlevävyöhykkeen kasvavan 3,4 metriin asti, lisääntymiskykyisen rakkolevävyöhykkeen ulottuvan puolesta metristä 2,7 metriin ja punalevävyöhykkeen sijaitsevan 1,2–3,4 metrin välillä. Punalevälaeja esiintyi punahelmilevä, haarukkalevä, liuskapunalevä sekä mustaluulevä. Kasvillisuuden loppumissyvyyden selvittämiseksi linjaa olisi pitänyt vielä jatkaa, mutta se ei ollut mahdollista lähellä kulkevan laivaväylän vuoksi. Pihlajakarin veden tilassa ei ole viime vuosina tapahtunut muutosta.

Lintupaasilla ranta oli suhteellisen loiva, 80 metrin päässä rannasta oli 6 metriä syvää. Tosin ranta syveni 3 metriin melko nopeasti, mikä vaikeutti haran käyttöä. Pohjaan kiinnittyviä leviä irrottavat ohi kulkevat matkustaja-alukset, joiden vaikutus voi olla paikallisesti suurta (Johansson ym. 1998). Haralla näytteeseen saatiin runsaasti rakkolevää, mutta se oli steriiliä ja sillä kasvoi epifaunaa, kuten myös rakkolevántupsua ja runsaasti muita leväepifyyttejä (pilviruskolevä ja punahelmilevä). Tämän ja likaantuneisuusindeksin perusteella määriteltynä alue luokiteltiin lievästi häiriintyneeksi. Haramenetelmän aineiston perusteella arvioituna veden tila Lintupaasilla on heikentynyt viime vuosina. Sukellettaessa kahteen metriin havaittiin, että rakkolevä on fertiiliä ja sillä kasvaa runsaasti lyhytkasvuista rakkolevántupsua. Myös meriahdinpartaa havaittiin. Syvemmälle mentäessä havaittiin rakkolevävyöhykkeen ulottuvan 2 metristä 3 metriin ja punalevävyöhyke (punahelmilevä, haarukkalevä ja mustaluulevä) puolestaan sijaitsi 2–5 metrin syvyydessä. Kasvillisuus loppui 6 metrin syvyydessä. Edellä mainittujen seikkojen perusteella Lintupaadet ovat veden tilaluokaltaan luonnontilaisia. Sukellettaessa huomattiin käy-

tännössä, kuinka suuret mainingit matkustajalaivat aiheuttavat ja kuinka paljon ne irrottavat varsinkin rihmamaisia leviä. Rakkolevä pysyy tyvilevynsä ansiosta paremmin kiinni pohjassa ja on muutenkin rakenteeltaan kestävämpi kuin rihmalevät.

Katajaluodon rantojen tilaan vaikuttavat lähinnä lähelle johdettavat jätevedet. Katajaluodolla sijaitseva näytepaikka määritettiin haramenetelmällä sekä sukellettaessa vain kahteen metriin luokkaan lievästi häiriintynyt. Haralla näytteeseen saatiin vain runsaasti pitkää viherahdinpartaa ja muutamia palasia punahelmilevää, leveäpartalevää ja ruskokivitupsua. Sukellettaessa kahden metrin syvyyteen lajistoa hallitsi pitkä viherahdinparta ja edellä mainittujen lajien lisäksi yksittäiset suolilevät (*Ulva intestinalis*), ja tilaluokka määritettiin samaksi kuin haralla arvioituna. Syvemmälle mentäessä huomattiin kuitenkin, että alueella kasvoi jopa 4 metrin syvyyteen asti myös fertiili rakkolevä, joka on vapaa epifyyteistä. Punalevävyöhyke (punahelmilevä, haarukkalevä ja mustaluulevä) voitiin havaita 1,5–6 metrin välillä. Kasvillisuus loppui vasta 6 metrin syvyydessä. Lajiston monipuolisuus, rakkolevän elinvoimaisuus ja runsas punalevävyöhyke nostaa näytepaikan luokkaan luonnontilainen. Paikan veden tilassa ei ole tapahtunut muutosta viime vuosien aikana.

Katajaluodon kaakkoispuolella oleva Pitkäkari on rannaltaan loiva, 100 metrin päässä rannasta oli vain 4,7 metriä syvää. Tällaisella rannalla haramenetelmä antaa edustavan kuvan lajistosta ja on jopa kattavampi menetelmä kuin sukellus kahteen metriin. Sukelluksen kohdalla tilaluokkaa laskivat hyvin pitkän viherahdinparran runsas osuus näytteestä, vaikka sillä havaittiinkin elinvoimaista rakkolevää, jolla kasvoi rakkoleväntupsua. Syvemmälle mentäessä havaittiin, että rakkolevä oli fertiiliä aina 3,9 metrin syvyyteen asti. Syvemmällä sillä oli myös epifaunaa, mutta ei runsaasti. Punalevävyöhyke alkoi 3,9 metrin syvyydestä ja jatkui kasvillisuuden loppuun 4,7 metriin asti. Vallitsevina lajeina esiintyi punahelmilevä sekä haarukkalevä, myös laikkupunalevä *Hildenbrandia rubra* havaittiin. Aiempina vuosina pinnassa havaittuja suolileviä esiintyi hyvin vähäisenä (vain 5 % 4,7 metrin syvyydessä). Paikan veden tila on parantunut viime vuosien aikana.

Pitkäkarin itäpuolen edustalla sijaitseva Flathällen on Helsingin alueen jätevesien purkupaikka, jonka vuoksi sen veden tilaluokka on ollut lievästi häiriintynyt viimeisimmissä tutkimuksissa. Sekä haralla että sukeltamalla saatiin kuitenkin luonnontilaan viittaavia tuloksia. Paikan tila onkin parantunut viime vuosiin verrattuna. Suolileviä esiintyi vain harvakseltaan, ja muista viherlevistä havaittiin pitkäkökö viherahdinpartaa ja meriahdinpartaa. Rakkolevä oli hyvinvoivaa ja sillä kasvoi pinnan lähellä pitkää rakkoleväntupsua, joka muuttui syvemmälle mentäessä lyhyemmäksi. Rakkolevän optimikasvusyvyys oli 1,5–2,4 metrin syvyydellä maksimikasvusyvyys ollessa 4,6 metriä. Punalevävyöhyke alkoi 2,4 metrin syvyydestä ja jatkui aina 6,3 metrin syvyyteen, jossa kasvillisuus loppui. Syvimmällä dominoi ruskokivitupsu. Suolilevistä *Ulva prolifera* kasvoi harvana jopa 4,6 metrin syvyydessä.

Koirapaasi on rannaltaan loiva, kasvillisuuden loppumisen raja, 4,7 metriä, saavutettiin vasta 50 metrin päässä rannasta. Koirapaaden pohjaa kuluttavat jään ja aallokon lisäksi laivaväylällä kulkevat matkustaja-alukset, joiden kulutusvaikutus voi olla paikallisesti hyvin suurta (Johansson ym. 1998). Loivalla rannalla haramenetelmä soveltuu kohtalaisesti, tosin rakkolevästä saatiin haralla vain pätkiä, joiden perusteella on vaikea kattavasti arvioida sen kuntoa ja epifyyttien määrää. Haraa käytettäessä huomattiin, että mitä puhtaampaa rakkolevä on, sitä vaikeammin se haraan tarttuu. Viherlevävyöhyke jatkuu 3,9 metriin asti, syvemmälle mentäessä vi-

herahdinparta vaihtui meriahdinparraksi. Rakkolevävyöhyke alkoi metristä ja loppui 3,9 metrin syvyydessä. Rakkolevä oli fertiiliä ja rakkoleväntupsu kasvoi epifyyttinä. Rakkolevää oli yli 40 % peittävyydellä metristä 2,7 metriin, joten sillä välillä sijainnee sen optimikasvusyvyiden alue. Punalevistä punahelmilevä kasvoi runsaasti kautta linjan alkaen jo 1 metrin syvyydestä, muita lajeja (haarukkalevä, röyhelöpunalevä ja mustaluulevä) oli runsaammin 2,7–4,7 metrin syvyydessä. Ruskokivitupsua kasvoi lyhyenä kasvustona 4,7 metrin syvyydessä, jossa havaittiin vähäisesti myös pitkäkasvuista (10 cm) *Ulva proliferaa*. Koirapaaden veden tila on parantunut sitten vuosien 1998–99.

Tammakarin ranta on hyvin jyrkkä, mutta siitä onnistuttiin saamaan haralla kohtuullisen edustava näyte, tosin rakkolevästä irtosi haraan vain palasia. Sukellettaessa havaittiin, että viherahdinparran dominoiva viherlevävyöhyke ulottui aina 6,3 metrin syvyyteen asti. Rakkolevävyöhyke alkoi 1,4 metrin syvyydestä ja päättyi 4 metrin syvyyteen, optimikasvusyvyiden sijaitessa 4 metrin alueella. Alin rakkoleväyksilö havaittiin 5,8 metrin syvyydessä. Ylin havaittu yksilö oli steriili, vyöhykkeen keskivaiheilla rakkolevä oli lisääntymiskykyistä, mutta alin yksilö oli niin ikään steriili. Punalevävyöhyke alkoi 4 metrin syvyydestä ja jatkui aina kasvillisuuden loppuun 6,3 metriin asti. Lajeina punahelmilevä, haarukkalevä, röyhelöpunalevä, mustaluulevä, purppuraluulevä ja laikkupunalevä. Tammakarin veden tila on parantunut viime vuosien aikana.

Rysäkari sijaitsee noin 4,5 kilometriä Katajaluodolta länteen. Loma-asutusta Rysäkarilla ei ole eikä rantoja juurikaan kuormiteta maalta käsin. Viherahdinparta oli lyhyehköä, mutta sitä oli kohtalaisesti (keskimäärin 30 %). Viherahdinpartaa kasvoi 2,6 metrin syvyyteen asti, jonka jälkeen esiintyi vain meriahdinpartaa aina 9,5 metrin syvyyteen asti. Rakkolevävyöhyke alkoi puolen metrin syvyydestä ja jatkui 3,8 metriin asti. Optimikasvusyvyys oli 0,5–3 metrin välillä. Syvemmälle mentäessä rakkolevä muuttui steriiliksi. Rakkolevä oli muuten puhdasta, paitsi että leveäpartalevä kasvoi monella yksilöllä epifyyttinä. Punalevävyöhyke alkoi 3,8 metristä ja jatkui aina kasvillisuuden loppuun 9,5 metriin asti. Lajeina oli punahelmilevä, haarukkalevä, röyhelöpunalevä, mustaluulevä ja purppuraluulevä. Lyhytkasvuinen ruskokivitupsu dominoi syvällä. *Ulva proliferaa* esiintyi vähäisesti 3,8–4,4 metrin syvyydessä. Rysäkarin veden tila on tutkimuksen perusteella parantunut viime vuosien aikana.

3.4 Näytteenottoaikojen veden ekologinen tila

Vesipuitedirektiivissä tarkastellaan tulevaisuudessa mahdollisesti myös lajiston diversiteettiä. Runsaslajinen ekosysteemi on rikkaampi ja viittaa veden hyvään ekologiseen tilaan. Tätä silmälläpitäen tarkasteltiin näytteenottomenetelmän vaikutusta näytteeseen saadun lajiston monipuolisuuteen. Menetelmän valinta vaikuttaa siihen, kuinka paljon eri lajeja näytteeseen kentällä saadaan. Haramenetelmällä näytteisiin saatiin yhteensä 25 lajia kaikilta 20 näytepaikalta ja sukellusmenetelmällä 29 lajia (taulukko 13). Punalevien keräämisessä hara ei ollut sukeltamisen veroinen; sukeltamalla havaittiin seitsemän ja haralla vain kaksi lajia. Muiden taksonien kohdalla ei ollut merkittäviä eroja havaittujen lajien määrissä. Eniten näytteeseen saatiin molemmilla menetelmillä viherahdinpartaa ja pilviruskolevää. Myös suolilevää (*Ulva intestinalis*) ja punahelmilevää saatiin monelta näytepaikalta.

Putkilokasveista veden hyvää ekologista tilaa ilmentäviä lajeja ovat merisätkin sekä merihaura (Häyrén 1921, Viitasalo ym. 2002). Merisätkintä löytyi haraamalla kahdesta paikasta ja sukeltamalla yhdestä paikasta (taulukko 13). Merihauraa puolestaan löytyi sukeltamalla neljältä paikalta ja haraamalla kolmelta paikalta. Näkinpartaislevät (*Chara* sp.) viihtyvät niin ikään puhtaassa vedessä (Häyrén 1921, Viitasalo ym. 2002). Niistä *Chara globularista* havaittiin haraamalla vain yhdeltä paikalta ja sukeltamalla neljältä paikalta. Viherlevistä viherahdinpartaa havaittiin haraamalla 17 paikalta ja sukeltamalla 19 paikalta. Maksimissaan viherahdinparta peitti jopa 100 % kasvualustastaan. Sitä olikin runsaudeltaan keskimäärin eniten kaikilla näyttepaikoilla (kuva 12). Viherahdinparran lisäksi viherlevistä näytteissä esiintyi yleisesti rehevyyttä indikoiva suolilevä, jota havaittiin kahta lajia *Ulva intestinalis* sekä *Ulva prolifera*. Ensin mainittua havaittiin haraamalla 14 ja sukeltamalla 13 paikalta. Vaikka *U. prolifera* ei esiintynyt niin monella paikalla, sitä kasvoi runsaasti niillä alueilla, joilla sitä havaittiin. Sukeltamalla *U. prolifera*a havaittiin useammin kuin haraamalla, sillä se kasvoi keskimäärin syvemmällä kuin *U. intestinalis*. Pilviruskolevä peitti paikoitellen jopa 100 % alustastaan, keskimäärin kuitenkin vain noin 23 %. Sukeltaminen ja haraaminen antoivat pilviruskolevän kohdalla samansuuntaiset tulokset.

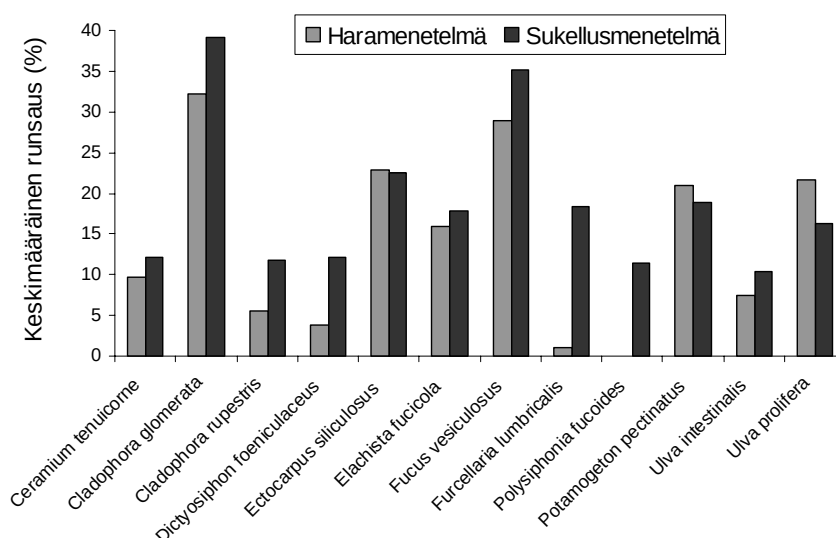
Rakkolevää löytyi haraamalla 9 paikasta ja sukeltamalla 11 paikalta. Runsaudet olivat hyvin samansuuruiset molemmilla menetelmillä mitattuna. Haraamalla saatiin kuitenkin usein sekovarresta vain palasia, joiden perusteella on vaikea tehdä johtopäätöksiä kasvin pituudesta, lisääntymiskyvystä tai epifyyttien määrästä ja lajistosta. Niillä paikoilla, joilla rakkolevä ei tarttunut haraan, se kasvoi kivien tai kallion koloissa, jonne haralla on vaikea päästä. Hyväkuntoiset rakkolevät, joissa on vähän epifyyttejä, tarttuivat huonommin haraan. Epifyyttinen rakkoleväntupsu esiintyi molempien menetelmien näytteissä yhtä runsaana. Syvällä kasvavaa ruskokivitupsua saatiin sukeltamalla runsaammin ja useammin näytteeseen kuin haraamalla. Sen indikaattoriarvo on kuitenkin vähäinen. Punahelmilevä kasvoi tutkimusalueella keskimäärin 3,4 metrin syvyydessä, ylimmät yksilöt olivat 0,3 metrissä ja alimmat 9,5 metrissä. Esiintymisfrekvenssissä tai runsauksissa ei ollut tämän lajin kohdalla merkittäviä eroja menetelmien välillä. Haarukkalevää saatiin haralla neljältä paikalta, kun taas sukeltamalla sitä löytyi 10 paikalta. Haarukkalevä kasvaa tutkimusalueella näytteiden perusteella keskimäärin 4,4 metrin syvyydessä. Syvimmillään se kasvoi 9,5 metrissä ja matalimmillaan 1,1 metrissä. Muita punaleviä havaittiin vain sukellusmenetelmällä.

Taulukko 13. Tutkimuksessa havaittu lajisto, käytetty systematiikka ja nimistö (Waern 1952, Rueness 1977, Blindow & Krause 1990, Hayden ym. 2003, Snoeijs & Gustav 2003). Lajit ovat ryhmien sisällä aakkosjärjestyksessä. Sarake A kertoo, kuinka monelta näytepaikalta taksoni tavattiin (näytepaikkoja yhteensä 20). Sarakeissa B ja C on kunkin taksonin suurin ja pienin näytteessä havaittu prosenttiosuus. Sarakkeeseen D on laskettu taksonien prosenttiosuuksien keskiarvo kaikista niistä näytteistä, joissa taksoni esiintyi. Haralla havaitut lajit on kerätty 0–2 metrin syvyydestä ja sukeltamalla havaitut lajit koko kasvillisuuslinjalta.

Laji	Haralla havaitut lajit (0-2 m)				Sukeltamalla havaitut lajit (0-> m)			
	A	B	C	D	A	B	C	D
	lkm/ 20	max (%)	min (%)	ka (%)	lkm/ 20	max (%)	min (%)	ka (%)
Putkilokasvit								
karvalehti <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	3	5	1	2,7	3	10	1	5,8
ruskoärviä <i>Myriophyllum alterniflorum</i> L.	2	70	10	40	2	50	1	20,8
kalvasärviä <i>Myriophyllum sibiricum</i> L.	1	50	50	50	3	35	1	21,0
tähkä-ärviä <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	2	5	1	3	3	20	5	13,3
kiehkuraärviä <i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	2	3	1	2	4	42,5	1	11,1
merivita <i>Potamogeton filiformis</i> L.	1	5	5	5				
hapsivita <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	8	50	1	21	11	55	1	18,8
ahvenvita <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	6	20	1	6,7	8	50	1	12,0
merisätkin <i>Ranunculus baudotii</i> Godron	2	5	1	13,4	1	5	5	12,4
hentosätkin <i>Ranunculus confervoides</i> (Fr.) Fr.					2	10	1	4,9
merihaura <i>Zannichellia palustris</i> L.	3	10	1	7	4	50	1	10,8
Yhteensä	10				10			
Näkinpartaislevät								
itämerennäkinparta <i>Chara baltica</i> Bruzelius	1	30	30	30	1	50	3	19,3
hapranäkinparta <i>Chara globularis</i> Thuill. [C. Fragilis]	1	3	3	3	4	10	1	3,1
Yhteensä	2				2			
Viherlevät								
viherahdinparta <i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	17	95	1	32	19	100	1	39,1
meriahdinparta <i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kütz.	6	15	0,5	5,5	10	40	1	11,7
<i>Percursaria percurta</i> (C.A. Agardh) Bory	1	0,5	0,5	0,5				
<i>Ulva intestinalis</i>	14	60	0,5	7,5	13	42,5	1	10,4
<i>Ulva prolifera</i>	5	95	2,5	21,7	14	80	1	16,2
Yhteensä	5				4			
Ruskolevät								
jouhilevä <i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	1	1	1	1	6	30	1	6,5
leveäpartalevä <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	9	10	0,5	3,8	13	60	0,5	12,2
pilviruskolevä <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	16	90	1	23	18	100	0,5	22,5
rakkoleväntupsu <i>Elachista fucicola</i> (Vellay) Aresch.	8	90	1	16	9	80	0,5	17,9
rakkolevä <i>Fucus vesiculosus</i> L.	9	80	0,5	29	11	100	1	35,2
ruskokivitupsu <i>Sphacelaria arctica</i> Harv.	2	1	1	1	13	80	3,5	41,6
Yhteensä	6				6			
Punalevät								
liuskapunalevä <i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.M. Heine.					1	1	1	1
punahelmilevä <i>Ceramium tenuicorne</i> (Waern) Kütz.	15	80	1	9,7	15	70	1	12,2

Taulukko 13. jatkuu

Laji	Haralla havaitut lajit (0-2 m)				Sukeltamalla havaitut lajit (0-> m)			
	A	B	C	D	A	B	C	D
	lkm/ 20	max (%)	min (%)	ka (%)	lkm/ 20	max (%)	min (%)	ka (%)
haarukkalevä <i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour.	4	1	1	1	10	60	1	18,3
laikkupunalevä <i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerf.) Menegh.					2	10	5	17,5
röyhelöpunalevä <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> (S.G. Gmel.) Newroth & A.R.A. Taylor.					4	10	1	4
purppuraluulevä <i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Spreng.					2	3,8	1	2,4
mustaluulevä <i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.					7	50	1	11,4
Yhteensä	2				7			

**Kuva 12.** Yleisimmät sukeltamalla ja haralla havaitut lajit ja niiden keskimääräiset runsaudet kaikilla näytepaikoilla.

3.4.1 Ekologinen laatusuhde (EQR)

Kullekin näytepaikalle määritettiin veden ekologinen tila ekologisen laatusuhteen avulla (taulukko 14). Fysikaalis-kemiallisille vedenlaatutekijöille ei vielä ole luotu vertailuarvoja (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto), joten niitä ei ole tässä tutkimuksessa mielekästä käyttää apuna biologisten tekijöiden tarkastelussa. Ekologinen laatusuhde määritettiin vain sukellusmenetelmällä kerätyn aineiston perusteella, sillä haramenetelmä ei sovellu rakkolevän alimman kasvusyvyyden ilmentämiseen näytteenottosyvyyden rajoittuessa 2 m:n syvyyteen. Seurasaarenselän ja Lautasaarenselän kaikilla tutkimuspaikoilla ei kasvanut rakkolevää, joten niille ei voi laskea EQR:ää ja ne on jätetty pois taulukosta. Näiden alueiden veden tila voidaan määrittää esim. likaantuneisuusluokittelun avulla. Ekologisen tilan luokittelussa on eri vertailuarvot suojaisille ja avoimille rannoille. Rannan avoimuudelle ei ole annettu tarkkoja numeerisia raja-arvoja. Tästä johtuen rannat jaoteltiin siten, että fetchin arvoa käytettiin ensisijaisena jaottelijana, jonka lisäksi tarkasteltiin rannan maantieteellistä sijaintia ja morfologiaa. Rannat, joiden fetch-arvot olivat 8–10

(rannan sijainnista riippuen) tai enemmän, luokiteltiin avoimiksi. Tarkastelussa käytettiin samaa aluejakoa kuin likaantuneisuusluokittelussakin. Osa-alueet ovat Seurasaarenselkä, Lauttasaarenselkä ja Katajaluoto–Rysäkari.

Taulukko 14. Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot käytettäessä biologisena muuttujana rakkolevän alinta kasvusyvyyyttä eri näytepaikoilla siirryttäessä sisäsaaristosta ulkosaaristoon päin. Ekologinen tila on laskettu vain alueille, joilla kasvoi rakkolevää, tai joilta sitä on aiemmin löytynyt. Ekologinen laatusuhde määritettiin vain sukellusmenetelmällä kerätyn aineiston perusteella.

No	Näytteenottopaikka	Havaittu arvo (m)	Vertailuarvo (m)	EQR	Ekologinen tila
170	Porsas W	ei rakkolevää	0	0	Huono
191	Vattuniemi uimala	1,2	4	0,3	Välttävä
192	Sisä-Hattu	1,3	4	0,33	Välttävä
259	Melkki NE-kivi	1	2,5	0,4	Tyydyttävä
230	Pihlajakari	2,7	4	0,68	Hyvä
123C	Koirapaasi	3,9	7	0,56	Hyvä
123B	Lintupaadet	3	7	0,43	Tyydyttävä
255B	Tammakari	4	4	1	Erinomainen
126	Rysäkari NE	3,8	4	0,95	Erinomainen
254	Katajaluoto torni	4	7	0,57	Hyvä
299	Katajaluoto-Flathällen	4,6	4	1,15	Erinomainen
298	Pitkäkari/Katajaluoto	3,9	7	0,56	Hyvä

Rakkolevä kasvaa vain kovilla pohjilla tai pohjilla, joissa on runsaasti levän kiinnittymiseen sopivia isoja kiviä. Tällaisia rakkolevän kiinnittymiseen sopivia pohjia löytyi ainakin Vähä-Meilahdesta, Ouriteista, Taivalluodosta, Salmisaaresta ja Pohjoiskaarenrannasta. Porsaan rannoilta löytyy myös kovia pohjia. Rakkolevää ei ole kuitenkaan havaittu Seurasaarenselältä 1960-luvun jälkeen (Viitasalo 2002). Sitä ennen rakkolevää on havaittu Porsaan rannoilla. Muiden rantojen rakkoleväesiintymistä ei löydy kirjallisuusviitteitä. Rakkolevää ei löydetty kummallakaan näytteenottomenetelmällä miltään Seurasaarenselän näytepaikalta.

Kaikki Seurasaarenselän näytepaikat olivat fetch-arvoiltaan suojaisia (taulukko 8). Mätäpuron sekä Töölön-Meilahden sekaviemäröidyn alueen viemäreiden tulvaylivuodot kuormittavat aluetta ajoittain. Muut voimakkaammat kuormittajat ovat pienvenesatamat ja Jätkänsaaren satama-alue. Linjasukellusten aikana kerätyn pohjanlaatuaineiston perusteella kaikki Seurasaarenselän näytepaikat ovat morfologilsilta ominaisuuksiltaan tyypillisiä sisälahtialueita. Sedimentaatio on voimakasta, koska veden virtaus on vähäistä, eivätkä tuulet pääse sekoittamaan pohjia lyhyiden fetchien vuoksi. Sedimentoituminen vaikeuttaa rakkolevän kiinnittymistä kovalle pinnalle. Ottaen huomioon rakkolevän katoamisen Porsaan läheisyydestä 1960-luvun jälkeen sijoittuu se luokkaan huono. Muille alueen paikoille ei voida määrittää veden ekologista tilaa, joten niiden kohdalla sovelletaan likaantuneisuusluokittelua.

Lauttasaarenselkä

Lauttasaarenselän alueeseen kuului yhteensä viisi näytepaikkaa: Koirakivenniemi, Vattuniemi, Vattuniemi uimala, Sisä-Hattu ja Melkki. Näistä kaikki muut olivat kallio- tai kivikkorantoja paitsi Melkki. Alueen näytepaikoista Melkki oli suojainen (fetch 2,9 km), Koirakivenniemi ja Vattuniemi suhteellisen avoimia (fetchit 11,6 km ja 8,6 km) sekä Vattuniemi uimala ja Sisä-Hattu selkeästi avoimia (fetchit 12,6 km ja 14,5 km).

Koirakivenniemestä ja Vattuniemestä ei löytynyt rakkolevää, vaikka rantojen pohjat olisivat laadultaan sopineet kasvualustaksi. Vattuniemen tutkimuspaikka sijaitsee lohkkareikosta rakennetulla aallonmurtajalla, joka on rakennettu 1990-luvulla. Rakentamisesta on jo sen verran aikaa, että rakkolevällä olisi ollut aikaa levittäytyä alueelle. Koirakivenniemen ja Vattuniemen rakkoleväesiintymistä ei kuitenkaan ole kirjallisuusviitteitä, joten niille ei määritetty veden ekologista tilaa. Vattuniemen uimalasta on rakkolevästä tehty havaintoja aiemmin, mutta ei jokaisen tutkimuksen yhteydessä (Viitasalo 2002). Vattuniemen uimalasta löytyi sukellusmenetelmällä rakkolevää. Haramenetelmällä paikalta on viimeksi löytynyt rakkolevää vuonna 1993. Sukeltamalla havaittiin, että rakkolevää kasvaa fertiiliin 1,2 metriin asti. Ottaen huomioon näytepaikan avoimuuden se sijoittuu luokkaan välttävä. Sisä-Hattu on rannoiltaan hyvin avoin, kivikkorantainen saari. Molemmilla näytteenottomenetelmillä näytteeseen saatiin rakkolevää. Sukellusmenetelmällä havaittiin, että rakkolevän maksimikasvusyvyys on 1,3 metriä. Ottaen huomioon näytepaikan avoimuuden se sijoittuu luokkaan välttävä. Melkin saari on suojainen, loivarantainen ja pehmeäpohjainen, joten rakkolevä oli kiinnittynään isoihin kiviin. Rakkolevää löytyi syvimmillään 1 metrin syvyydestä, tosin sukelluslinjaa olisi pitänyt vielä jatkaa luotettavan tuloksen saamiseksi, mutta se ei ollut turvallisuussyistä mahdollista laivaväylän sijaitessa liian lähellä. Molempien menetelmien perusteella paikan suojaisuuden huomioiden näytepaikka sijoittuu luokkaan tyydyttävä.

Katajaluoto–Rysäkari

Tutkimusalueen uloimmat näytepaikat sijaitsevat ulkosaariston ja avomeren vaihtumisvyöhykkeellä. Katajaluoto–Rysäkari osa-alueeseen kuuluvat: Pihlajakari, Koirapaasi, Lintupaadet, Tammakari, Rysäkari NE, Katajaluoto torni, Katajaluoto/Flathällen ja Katajaluoto/Pitkäkari. Alueen morfologia on Suomenlahden ulkosaariston tyypille ominainen, sitä leimaa jääkauden hiomat paikoitellen jyrkät kalliorannat.

Näytepaikoista Pihlajakari, Lintupaadet, Pitkäkari, Koirapaasi ja Katajaluoto ovat sekä tuulen tehollisen pyyhkäisamatkan (Håkanson 1981) että modifioidun tuulen tehollisen pyyhkäisymatkan (Kiirikki 1996b) perusteella määriteltynä avoimia paikkoja. Sen sijaan Tammakari, Rysäkari sekä Flathällen ovat Håkansonin mallilla lasketun fetchin perusteella suojaisia, mutta Kiirikin modifioidun fetchin perusteella hyvin avoimia paikkoja.

Pihlajakari sijoitettiin luokkaan hyvä. Sukelluslinjaa olisi vielä pitänyt jatkaa rakkolevän maksimikasvusyvyysvarmistamiseksi, mutta se olisi ollut liian vaarallista rannan loivuuden ja lähellä kulkevan laivaväylän vuoksi. Lintupaadet sijaitsevat selkeästi ulkosaaristossa ja ovat hyvin avoimet rannoiltaan. Lintupaasilla sukeltamalla huomattiin rakkolevän kasvavan 3 metrin syvyyteen asti. Tämän perusteella paikka sijoittuu luokkaan tyydyttävä.

Katajaluodon ranta oli jyrkkä ja pohjaltaan kivikkoinen ja avoin. Molemmilla menetelmillä lasketut fetch arvot olivat yli 8 km, jonka perusteella paikka määriteltiin avoimeksi. Sukeltamalla havaittiin rakkolevän kasvavan hyvinvoivana 4 metrin syvyyteen asti. Tämän perusteella paikka sijoittuu luokkaan hyvä. Pitkäkari on rannaltaan loiva ja kivikkoinen. Rakkolevän kasvoi syvimmillään 3,9 metrissä, joten se sijoitettiin luokkaan hyvä. Flathällen on fetchiltään suojainen, jos käytetään Håkansonin (1981) mallia. Rakkolevää kasvoi 4,6 metrin syvyydessä, joten se sijoitettiin luokkaan erinomainen. Jos puolestaan käytetään mukautettuja fetchin arvoja, niin tilaluokka laskee hyvään.

Koirapaasi on rannaltaan loiva ja kallioinen. Sukeltamalla havaittiin rakkolevää olevan 3,9 metrin syvyydessä, joten se sijoitettiin luokkaan hyvä. Tammakari oli fetchiltään suojaisa, jos käytettiin Håkansonin (1981) mallia. Sukeltamalla huomattiin rakkolevää olevan vielä 4 metrin syvyydessä, joten paikan ekologinen tila oli erinomainen. Jos laskettiin fetch Kiirikin (1996b) mallilla, Tammakari on hyvin avoin, jolloin luokkaraja muuttuu ja paikan ekologinen tila laskee hyväksi. Rysäkari on Håkansonin (1981) mallin mukaan laskettuna niin ikään suojaisa. Rakkolevää on sukeltamalla havaittuna 3,8 metrin syvyydessä. Sukeltamalla kerätyn aineiston perusteella arvioituna Håkansonin (1981) mallin mukaan paikka sijoittuu luokkaan erinomainen, ja Kiirikin (1996b) mallin mukaan luokkaan hyvä.

3.5 Likaantuneisuusluokittelun ja ekologisen tilaluokittelun vastaavuus

Likaantuneisuusluokittelua ja veden ekologista tilaluokittelua ei voida suoraan verrata toisiinsa, sillä luokkia on eri määrä ja luokkien kuvaukset ovat erilaiset. Likaantuneisuusluokittelussa on kuusi luokkaa ja ekologisessa tilaluokittelussa viisi luokkaa. Sanallisten kuvausten perusteella arvioitiin, että likaantuneisuusluokittelun luokat 1–4 vastaavat ekologisen tilan luokittelussa tiloja erinomainen–välttävä ja luokat 5 ja 6 vastaavat ekologisen tilan luokittelussa tilaa huono (taulukko 15).

Taulukko 15. Tässä tutkimuksessa käytetty likaantuneisuusluokkien ja ekologisten tilaluokkien suuntaa-antava vastaavuus.

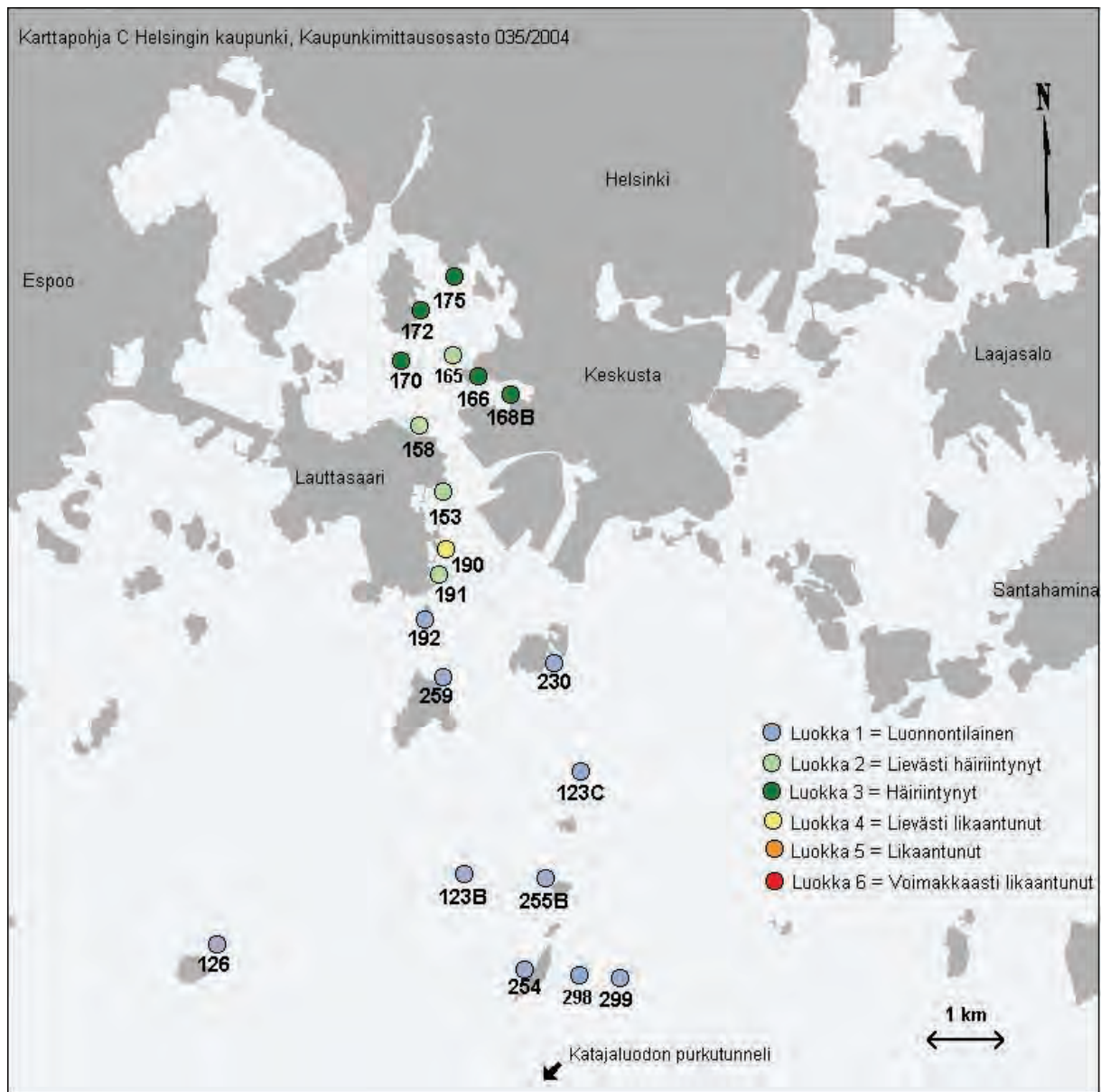
Likaantuneisuusluokka	Ekologisen tilan luokka
Luokka 6. Voimakkaasti likaantuneet alueet	Huono tila
Luokka 5. Likaantuneet alueet	Huono tila
Luokka 4. Lievästi likaantuneet alueet	Välttävä tila
Luokka 3. Häiriintyneet alueet	Tyydyttävä tila
Luokka 2. Lievästi häiriintyneet alueet	Hyvä tila
Luokka 1. Luonnontilaiset alueet	Erinomainen tila

Kun verrataan likaantuneisuusluokittelua ja ekologisen tilan luokittelua keskenään, on mielekästä käyttää likaantuneisuusluokittelulle pelkkää sukeltamalla (koko linja) kerättyä aineistoa (taulukko 16). Kahdeksalle paikalle ei voitu rakkolevän puuttuessa laskea EQR:ää, eikä siten määrittää ekologista tilaa. Verrattaessa loppuja 12 paikkaa keskenään huomataan, että ekologisen tilan luokituksessa 1 paikkaa sijoitettiin luokkaan huono, jota vastaaviin likaantuneisuusluokittelun luokkiin 5–6 ei sijoitettu yhtäkään paikkaa. Edelleen ekologisen tilan luokittelussa vain 7 paikkaa sijoitettiin kahteen ylimpään luokkaan (hyvä ja erinomainen), kun taas likaantuneis-

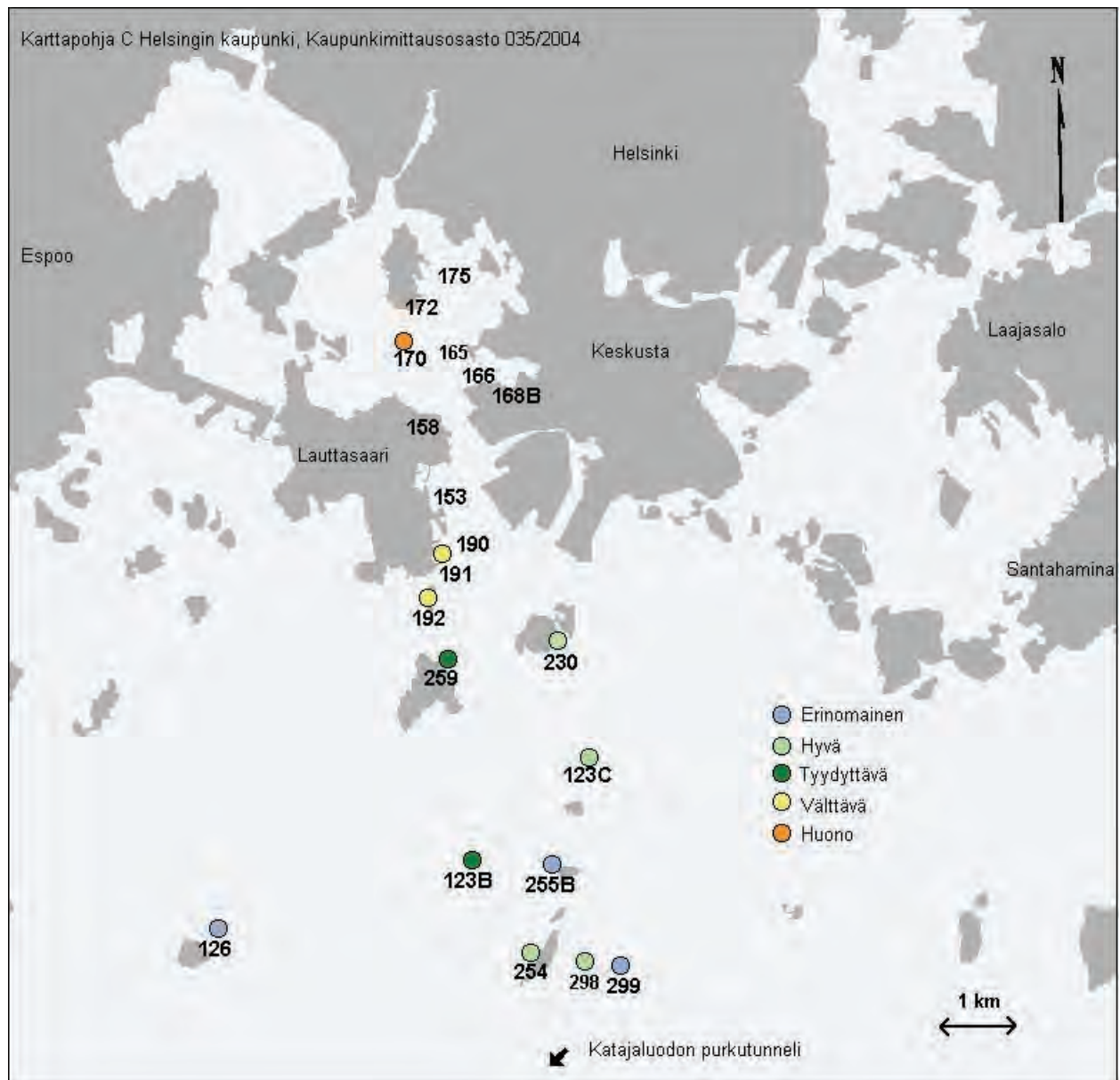
suusluokittelussa yhteensä 14 paikkaa sijoitettiin vastaaviin luokkiin (1–2). Sekä likaantuneisuusluokittelun että veden ekologisen tilan luokittelun mukaan veden tila parani ulkosaaristoon päin mentäessä (kuvat 13 ja 14). Tulosten perusteella näytteenottopaikkojen veden laadusta saatiin erilainen kuva eri luokittelumenetelmillä.

Taulukko 16. Näytteenottopaikkojen sijoittuminen likaantuneisuusluokittelussa ja ekologisen tilan luokittelussa. Ekologinen tila on laskettu vain alueille, joilla kasvoi rakkolevää, tai joilta sitä on aiemmin löytynyt.

No	Näytteenottopaikka	Likaantuneisuusluokka Sukellus Koko linja	Ekologinen tila Sukellus Koko linja
175	Vähä-Meilähti S-kärki	Häiriintynyt	-
172	Seurasaari Kokkokari	Häiriintynyt	-
165	Taivalluoto	Lievästi häiriintynyt	-
166	Ourit	Häiriintynyt	-
168B	Salmisaari API	Häiriintynyt	-
170	Porsas W	Häiriintynyt	Huono
158	Pohjoiskaarenranta	Lievästi häiriintynyt	-
153	Koirakivenniemi	Lievästi häiriintynyt	-
190	Vattuniemi	Lievästi likaantunut	-
191	Vattuniemi uimala	Lievästi häiriintynyt	Välttävä
192	Sisä-Hattu	Luonnontilainen	Välttävä
259	Melkki NE-kivi	Luonnontilainen	Tyydyttävä
230	Pihlajakari	Luonnontilainen	Hyvä
123C	Koirapaasi	Luonnontilainen	Hyvä
123B	Lintupaadet	Luonnontilainen	Tyydyttävä
255B	Tammakari	Luonnontilainen	Erinomainen
126	Rysäkari NE	Luonnontilainen	Erinomainen
254	Katajaluoto torni	Luonnontilainen	Hyvä
299	Katajaluoto/Flathällen	Luonnontilainen	Erinomainen
298	Katajaluoto/Pitkäkari	Luonnontilainen	Hyvä



Kuva 13. Näytteenottoaikkojen sijoittuminen likaantuneisuusluokittelussa sukellusmenetelmällä (koko linja) tutkittuna. Kuvassa myös Viikinmäen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkutunnelin suuaukon sijainti.



Kuva 14. Näytteenottoaikkojen sijoittuminen veden ekologisen tilan luokittelussa sukellusmenetelmällä (koko linja) tutkittuna. Ekologinen tila on laskettu vain alueille, joilla kasvoi rakkolevää, tai joilta sitä on aiemmin löytynyt. Kuvassa myös Viikinmäen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkutunnelin suuaukon sijainti.

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Makrofyyttien tila tutkimusalueella

Tutkimusalueista varsinkin Lauttasaaren itärannan venesatamien läheisyydessä on havaittavissa pohjaan varastoituneiden ravinteiden vapautuminen vapaaseen veteen. Vuoteen 1992 asti Lauttasaaren jätevedenpuhdistamon vedet purettiin Vattunokasta itään, ja niiden sisältämät ravinteet ovat merivirtojen mukana voineet ajautua Vattuniemen venesatamaan päin. Lauttasaaren itärannan alueelle laskee jäteveden ylivuotoputkia, joita pitkin tulee ravinnekuormitusta rankkasateiden aikaan. Lisäksi itse venesatamassa on sataman rakentamisen aikaisen ruoppauksen ja veneilijöiden aiheuttamaa ravinnelisyästä. Nämä seikat selittävä ainakin osan Vattuniemen huomattavan runsaasta suolileväesiintymästä. Alueen veden tila on pysynyt huonona jo usean vuoden ajan ja Vattuniemen uimalan veden tila on jopa huonontunut viimeisten vuosien aikana. Seurasaarenselän alueelle johdettiin vuoteen 1978 asti Töölön ja Meilahden kaupunginosien puhdistetut jätevedet. Nykyisin alueelle ei enää lasketa ylijuuksutusvesien lisäksi muita jätevesiä, mutta sisäinen kuormitus vaivaa yhä; se on lähes kaksinkertaista ulkoiseen kuormitukseen verrattuna (Munne & Autio 2005). Alueen veden tilassa ei ole tämän vuoksi tapahtunut parantumista viimeisten vuosien aikana. Salmisaaren alueella vaikuttavat läheisen voimalan lauhdevedet, jotka lämmittävät vettä, ja näin ollen makrofyyttien kasvu-kausi pitenee.

Matalissa salmissa ja lahtialueilla veneilyn vaikutus pohjalla kasvaviin kasveihin voi olla huomattava. Veneily vaikuttaa luonnonsatamissa ja satama-alueilla pääasiassa lisäämällä veden ravinnepitoisuuksia veneilijöiden päästämien jätevesien vuoksi sekä aiheuttamalla potkurivirtoja (Oulasvirta & Leinikki 2003). Potkurivirrat ja veneilijöiden aiheuttamat ravinnepestäytöt voivat vaikuttaa toinen toisiaan vahvistavasti. Ravinnepitoisuuden nousu lisää perustuotantoa, mikä lisää sedimentaatiota, mikä edelleen madaltaa ja muuttaa pohjan pehmeämmäksi. Mitä matalampaa ja pehmeämpää pohja on, sitä helpommin potkurivirrat sitä sekoittavat. Sekoittuminen puolestaan vapauttaa resuspension kautta sedimenttiin varastoituneita ravinteita, mikä taas lisää perustuotantoa. Toisaalta sedimentin sekoittuminen samentaa vettä, mikä vaikeuttaa etenkin uposversoisten monivuotisten kasvien kasvua. Ravinteet sitoutuvat tällöin nopeasti kasvaviin rihmamaisiin leviin (viherahdinparta ja suolilevät) ja planktonleviin (Oulasvirta & Leinikki 2003).

Uloimpien näytteenottopaikkojen veden tila on parantunut lukuun ottamatta Lintupaasia, jonka tila on tutkimuksen perusteella heikentynyt. Lintupaasiin lajistoa näyttää kuitenkin samalta kuin vuosien 1998–99 aikana tehdyissä tutkimuksissa, joten ero likaantuneisuusluokassa johtuu luokittelijasta. Likaantuneisuusluokkien määrittämisessä käytetään *S*-indeksiä vain suuntaa-antavasti, ja luokkien kriteerit ovat osittain päällekkäisiä. Vaikka näytteenottopaikan *S*-indeksi olisi sama vuosien välillä, voivat eri tutkijat sijoittaa paikan eri luokkiin. Luokittelijasta aiheutuvia eroja luokittelussa voidaan pitää likaantuneisuusmenetelmän heikkoutena. Toisaalta luokkien kuvausten täytyy olla joustavat, koska ravinteisuuden suhteen vesikasvillisuudessa voidaan ajatella vallitsevan useimmiten ”opportunistinen kontinuum” eli nopeimmin kasvava laji saa eniten elintilaa riippumatta vyöhykkeellisyydestä (Viitala 1990). Katajaluodon alueen näytteenottopaikkojen veden tilan paraneminen johtunee ravinnekuormituksen vähenemisestä (Helsingin Vesi 2006). Vedenpuhdis-

tustekniikan kehittyessä alueelle johdetut jätevedet ovat vähäravinteisempia kuin aiemmin.

Rakkolevääntupsu on yleisin rakkolevällä kasvava epifyytti (Russel & Veltkamp 1984). Rakkolevääntupsun on havaittu kärsivän rehevöitymisestä (Russel & Veltkamp 1984, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994, Saarnio 1998). Rehevöitymisen seurauksena rakkolevän sekovarren pintasolukko voi karista pois, mikä saattaa vaikeuttaa rakkolevääntupsun kiinnittymistä (Russel & Veltkamp 1984). Rakkolevän on havaittu aallokossa heiluessaan pyyhkivän rihmaleviä pois kallio-pinnoilta (nk. whiplash effect, Santelices & Ojeda 1984, Kiirikki 1996a), ja näin rajoittavan niiden kasvua avoimilla rannoilla. Suojaisilla kalliorannoilla rakkolevän heilumisella ei ole vaikutusta epifyyttien kiinnittymiseen (Kiirikki 1996a). Tutkimusalueella rakkolevääntupsun määrä kuitenkin ei reagoinut tilastollisesti merkitsevästi aallokkoisuuden kasvuun.

Rihmalevien kolonisaatioon vaikuttavat monet ympäristötekijät, kuten laidunnus, whiplash effect ja makrolevien varjostus (Bokn ym. 2003). Heidän mukaansa tiheät monivuotisten makrolevien muodostamat kolonisaatiot rajoittavat yksivuotisten rihmamaisten levien kasvua. Heidän kokeellisessa tutkimuksessaan rihmaleviä ja perifyton-leviä löydettiin vain harvoin tiheiden makroleväkolonioiden joukosta. Rihmaleviä esiintyi useimmiten runsaasti vain harvakasvuisessa makroleväyhdykskunnassa tai vapailla laikuilla. Tämänkin tutkimuksen yhteydessä havaittiin, että rihmaleviä esiintyi runsaimmin rakkolevättömillä laikuilla. Suomen oloissa rihma- ja makrolevien esiintymistä säätelee em. tekijöiden lisäksi jään aiheuttama kuluminen. Jää voi kuluttaa rakkolevät pois läheltä tyrskyvyöhykettä, jolloin rihmalevät saavat kilpailuedun. Toisaalta rakkolevä ja viherleviin kuuluvat rihmamaiset levät kasvavat eri syvyyksillä, jolloin ne eivät suoraan kilpaile samoista kasvualustoista. Ruskoleviin kuuluvat rihmalevät voivat runsaina kasvaessaan häiritä makrolevien, kuten rakkolevän, kolonisaatiota (Bokn ym. 2003). Seurasaarenselän ja Lauttasaa-ren itäosien rannoilla rihmalevien runsaat kasvustot ja alueelle kulkeutunut detritus ovat voineet osaltaan vaikuttaa siihen, että rakkolevä ei ole levittäytynyt takaisin alueelle.

Makrofyyttien pitkän aikavälin muutoksia on vaikea vertailla eri tutkimusten välillä. Makrofyyttilajisto ja -runsaus vaihtelevat ajallisesti eri tasoilla: lyhytikäiset rihmamaiset levät vaihtelevat pääasiassa yhden vuoden sisällä tai korkeintaan muutamana vuoden välillä, kun taas monivuotiset makrolevät vaihtelevat vuosikymmenen mittakaavassa (Eriksson 2002). Jotkut rihmalevät runsastuvat selkeästi vain tiettynä vuodenaikana ja ne voidaan jakaa esiintymisajankohtansa mukaan kevät-, kesä- tai syyslajeihin. Toiset rihmalevät puolestaan esiintyvät pitkin vuotta suunnilleen samalla volyymillä, mutta niiden runsaus voi vaihdella eri vuosien välillä huomattavasti (Eriksson 2002). Tutkimus ajoittui loppukesään, jolloin rihmamaisista ruskolevistä pilviruskolevä esiintyy runsaampana kuin lettiruskolevä (Leinikki ym. 2004). Pilviruskolevä ilmentää puhdasta vettä, joskaan ei kovin selvästi (Häyrén 1921, Viitasalo ym. 2002). Toisaalta se kilpailee rakkolevän kanssa tilasta, joten sen runsastuminen ei välttämättä ole rakkolevän menestymistä ajatellen myönteinen merkki.

4.2 Likaantuneisuusluokittelun ja ekologisen tilaluokittelun vertailu

Likaantuneisuusluokittelussa tarkastellaan kaikkien tutkimuspaikalla esiintyvien lajien runsaussuhteita ja sen avulla saadaan monipuolinen kuva veden laadusta. Likaantuneisuusluokittelua on käytetty useita vuosikymmeniä, ja sen käyttöperiaatteet ovat vakiintuneet ja selkeät. Toisaalta luokittelu perustuu kasvilajien runsaussuhteisiin, eikä näytteenottajan vaikutusta näin ollen voida kokonaan poistaa. Likaantuneisuusluokittelun lajikohtaiset *s*-indeksit perustuvat pitkäaikaisiin havaintoihin (Häyrén 1921, Hällfors ym. 1987). Olisi tärkeätä päivittää eri kasvilajien vaste rehevöitymiseen huomioiden esim. ilmastonmuutoksen vaikutus kasvilajien levinneisyyteen tietylle alueelle.

Vesipuitedirektiivin mukainen yhteen indikaattorilajiin ja sen muutamaan muuttujaan perustuva tarkastelu on hyvin suppeaa, eikä välttämättä anna todenmukaista kuvaa veden tilasta. Toisaalta tarkasteltaessa rakkolevän kasvusyvyyttä kaikkien lajien peittävyysien tarkastelun sijaan vähennetään tutkijan vaikutusta tuloksiin. Rakkolevä ei kasva pehmeillä pohjilla, jollaisia ovat lähes kaikki Helsingin edustan sisälahdet. Jos litoraalisissa on vain yksittäisiä kiviä, rakkolevä ei helposti pääse kolonisoitumaan alueelle. Sisälahdilla rakkolevän puuttuminen ei näin ollen johdu ainoastaan veden sameudesta ja rihmalevien runsaudesta vaan myös sopivien kasvu-alustojen puuttumisesta. Myös suolapitoisuus on rakkolevän levinneisyyttä rajoittava tekijä. Sisälahtien veden tilaluokat erosivatkin eniten likaaantuneisuusluokittelun ja ekologisen tilan vertailussa.

Puhuttaessa veden ekologisesta tilasta tarkoitetaan itse asiassa rannan ekologista tilaa, sillä litoraalin tilaa ei voida yleistää koskemaan koko vesialuetta. Kuvaavampaa olisi käyttää termiä *rannan ekologinen tila* puhuttaessa pelkästä makrofyyttien ilmentämästä vyöhykkeestä.

4.3 Vesipuitedirektiivin menetelmien soveltuvuus veden ekologisen tilan arvioinnissa

Vesipuitedirektiivin mukaan EU:n jäsenvaltioiden on kehitettävä keskenään vertailukelpoiset luokittelu- ja seurantajärjestelmät. Erinomaisen ja hyvän sekä hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan väliset luokkarajat määritetään interkalibrointimenetelyssä (Vuori ym. 2006). Interkalibroinnilla tarkoitetaan menetelmien yhtenäistämistä ja kalibrointia EU:n maiden kesken. Interkalibrointiverkkoon valitaan valikoiduista pintavesityypeistä vähintään kaksi paikkaa arvioidun erinomaisen ja hyvän tilan rajalta ja vähintään kaksi paikkaa hyvän ja tyydyttävän rajalta.

Ihmistoiminnan vaikutuksia on havaittavissa käytännössä kaikissa Euroopan vesistöissä, ja siksi vertailuvesistöjen valinnassa ei voida asettaa absoluuttisia tieteellisiä kriteereitä, vaan ne määräytyvät biologisten ja paleolimnologisten tutkimusten ja asiantuntijalausuntojen pohjalta (Moss ym. 2003). Vertailuololoja määritettäessä biologisten tekijöiden tukena tarkastellaan myös fysikaalis-kemiallisia ja hydrologis-morfologisia laatutekijöitä ja niissä tapahtuneita muutoksia. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että vertailuololoissa ihmistoiminnasta ei saisi koitua niin suuria haitta-vaikutuksia veden laatuun, hydrologisiin oloihin tai rantavyöhykkeen ja pohjan ominaisuuksiin, että ne estäisivät biologisten laatutekijöiden erinomaisen tilan toteutumisen (Vuori ym. 2006). Itämeri on muuttunut viimeisten sadan vuoden aika-

na niin paljon ihmistoiminnan vaikutusten vuoksi, että Suomen rannikkovesille on mahdotonta löytää vertailuolaja kuvaavia paikkoja. Rannikkovesien vertailuolot on siten määritettävä käyttäen vanhaa seuranta-aineistoa tai mallintamista. Tutkimusalueelta löytyy sekä haramenetelmällä että sukeltamalla kerättyä seuranta-aineistoa 1970-luvulta lähtien (Lindgren 1973, 1975 ja 1978, Viitasalo 1984). Tätä aiempaa tutkimustietoa ei rakkolevän alimmasta kasvusyvyydestä alueelta löydy.

Ennen vesistöjen luokittelua tulisi määrittää parhaiten tyyppikohtaisesti ekologista tilaa kuvaavat muuttujat (Owen ym. 2002). Luokittelun aikaansaamiseksi muuttujien tulisi olla sellaisia, että niitä voidaan luotettavasti verrata vertailuarvoihin. Muuttujien olisi oltava kvantitatiivisia ja mahdollistaa numeerinen vertailu, johon EQR (”ecological quality ratio”) perustuu. Valittujen muuttujien täytyy kyetä osoittamaan ihmisen aiheuttamat merkittävät muutokset siten, että luokittelu voidaan tehdä. Muuttujan täytyy reagoida ympäristömuutoksiin herkästi, mutta toisaalta sen täytyy kyetä ilmentämään myös hitaasti tapahtuvia ympäristömuutoksia (Vuori ym. 2006). Muuttuja ei saa vaihdella luonnostaan suuresti, jotta ihmisen aiheuttamista muutoksista johtuva vaihtelu kyetään erottamaan luontaisesta. Lajeja, joiden ekologia on huonosti ymmärrettyä tai joiden määrittämisessä tapahtuu helposti virheitä, ei tule valita muuttujiksi (Wallin ym. 2002).

Rakkolevä sopii hyvin kallio- ja kivikkorantojen ekologisen tilan määrittämiseen, mutta se ei ilmennä pehmeiden pohjien tilaa. Rakkolevä reagoi monivuotisena olevana hitaasti ympäristössä tapahtuviin muutoksiin eikä näin ollen täytä direktiivin määritelmää herkästi reagoivasta muuttujasta. Rakkolevän alimman kasvusyvyyden mittaaminen sukeltamalla on helppoa, ja muuttuja on tällöin selkeä. Lisäksi rakkolevän alimman kasvusyvyyden mittaamiseen ei tarvita biologista osaamista vaan riittää, että henkilö osaa sukeltaa ja tunnistaa lajin.

Veden ekologisen tilan määrittämisessä on valittava tarpeeksi herkkiä muuttujia kuvaamaan biologisia laatutekijöitä, muuten luokittelu ei onnistu (Vuori ym. 2006). Wallinin ym. (2002) mukaan lajien havaittua lukumäärää voidaan suoraan käyttää monimuotoisuuden ilmentämiseen. Lajien määrää muuttujana käytettäessä hyvinä puolina ovat helppo vertailtavuus ja ekologisen laatusuhteen laskeminen. Tulkintaa vaikeuttaa kuitenkin vesikasvien epäsuora rehevöitymisvaste; lajimäärä voi alkuun kasvaa rehevöitymisen myötä, jonka jälkeen se alkaa laskea (Vallinkoski ym. 2004). Jos kuitenkin tarkastellaan vain pelkkää lajien kokonaislukumäärää tietyllä alueella, havaitaan usein vain ihmistoiminnan äärevimmät vaikutukset. Vesikasvillisuuden runsaus, jota voidaan kuvata biomassana tai kasvillisuuden suhteellisten runsauksien ja erilaisten indeksien, kuten likaantuneisuusindeksin avulla, ilmentää paremmin erilaisista ympäristöpaineista aiheutuvia lievempiäkin vaikutuksia (Vuori ym. 2006).

Monivuotiset makrolevät ja erityisesti rakkolevät soveltuvat hyvin pitkien aikojen kuluessa tapahtuneiden ympäristömuutosten ilmentämiseen (Kautsky 1991). Tutkimusten valossa näyttää siltä, että makrolevien ja Itämerellä erityisesti rakkolevävyöhykkeen alaraja on luotettava indikaattori, sillä se ei vaihtelee paljoa vuosittain (Eriksson 2002). Kautskyn ym. (1986) mukaan rakkolevän alin kasvusyvyys on pienentynyt kolme metriä 1940-luvun jälkeen jopa alueilla, jotka eivät kärsi paikallisesta rehevyydestä. Tämän perusteella voidaan päätellä, että rakkolevän alimpaan kasvusyvyyteen vaikuttaa eniten koko Itämeren alueen rehevöityminen. Rakkolevävyöhykkeen kaventuminen ja siirtyminen ylemmäksi altistaa rakkolevän ympäristön häiriötekijöille, kuten jään kulutukselle, vedenkorkeuden vaihteluille ja voi-

makkaalle aallokkovaikutukselle. Ottaen huomioon rakkolevän avainlajiasema nämä muutokset vaikuttavat moniin muihinkin eliöihin ja niiden tuotantoon, lajistorakenteeseen ja biodiversiteettiin Itämeressä (Eriksson 2002).

Monivuotisten lajien runsaus pysyy suhteellisen tasaisena eri vuosien välillä, ja erot huomataankin vasta useamman vuoden vertailuaineistosta (Rönnberg ym. 1985). Jotta lajien luonnollinen ajallinen vaihtelu pystytään erottamaan ympäristömuutosten aiheuttamasta vaihtelusta, täytyy vertailuaineistoa olla käytettävissä usean vuosikymmenen ajalta (Eriksson 2002). Rakkolevä reagoi hitaasti ympäristömuutoksiin, eikä se siksi ainoana indikaattorilajina sovellu välttämättä esim. kaupunkisuunnittelun tarpeisiin. Rantojensuunnittelun tarpeisiin soveltuu paremmin likaantuneisuusjärjestelmä, joka huomioi myös opportunististen nopeakasvuisten levien runsaussuhteissa tapahtuvat muutokset.

Vesipuitedirektiivissä voitaisiin rakkolevän alimman kasvusyvyyyden ja vyöhykkeiden sijainnin lisäksi mitata optimikasvusyvyys. Optimikasvusyvytydessä tapahtuvien muutosten perusteella voidaan päätellä veden laadussa tapahtuvien muutosten suuntaa ja syitä. Jos optimikasvusyvyys siirtyy alemmas, mutta maksimikasvusyvyys pysyy samana, jokin tekijä (esim. muiden lajien kilpailu) rajoittaa maksimia (Eriksson ym. 2002). Kaikilla rannoilla rakkolevällä ei esiinny kasvun optimia eikä välttämättä edes yhtenäistä vyöhykettä. Tästäkin huolimatta olisi hyvä mitata useampia muuttujia sillä, vaikka mitattavia muuttujia olisi useampia, resurssitarve ei samassa suhteessa kasvaisi, koska sukellusmenetelmässä suurin osa ajasta kuluu sukelluksen valmisteluun eikä itse vedenalaiseen työskentelyyn.

Vesipuitedirektiivin toteutuksessa tulisi käyttää indikaattoreina myös muita makrofytytilajeja kuin rakkolevää. Esimerkiksi Tanskassa käytetään rakkolevän rinnalla pehmeillä pohjilla kasvavaa meriajokasta veden ekologisen tilan määrittämiseen (Nielsen ym. 2003). Suomessa meriajokasta kasvaa vain muutamassa paikassa Helsingin edustalla, joten se ei kaikilla alueilla sovellu veden laadun tarkkailuun. Vähäsuolaisten ja runsaasti kuormitettujen pehmeäpohjaisten sisälahtien tarkkailuun soveltuisi esim. tietyt näkinpartaislevät tai merisätkin, jotka reagoivat herkästi veden laadun heikkenemiseen (Häyrén 1921).

Alueilla, joilla rakkolevää ei tutkimushetkellä kasva, on huomioitava muut ympäristötekijät, ja pohdittava johtuuko rakkolevän puuttuminen ihmisvaikutuksista vai luonnonoloista. Rakkolevän esiintymisestä alueella on yritettävä löytää tutkimustietoa tai muuta asiantuntijatietoa ja pääteltävä sen perusteella luokitellaanko alue ekologiselta tilaltaan luokkaan huono. Jos rakkolevää ei alueella ole aiemminkaan esiintynyt, voidaan veden tila määrittää esim. käyttämällä likaantuneisuusluokitte-lua (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto). EU:lle tullaan todennäköisesti kuitenkin raportoimaan vain alueet, joille voidaan laskea EQR ja siten määrittää veden ekologinen tila.

Vesipuitedirektiivin toteutuksessa tullaan käyttämään useampia biologisia indikaattoreita yhdessä ja tarkastelemaan niiden avulla veden ekologista tilaa. Mahdollisia yhdessä käytettäviä indikaattoreita ovat kasviplankton, *a*-klorofylli, pohjaeläimet ja makrofytytit. Direktiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä on pohtinut eri luokitusmenetelmiä ekologisen tilan määrittämiselle (Bäck & Vuori 2005). Yksi vaihtoehto olisi, että ekologinen luokka määräytyisi heikoimman lenkin periaatteella (one out - all out), jolloin huonoin indikaattori (esim. kasviplankton) yleistetään kuvaamaan koko paikan tilaa. Tällöin kasviplanktonin liian suuri biomassan arvo määri-

si yksistään ekologisen tilan luokan. Mikäli seurannassa käytetään muitakin biologisia laatutekijöitä (esim. makrofyytit) ja niiden arvot edustaisivat hyviä tai erinomaisia oloja, niitä ei lainkaan huomioitaisi luokituksessa. Tällainen yhden parametrin käyttäminen määrittäjänä ei kuvaa vesiekosysteemin yleistä tilaa, ja se painottaa liikaa yhden tekijän vaikutusta, jolloin esim. virheet näytteenotossa korostuvat. Toisaalta heikoimman lenkin periaatteessa noudatetaan ekologista varovaisuusperiaatetta ja sen avulla voidaan kohdentaa vesiensuojelu tiettyyn osaluueeseen.

Toinen vaihtoehto on käyttää yhdistettyjen muuttujien periaatetta, jossa tilaluokka määräytyy ekologisen laatusuhteen keskiarvon tai muun vastaavan tilastollisen tunnusluvun perusteella. Tällöin tarkasteltaisiin indikaattorien muuttujia yhdistetysti, jolloin luokka määräytyisi joko indikaattorien (esim. kasviplankton ja makrofyytit) yleistilojen keskiarvona tai huonoimman indikaattorin yleistilan mukaisesti. Yhdistettyjen muuttujien periaatteen avulla saadaan hyvä kokonaiskuva pintaveden yleistilasta, mutta vesiensuojelua on vaikea kohdistaa tiettyyn ongelma-alueeseen. Riippumatta siitä, kumpaa periaatetta tullaan käyttämään, lasketaan lopuksi summaindeksi, joka koostuu kaikkien biologisten indikaattorien saaman luokan piste-arvon summasta. Summaindeksin arvoille määritellään luokkarajat huonosta erinomaiseen (Bäck & Vuori 2005).

4.4 Vedenlaatutekijät ja niiden soveltuvuus ekologisen tilan arviointiin

Vedenlaatua yleisesti luonnehtivia fysikaalis-kemiallisia ja morfologisia vedenlaatutekijöitä on useita, ja niistä voidaan valita tutkittavalle vesistölle parhaiten soveltuvat tekijät. Fysikaalis-kemiallisia laatutekijöitä kuvaavien muuttujien merkitsevyys on erilainen; esim. näkösyvyyteen vaikuttavat ainakin veden humuspitoisuus sekä plankton- ja savisamennus (Vuori ym. 2006). Näin ollen veden näkösyvyyttä ei voi mekaanisesti käyttää luokittelukriteerinä, vaan muut tekijät on otettava huomioon. Sen sijaan esim. veden lämpötila on yksiselitteisempi tulkita. Veden lämpötilaan vaikuttavat lähinnä ilman lämpötila ja paikoitellen meriveden kumpuaminen. Kohonnut lämpötila saattaa muuttaa lämpötilakerrostuneisuutta, lyhentää jääpeitteistä aikaa tai jopa kokonaan estää jääpeitteen muodostumisen (Vuori ym. 2006). Veden lämpötila vaikuttaa näin ollen levien kasvuun ja sitä kautta tutkittavan alueen tilaan.

Rannikkovesien sameus on suurimmillaan keväällä, jolloin jokien kuljettamat kiintoainemäärät ovat suuria. Tutkimusalueen veden sameuteen vaikuttaa Vantaanjoesta ja muualta valuma-alueelta tuleva kiintoaines. Kevään- ja kesänaikaisen perustuotannon on arvioitu kaksinkertaistuneen Itämerellä 1950-luvun jälkeen (Elmgren 1989) aiheuttaen veden sameuden ja orgaanisen aineen sedimentaation lisääntymistä. Pohjoisella Itämerellä veden näkösyvyys on vähentynyt noin kolmella metrillä viimeisen vuosisadan aikana (Sandén & Håkanson 1996).

Rannan avoimuuden vaikutusta kasvilajistoon on tutkittu suhteellisen vähän (Rindi & Guiry 2004). Rannan avoimuuden ja aallokon vaikutusta kasvilajistoon tulisi tutkia tarkemmin kokeellisesti minimoiden muiden ympäristötekijöiden vaikutus (Rindi & Guiry 2004). Tutkimusalueella tuulen tehollinen pyyhkäisymatka kasvoi ulkosaaristoon päin mentäessä. Tutkimuksessa testattiin kuinka rehevyydestä kärsivät lajit reagoivat fetch-arvojen kasvuun. Mikään testatuista lajeista ei reagoinut merkittävästi tuulen tehollisen pyyhkäisymatkan kasvuun. Tutkimusaineiston pe-

rusteella myöskään viherahdinparran ja rakkolevän määrät eivät reagoineet merkittävästi tuulen tehollisen pyyhkäisymatkan kasvuun. Aiemmin on kuitenkin havaittu viherahdinparran peittävyys ja vyöhykkeen paksuuden olleen sitä suurempia, mitä tuulille alttiimpi ranta on (Saarnio 1998). Saarnion (1998) tutkimuksessa otoskoko oli pieni (19 näytettä), kun taas tässä tutkimuksessa näytteitä oli 69. Luotettavamman lopputuloksen saamiseksi olisi otosmäärää edelleen kasvatettava. Jos lajien vaste fetch-arvojen kasvuun olisi suoraviivainen, voitaisiin tietyn paikan lajiston rakennetta ennustaa mallintamalla.

Vesipuitedirektiivin ekologisen tilan määrittämisessä on huomioitava rannan avoimuus. Rannan avoimuudelle ei ole annettu numeerisia raja-arvoja, vaan ekspositio määritetään tapauskohtaisesti ja fetch-arvoja käytetään suuntaa-antavasti. Tällainen tutkijan omiin arvioihin perustuva määrittäminen on hyvin subjektiivista ja voi johtaa siihen, että veden ekologisen tilan määrittämisessä käytetään väärää ekspositiokategoriaa, jolloin ekologinen tilaluokka voi olla todellisuutta alempi tai ylempi. Toisaalta, jos ekologisen tilan määrittämisessä käytettävien ekspositiokategorioiden raja-arvot olisi määritetty ennalta, ei välttämättä tulisi huomioitua rannan todellista avoimuutta. Tällöin ekspositio määrytyisi mekaanisesti vain fetchin arvon mukaan.

Fetchin voi laskea usealla eri tavalla, joista toinen kuvastaa tuulen tehollista pyyhkäisymatkaa (Håkanson 1981), ja toinen paremmin aallokon todellista voimakkuutta (Kiirikki 1996b). Kiirikin (1996b) mallilla laskettuna fetchien arvot olivat järjestäen moninkertaisia verrattuna Håkansonin (1981) malliin. Muista tavoista laskea tuulen tehollinen pyyhkäisymatka mainittakoon Erikssonin ym. (2004) malli. Heidän avoimuusindeksinsä (ns. exposure index) huomioi aaltojen taipumisen saarten taakse sekä vallitsevan tuulensuunnan ja se saattaisi tämän ansiosta soveltua VPD:n toteuttamiseen. Koska veden ekologisen tilan määrittämisessä tulee huomioida alueen avoimuus, on tärkeitä määrätä, millä tavalla fetchit on laskettava. Jos avoimuuden määrittämiseen ei anneta selkeitä ohjeita, tulokset eivät ole keskenään vertailukelpoisia.

4.5 Menetelmän vaikutus veden laadusta saatuun kuvaan

Haraamalla suoritettu likaantuneisuusmenetelmä soveltuu seurantatutkimuksiin, joissa pyritään mittaamaan vesikasvien vastetta ympäristömuutoksiin vertailemalla eri vuosien välisiä tuloksia. Haramenetelmällä voidaan tarkkailla vesikasvillisuudessa tapahtuvia alueellisia muutoksia. Nopeana näytteenottomenetelmänä se palvelee hyvin esim. rantojen käytön suunnittelun tarpeita.

Haramenetelmällä voidaan kätevästi ja nopeasti tutkia loivia ja pehmeäpohjaisia matalia rantoja, jolloin rannan tuntumassa kasvava kasvillisuus edustaa kohtalaisen hyvin koko litoraaliauuetta. Sukellusmenetelmällä saadaan jyrkillä kalliorannoilla tarkempi kuva paikan lajistosta kuin haramenetelmällä. Tällaisia alueita esiintyy eniten ulkosaaristossa ja avomeren reunan luodoilla.

Haramenetelmän hyviä puolia ovat nopeus ja edullisuus. Haramenetelmällä voidaan kerätä näytteet lyhyen ajan sisällä, jolloin kasvillisuuden kehitysvaiheet paikkojen välillä eivät ehdi muuttua. Haralla voidaan tutkia yksi ranta noin 30 minuutissa, kun yhden kasvillisuuslinjan sukeltamiseen menee aikaa noin 1 tunti. Aineiston käsittelyyn kuluva ajassa ei ollut suurta eroa menetelmien välillä. Haraustutkimusten yksi virhelähde on se, että haraan voi tarttua myös muualta ajautuneita

kasviyksilöitä, joita ei lainkaan kasva tutkimusalueella. Toisaalta tuloksia voi vääristää myös se, että haralla ei välttämättä saada irti pienikokoisia leväyksilöitä. Pilviruskolevä on matalalla kasvavana ja helposti alustastaan irtoavana taipuvainen tarttumaan haraan. Punalevät kasvavat usein syvemmällä kuin 2 metriä, jolloin haran varren pituus ei riitä. Punahelmilevä kasvaa suhteellisen matalalla verrattuna muihin punaleviin, joten se tarttuu helposti haraan. Haarukkalevä on tiukasti kiinni kasvualustassaan, joten haralla sitä ei helposti saa irti. Muita punaleviä havaittiin vain sukeltamalla, sillä ne kasvoivat syvyydessä, johon hara ei ulottunut tai ne olivat rakenteeltaan pienikokoisia ja hentovartisia, jolloin ne eivät helposti tartu haraan. Haralla näytteitä otettaessa levien sekovarret katkeavat helposti, jolloin ei voida tietää sekovarren todellista pituutta. Aiemmissa tutkimuksissa on kuitenkin käytetty viherahdinparran sekovarren pituutta indikoimaan veden rehevyydestason kasvua (mm. Viitasalo 1985). Haramenetelmän apuna voidaan käyttää ja on käytettykin vesikiikaria, jolloin saadaan suuntaa antava näkemys levien todellisista pituuksista.

Haramenetelmä ei sovellu vesipuitedirektiivin toteutukseen, sillä sen avulla ei saada selville näytteen kasvusyvyyyttä eikä sillä saada näytteitä riittävän syvältä. Yksi vaihtoehto olisi käyttää heittoharaa, mutta sen kvantitatiivisuus on kyseenalainen: haraan tarttuu sattumanvaraisesti vain tiettyjä rakkoleväyksilöitä, jotka ovat rakenteeltaan haraan helposti tarttuvia. Varsinkin syvällä ja ulkosaaristossa kasvavat rakkolevät ovat yleensä lyhyitä ja niiden päällä on vähän epifyyttejä, jolloin ne eivät tartu helposti heittoharaan.

Sukellusmenetelmä soveltuu kaikenlaisiin kasvillisuustutkimuksiin, mutta varsinkin levien kasvun syvärajaa tutkittaessa se on ainoa luotettava menetelmä. Kasvillisuuslinjojen avulla voidaan tarkkailla kasvillisuudessa tapahtuvia ajallisia muutoksia, mutta linjat ovat hyvin paikallisia eivätkä siten kuvasta koko ranta-alueen tilaa. Sukellusmenetelmiä on erilaisia riippuen tutkimuksen tarkoituksesta. Tässä tutkimuksessa sovellettiin ja yhdisteltiin erilaisia menetelmiä ja pyrittiin kehittämään sellainen menetelmä, jolla pystytään ilmentämään levien lajiston runsaussuhteita ja kasvusyvyyskärsiä, ja joka soveltuu sekä likaantuneisuusluokitteluun että ekologisen tilan luokitteluun. Tutkimuksessa käytetty menetelmä eroaa esim. Alleco Oy:n (Kinnunen & Oulasvirta 2006) jo vuosia käyttämästä menetelmästä mm. siinä, että kasvien peittävyyskärsiä ei tutkittu syvyysmetreittäin vaan aina, kun lajisto selkeästi vaihtui. Tällaisessa menetelmässä saadaan tietoa kasvilajien vyöhykkeitä syvyydestä ja se soveltuu parhaiten alueille, joissa kasvillisuus noudattaa vyöhykkeitä. Toisaalta menetelmällä saa myös hyvin selville kaikki alueella kasvavat makrofytytilajit.

Tutkimuksen näytepaikkojen perusteella voidaan huomata, että levävyöhykkeet eivät ole selvärajaisia Helsingin edustalla. Punaleviä voi olla runsaasti jo 0,3 metrin syvyydessä ja puolestaan rihmamaisia viherleviä runsaasti vielä 4 metrin syvyydessä. Vyöhykkeitä näyttää siten olevan monella eri syvyydellä. Tähän havaintoon päädyttiin näiden 20 tutkimuslinjan perusteella, ja havaintoa tukevat myös muut tutkimussukellukset Helsingin alueella (Kinnunen & Oulasvirta 2006). Myös Lindgren (1975) päätyi tutkimuksissaan siihen, että Helsingin edustan luonnonalueiden seurannassa levävyöhykkeiden käyttäminen on ongelmallista, sillä kuormitetulta alueelta levävyöhykkeet usein puuttuvat. Vyöhykkeisyyden puuttumisesta johtuen olisi parempi tehdä peittävyysarviot syvyysmetreittäin. Syvyysmetreittäin tehtävissä kasvillisuuslinjassa saattaa kuitenkin jäädä huomaamatta joitain suuria muutoksia lajistossa, joten olisi hyvä tehdä peittävyysarviointi myös, jos lajisto suuresti

muuttuu linjalla edetessä. Samoin toimitaan myös, jos pohjan laatu muuttuu oleellisesti. Näin tehdään juuri Alleco Oy:n menetelmässä. Pinta-alakehikon käyttö helpottaa peittävyysarvion tekemistä, mutta hidastaa sukeltamista, sillä sitä on vaikea kuljettaa mukana. Alleco Oy:n menetelmässä ei käytetä lainkaan pinta-alakehikkoa, vaan arvioidaan peittävyudet 1 m * 2 m:n levyiseltä kaistaleelta linjaköyden molemmin puolin. Jos näkyvyys on huono, on todella työlästä tehdä arvioita näin isolta alueelta. Ison alueen hahmottaminen on veden alla vaikeaa, jolloin peittävyysarviot voivat vaihdella suuresti sukeltajien välillä. Peittävyysarvioiden tekeminen on väistämättä subjektiivista, joten menetelmä olisi valittava siten, että havainnoitsijoiden väliset erot arvioissa olisivat mahdollisimman pienet.

Koska VPD:n mukaisessa seurannassa tullaan tarkastelemaan vain rakkolevän muutamaa muuttujaa, sukellukset kannattaa tehdä ilman linjaköyttä ja pinta-alakehikkoa, jolloin sukeltaja voi tutkia laajemman alueen lyhyemmässä ajassa. SYKE:n työryhmän valmistelemassa menetelmässä sukeltaja tutkii viiden metrin levyisen rantakaistaleen aina rakkolevän alarajaan asti (Kangas Pentti, SYKE, suull. tiedonanto). Tutkimuskaistaleita olisi 3–5 rinnakkaista rantaa kohden, jotta otosmäärä olisi riittävän suuri, eikä hajonta puolestaan olisi liian suurta.

Likaantuneisuusluokittelussa harauksella saatiin keskimäärin huonompi kuva veden tilasta kuin sukeltamalla 2 m:n syvyyteen. Sukeltamalla kerättyyn näytteeseen saadaan enemmän alueella kasvavia lajeja, koska se perustuu sukeltajan havainnointikykyyn eikä mekaanisesti haralla tehtyyn näytteenottoon. Sukeltamalla saadaan näin ollen monipuolisempi ja todenmukaisempi kuva alueen lajistosta. Monet puhdasta vettä indikoivat kasvit ovat hentoja ja katkeavat helposti, jolloin niitä ei haraamalla saada kerättyä. Sukeltamalla sen sijaan saadaan pienimmätkin levät mukaan näytteeseen. Likaantuneisuusluokittelu perustuu lajiston rakenteeseen ja runsaussuhteisiin, joten sukeltaminen sopii hyvin sen toteuttamiseen.

Veden ekologisen tilan luokittelu perustuu tämänhetkisten ohjeiden mukaan vain yhden muuttujan tarkasteluun, joten sillä saadaan yksipuolinen kuva veden laadusta. Ekologisen tilan luokittelussa enemmän paikkoja sijoitettiin huonoihin luokkiin kuin likaantuneisuusluokittelussa. Viranomaisten kannalta on oleellista saada selvälle, kuinka moni alue sijoittuu luokkaan välttävä tai alemmas. Suurin osa tutkimuspaikoista sijoittui ekologisen tilan luokittelussa alhaisempaan luokkaan kuin hyvä, kun taas likaantuneisuusluokittelussa reilusti yli puolet sijoittui korkeammalle. Tutkimuksen perusteella voidaan päätellä, että ekologisen tilan luokituksella saadaan huonompi kuva veden tilasta kuin likaantuneisuusluokittelulla. Viranomaisten kannalta tämä tarkoittaa sitä, että veden tilan parantamiseen on käytettävä enemmän resursseja kuin, jos veden tilan määrittämisessä käytettäisiin likaantuneisuusjärjestelmää. Tämä on luonnon kannalta hyvä suuntaus, kun taas päättäjille se luo lisäpaineita suunnata resursseja rannikkovesien tilan kohentamiseen. Jatkossa voidaankin pohtia antaako likaantuneisuusluokittelu liian optimistisen vai puolestaan veden ekologisen tilan luokittelu liian pessimistisen kuvan vesiluonnon tilasta.

4.6 Toimenpide-ehdotukset Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen makrofyttiseurantaan

Tutkimuksen yksi tarkoitus oli selvittää, voidaanko vanhaa haramenetelmällä kerättyä makrofyttiaineistoa kalibroida uuden vesipuitedirektiivin mukaisella näytteenottomenetelmällä kerätyn aineiston kanssa. Toisaalta tarkoitus oli myös selvittää

tää, kuinka paljon sukellusmenetelmällä ja haramenetelmällä kerätty makrofyytti-aineisto ja sen perusteella määritetty likaantuneisuusluokka eroavat keskenään.

Sukellusmenetelmällä saatu veden laatu oli kauttaaltaan luokkaa parempi kuin haramenetelmällä saatu. Tämä tulee huomioida tulevaisuudessa verrattaessa veden tilan muutoksia vuosien välillä. Kesällä 2005, kun aloitettiin kenttätöitä ja valittiin tutkimuksen menetelmät, näytti siltä, että VPD:n mukaisen veden ekologisen tilaluokan määrittäminen tulee perustumaan makrofyyttien lajistoon ja runsaussuhteisiin. Vuoden 2006 aikana VPD:ä valmisteleva työryhmä päätyi kuitenkin siihen, että ainoina muuttujina tullaan käyttämään rakkolevän alinta kasvusyvyvyyttä, yhtenäisen vyöhykkeen sijaintia sekä peittävyyttä yhtenäisellä vyöhykkeellä. Käytännössä tällä hetkellä veden ekologisen tilan luokka lasketaan vain rakkolevän alimman kasvusyvytyden mukaan.

Toistaiseksi on syytä valita menetelmä tutkimusalueen ominaisuuksien ja tutkimustavoitteiden mukaan. Tulevissa tutkimuksissa makrofyyttiseuranta tulisi toteuttaa sisälähdissä likaantuneisuusluokittelulla sekä keski- ja ulkosaaristossa, joissa potentiaalisesti kasvaa rakkolevää, likaantuneisuusluokittelun lisäksi veden ekologisen tilan luokittelulla. Näytteenottomenetelmänä sukeltaminen soveltuu molempien luokittelujen toteutukseen. Likaantuneisuusluokittelua toteutettaessa sukellustaisiin kasvillisuuslinjaa pitkin ja kerättäisiin tiedot lajeista ja niiden peittävyyksistä, ja samalla voitaisiin määrittää rakkolevästä tarvittavat tiedot ekologisen tilan määrittämistä varten.

Bäckin ym. (1996) kehittämä sukellusmenetelmä ei sellaisenaan sovellu Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen makrofyyttiseurantamenetelmäksi, sillä se perustuu levävyöhykkeiden sijaintiin. Helsingin edustalla selkeät levävyöhykkeet puuttuvat. Venetvaaran (2003) menetelmä on kehitetty järviolueille ja siinä näytteenotto tapahtuu veneestä käsin. Venetvaaran (2003) menetelmän soveltuvuutta merialueelle olisi hyvä testata. Sukellusmenetelmäksi soveltuisi Alleco Oy:n (Kinnunen & Oulasvirta 2006) kehittämä kasvillisuuslinjamenetelmä, jossa kiinnitetään erityistä huomiota rakkolevän kasvusyvytyteen ja vyöhykkeisyyteen. Heidän menetelmänsään linjalta poiketaan rakkolevän alimman yksilön kohdalla molempiin suuntiin kymmenen metrin verran, jotta saadaan laskettua keskiarvo rakkolevän alimmista kasvusyvyyksistä. Menetelmässä yhdistyvät perinteinen linjasukellus ja vesipuitedirektiiviä valmistelevan työryhmän ehdottama kaistalesukellus. Menetelmää voisi kehittää paremmin likaantuneisuusluokitteluun sopivaksi siten, että ylimmästä kahden metrin syvyysvyöhykkeestä tehtäisiin peittävyysarvio laajemmalla (esim. viiden metrin) alueella. Näin saataisiin edustavampi otos aivan rannanläheisen vesikasvillisuuden tilasta. Nyt tehdyssä tutkimuksessa käytetty menetelmä antaa tarvittavan määrän informaatiota likaantuneisuusluokittelua ajatellen, mutta se ei kovin hyvin sovellu Helsingin alueelle, josta selkeät levävyöhykkeet puuttuvat. Molemmilla sukellusmenetelmillä saadaan selville alueella kasvavat makrofyytilajit ja niiden peittävyudet, joten menetelmän vaihto ei heikennä tutkimusten vuosien välistä vertailtavuutta. Näytepaikkojen valinnassa olisi hyvä käyttää aiemmin tutkittuja kohteita, esim. Lindgrenin (1978) perusteellisesti tallentamia sukelluslinjoja.

Tämän tutkimuksen aineisto on pieni, mutta tarjoaa kuitenkin joitain perusteita sekä ulkosaariston että sisälahtien tilan arviointiin. Sisälahtien tilan arviointi joudutaan tekemään paikallisia olosuhteita noudattaen, koska EU:n vesipuitedirektiivi ei toistaiseksi anna niiden arviointiin ohjeita. Laajemman alueellisen kuvan saamiseksi vesikasvillisuuden tutkimuksia ja menetelmien vertailua tulisi jatkaa.

5 Kirjallisuus

- Agardh, J. G. 1883: Till algernes systematik. Uusi painos, 3. Lunds Univ.Års-Skrift, Afd. Math. Naturvetensk., 19: 177 s. Julkaisussa: Hayden, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J. & Waaland, J. R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.
- Ahlner, K. 1877: Bidrag till kännedomen om de svenska formerna af algsläktet *Enteromorpha*. Akademisk afhandling, Uppsala, Sweden. Julkaisussa: Hayden, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J. & Waaland, J. R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.
- Autio, L., Kajaste, I., Pellikka, K., Pesonen, L. & Räsänen, M. 2003: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1995–2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2003. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 99 s. + liitteet.
- Autio, L., Kajaste, I., Pellikka, K., Muurinen, J. & Räsänen, M. 2006: Helsingin ja Espoon merialueiden tila vuonna 2005 – Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 1/2006. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 75 s. + liitteet.
- Bliding, C. 1944: A critical survey of European taxa in Ulvales, Part I. *Capsosiphon*, *Percursaria*, *Blidingia*, *Enteromorpha*. Bot. Not. Suppl., 8: 1–160.
- Blindow, I. & Krause, W. 1990: Bestämningsnyckel för svenska kransalger. Svensk Bot. Tidskr. 84: 119–160.
- Blomster, J. 1995: Makroleväkasvillisuuden seuranta Tvärminnen, Inkoon ja Pernajan ulkosaaristoissa vuosina 1993–1994. Pro gradu. Helsingin yliopisto. Ekologian ja systematiikan laitos. Hydrobiologian osasto. 57 s. liitteet.
- Blomster, J. 1996: Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutuksen arvioinnissa käytetyt menetelmät. Suomen ympäristö 5. Suomen ympäristökeskus. 40 s.
- Blomster, J., Maggs, C. A. & Stanhope, M. J. 1998: Molecular and morphological analysis of *Enteromorpha intestinalis* and *E. compressa* (Chlorophyta) in the British Isles. J. Phycol. 34: 319–340.
- Blomster, J., Bäck, S., Fewer, D.P., Kiirikki, M., Lehvo, A., Maggs, C.A. & Stanhope, M.J. 2002: Novel morphology in *Enteromorpha* (Ulvophyceae) forming green tides. American Journal of Botany 89(11): 1756–1763.
- BOING (Baltic on line interactive geographical and environmental information service) 2006. Viitattu 10.11.2006. Saatavissa: <https://jolly.fimr.fi/index.html>

- Bokn, T. L., Duarte, C. M., Pedersen, M. F., Marba, N., Moy, F. E., Barrón, C., Bjerkeng, B., Borum, J., Christie, H., Fotel, F. L., Hoell, E. E., Karez, R., Kersting, K., Kraufvelin, P., Lindblad, C., Olsen, M., Sommer, U. & Sørensen, K. 2003: The response of experimental rocky shore communities to nutrient additions. *Ecosystems* 6: 577–594.
- Bäck, S. 1993: Morphological variation of northern Baltic *Fucus vesiculosus* along the exposure gradient. *Ann. Bot. Fennici* 30: 275–283.
- Bäck, S. 2004: EU:n vesipuitedirektiivi ja Itämeri. Luentoesitelmä. Suomen ympäristökeskus. Itämeren suojelun tutkimusohjelma.
- Bäck, S., Ekebom, J., Kangas, P., Kautsky, H., Mäkinen, A. & Rönnerberg, O. 1996: Mapping and monitoring phytobenthic biodiversity in the Northern Baltic Sea – Background, methods and recommendations. *TemaNord* 1996: 559. Nordic Council of Ministers. Kööpenhamina. 92 s.
- Bäck, S., Ekebom, J. & Kangas, P. 2001: A proposal for long-term baseline phytobenthos monitoring programme for the Finnish Baltic coastal waters - monitoring submerged rocky shore vegetation. *Environ. Monit Assess.* 79(1): 13–27.
- Bäck, S. & Vuori, K-M. 2005: VPD:n ekologinen luokittelujärjestelmä. Vesiensuojelupäivät 29.-30.8.2005 Hämeenlinna. Seminaariluento. Suomen ympäristökeskus ja VPD luokittelutyöryhmä.
- Caspers, H. & Karbe, L. 1966: Trophie und Saprobität als stoffwechseldynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. *Arch. Hydrobiol.* 61(4): 453–470.
- Doren, R. F., Armentano, T. V., Whiteaker, L. D. & Jones R. D. 1997: Marsh vegetation patterns and soil phosphorus gradients in the Everglades ecosystem. *Aquatic Botany* 56(2): 145–163.
- Elmgren, R. 1989: Man's impact on the Ecosystem of the Baltic Sea: Energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18: 326–332.
- Eriksson, B. K. 2002: Long-term changes in macroalgal vegetation on the Swedish coast – An evaluation of eutrophication effects with special emphasis on increased organic sedimentation. *Acta Universitatis Upsaliensis*. Uppsala. 34 s.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 2002: Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar fjord, Swedish Skagerrak coast. *J. Phycol.* 38(2): 284–296.
- Eriksson, B. K., Sandström, A., Isaeus, M., Schreiber, P. & Karås, P. 2004: Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti nro L 327. 72 s.

Viitattu 10.04.2006. Saatavissa:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=8845&lan=FI>

EU CIS Ecostat Guidance 2003: WFD CIS Guidance Document No. 13 (2003). Common implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status. Produced by Working Group 2A. Directorate General Environment of the European Commission. Brussel.

Granö, O., Roto, M., & Laurila, A. 1999: Environment and land use in the shore zone of the coast of Finland. Publ. Inst. Geogr. Univ. Turkuensis 60: 1–76.

Hayden, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J. & Waaland, J. R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.

Heinonen, P. & Niemi, J. (toim.) 2003: Ympäristön seuranta Suomessa 2003–2005. Suomen ympäristö 616. Suomen ympäristökeskus. 176 s.

Heinonen, P. & Ruoppa, M. (toim.) 2004: Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät. Suomen ympäristö 682. Suomen ympäristökeskus. 119 s.

Helminen, H. & Laihonon, P. 2002: Vesipuitedirektiivi uudistaa vesien tilan seurannan ja velvoitetarkkailun. Ympäristöviesti 1: 10–11. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku.

Helsingin Vesi 2006: Yhteiskuntavastuuraportti 2006. Viitattu 13.6.2006. Saatavissa:

<http://www.helsinginvesi.fi/index.asp?id=125&menupath=125&language=1&klik=1>

Håkanson, L. 1981: A manual of lake morphometry. Springer-Verlag. Berlin. 78 s.

Hällfors, G., Viitasalo, I. & Niemi, Å. 1987: Macrophyte vegetation and trophic status of the Gulf of Finland – a review of Finnish investigation. Meri 13: 111–158.

Häyrén, E. 1921: Studier över föroreningens inflytande på strändernas vegetation och flora I Helsingfors hamnområde. Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk 80(3): 1–128.

Ilmatieteen laitos 2005: Ilmastokatsaus 05/05, 06/05, 07/05, 08/05 ja 12/05.

Ilmavirta, V. & Toivonen, H. 1986: Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brown-water lakes of different trophic status. Aqua Fennica 16: 125–142.

Johansson, G., Eriksson, B.K., Pedersén, M. & Snoeijs, P. 1998: Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. Hydrobiologia 385: 121–138.

- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982: A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-1981. Acta. Bot. Fennica 118: 1-27.
- Karr, J. R. 1987: Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. Environmental Management 11: 249-56.
- Kautsky, H. 1988: Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Dissertation. University of Stockholm. Department of Zoology. 29 s. + 5 artikkelia.
- Kautsky, H. 1991: Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. Int. Revue ges. Hydrobiol. 76(3): 423-432.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. 1986: Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940s indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. 28: 1-8.
- Keränen, R., Riihimäki, J., Asunmaa, A., Madekivi, O., Hellsten, S., Alasaarela, E. & Seppänen, E. 1992: Oulujärven rantojen kehittyminen ja käyttöedellytysten parantaminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 382. 67 s.
- Kiirikki, M. 1996a. Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. Eur. J. Phycol. 31: 61-66.
- Kiirikki, M. 1996b: Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. Eur. J. Phycol. 31: 61-66.
- Kiirikki, M. & Ruuskanen, A. 1996: How does *Fucus vesiculosus* survive ice scraping? Bot. Marina 39: 133-139.
- Kinnunen, V. & Oulasvirta, P. 2003: Silakan kutualueiden kartoitus Seurasaarenselällä ja Lauttasaaren itärannoilla vuonna 2003. - Alleco Ky raportti. Maaliskuu 2003. 16 s. Liite raportissa: Niinimäki, J., Kinnunen, V. & Oulasvirta, P. 2003: Lauttasaarensalmen vesistöiden kalataloustarkkailun raportti vuodelta 2002. Kala- ja vesitutkimus Oy.
- Kinnunen, V. & Oulasvirta, P. 2006: Vesikasvillisuuden sukelluslinjat ja yleiskartoitus. Alleco Oy raportti. s.28-36. Liite raportissa: Vatanen, S., Niinimäki, J. & Haikonen, A. 2006: Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2005. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/2006. 66s. + liitteet.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1902: Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. K. Prüfungsanst. Wasservers. Abwässerbearb. 1: 33-72.
- Kurimo, U. 1970: Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finnish Lake district. Ann. Bot. Fennici 7: 213-254.
- Kurimo, U. 1975: Vesikasvit kertovat vesien tilasta. Suomen Luonto 34: 268-273.

- Leinikki, J. & Oulasvirta, P. 1995: Perämeren kansallispuiston vedenalainen luonto. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A: 49. Metsähallitus. 86 s.
- Leinikki, J. (toim.), Backer, H., Leinikki, S. & Oulasvirta, P. 2004: Aaltojen alla – Itämeren vedenalaisen luonnon opas. Helsinki. Like Oy. 144 s.
- Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R. & Airaksinen, O. 2003: Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatulokinnan käyttökel- poisuuden arviointi Life Vuoksi –projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. Etelä-Savon ympäristökeskus ja Pohjois-Savon ympäristökeskus. 96 s.
- Leskinen E., Alstrom-Rapaport C. & Pamilo P. 2004: Phylogeographical structure, distribution and genetic variation of the green *algae* *Ulva intestinalis* and *U. com- pressa* (Chlorophyta) in the Baltic Sea area. *Mol Ecol.* 13(8): 2257–65
- Lindgren, L. 1973: Algal zonation on the rocky shores outside Helsinki as a basis for pollution monitoring. *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 344–347.
- Lindgren, L. 1975: Algal zonation on rocky shores outside Helsinki as basis for pollution monitoring. *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 344–347.
- Lindgren, L. 1978: Algzonering på klippiga stränder i Porkala, Helsingfors och Sibbo som bas för fortsatt kontroll av föroreningsläget. Pro gradu –avhandling i botanik. Helsingfors universitet. 147 s. + liitteet 11 kpl.
- Linkola, K. 1932: Alueellista lajitolastoa vesiemme putkilokasveista. *Luonnon Ys- tävä* 36: 86–101.
- Linnaeus, C. (1753). *Species planarum, exhibentes plantas rite cognitatas, ad genera relatas, cum differentiis specificis, nominibus trivialibus, synonymis selectis, locis natalibus, secundum systema sexuale digestas*. Ed. 1. Vols. 1–2, Salvii, Stockholm. Vol. 1, pp [i–xii] 1–560. Vol. 2, pp. [i], 561–1200, [1–30 index]. Julkaisussa: Hay- den, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J. & Waaland, J. R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *Eur. J. Phycol.* 38: 277–294.
- Maastiik, A., Heinonen, P., Hyvärinen, V., Kajander, J., Karttunen, K., Ots, H. & Seuna, P. 2000: *EnDic2000 Ympäristösanakirja*. Finnish Environment Institute. 702 s.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., van de Bund, W., Collings, S. E., van Donk, E., de Eyto, E., Feldmann, T., Fernandez-Alaez, C., Fernandez-Alaez, M., Franken, R. J. M., Garcuia-Criado, F., Gross, E. M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijow, R., Krause, T., Kunnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M. R., Noge,s P., Noges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczula, W., Peeters, E. T .H. M., Phil- lips, G., Romo, S., Russell, V., Salujoe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D. 2003: The determination of ecological status in shallow lakes-a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 507–549.

Munne, P. & Autio, L. 2005: Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaa-renselän sedimentistä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2005. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 941s. + liite.

Müller, O.F. 1778: Flora Danica, pls 760–780. Julkaisussa: Hayden, H.S., Blomster, J., Maggs, C.A., Silva, P.C., Stanhope, M.J. & Waaland, J.R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.

Mäkinen, A., Haahtela, I., Ilvessalo, H. & Lehto, J. 1984: Changes in the littoral rocky shore vegetation in the Seili area, SW archipelago of Finland. Ophelia. Suppl. 3: 157–166.

Nees, C. G. 1820: Horae physicae berolinenses. Bonn. Julkaisussa: Hayden, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J. & Waaland, J. R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.

Nielsen, K., Sømud, B., Ellegaard, C. & Krause-Jensen, D. 2003: Eelgrass as a Bioindicator Under the European Water Framework Directive. Water Resources Management. 19(1): 63–75.

Niemi, R., A. 1990: Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Vesi- ja ympäristöhallin-non julkaisuja. Sarja A 53: 1–98.

Nöjd, A., Kauppila, P. & Bäck, S. 2005: Rannikkovesien ekologisen luokittelun pe-rusteita - yhteenveto eurooppalaisista tyypittelyn, luokittelun ja seurannan ohjeis-tuksista. Suomen ympäristökeskuksen moniste 319. Suomen ympäristökeskus. 40 s.

Omernik, J. M. 1987: Ecoregions of the conterminous United States. Annals of the Association of American Geography 77: 118–125.

Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 2003: Veneilyn ympäristövaikutuksen luonnonsata-missa. Suomen ympäristö 605. Uudenmaan ympäristökeskus. 91 s.

Owen, R., Guthrie, R. & Duncan, W. 2002: Towards defi ning class boundaries for the water framework directive using ecological criteria. In: Draft version: CIS WG. 2.3 REFCOND. Julkaisussa: Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S. M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006: Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristö 807. Suomen ympäristökeskus. 148 s.

Pesonen, L. (toim.) 1981: Helsingin ja Espoon merialueiden tarkkailu vuosina 1978–79. Vesilaboratorion tiedonantoja 12(1): 1–178 + liitteet.

Pesonen, L. (toim.) 1998: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1997. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/1998. 101 s. + liitteet.

- Reed, R. H. & Russell, G. 1978: Salinity fluctuations and their influence on “bottle brush” morphogenesis in *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. *British Phycological Journal* 13: 149–153. Julkaisussa: Blomster, J., Bäck, S., Fewer, D. P., Kiirikki, M., Lehvo, A-M. Maggs, C. A. & Stanhope M. J. 2002: Novel morphology in *Enteromorpha* (Ulvophyceae) forming green tides. *American Journal of Botany* 89 (11): 1756–1763.
- Rindi, F., Guiry, M. D. 2004: Composition and spatio temporal variability of the epiphytic macroalgal assemblage of *Fucus vesiculosus* Linnaeus at Clare Island, Mayo, western Ireland. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 311: 233–252.
- Riska, I.-L. 1969: Den saproba strandvegetationen i Helsingfors 1968. Specialupp-sats i botanik för kandidatexamen i naturvetenskaperna. Helsingfors universitet. 27 s.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. M. (toim.) 1993: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, London.
- Rueness, J. 1977: Norsk Algeflora. Universitetsforlaget. Oslo. 266 s.
- Saarnio, S.-P. 1998: Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997 – Vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 8/1998. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 82 s. + liitteet.
- Sandén, P., Håkanson, B. 1996: Long-term trends in Secci depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 41: 346–351.
- Salemaa, H. & Kangas, P. 1984: Itämeren litoraaliyhteisö meriympäristön tilan ilmentäjänä. *Luonnon Tutkija* 88: 96–99.
- Santelices, B., Ojeda, F. P. 1984: Recruitment, growth and survival of *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) at various tidal levels in exposed habitats of central Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 19:73–82.
- Saura, H. & Willamo, R. 1993: Vesien suurkasvillisuuden tärkeimpiä indikaattorilajeja. Ympäristönsuojelun opetusmoniste no. 12. Helsingin yliopiston limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. Moniste. 36 s. + liite.
- Snoeijs, P. & Johansson, G. 2003: Swedish marine and brackish-water algae. Department of Plant Ecology. Uppsala University. Sweden. 161 s.
- Tan I. H., Blomster J., Hansen G., Leskinen E., Maggs C. A., Mann D. G., Sluiman H. J. & Stanhope M. J. 1999: Molecular phylogenetic evidence for a reversible morphogenetic switch controlling the gross morphology of two common genera of green seaweeds, *Ulva* and *Enteromorpha*. *Mol. Biol. Evol.* 16(8): 1011–8.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. & Portin P. 1993: Biologian sanakirja. 546 s. + liitteet.
- Toivonen, H. 1984: Makrofyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon Tutkija* 88: 92–95.

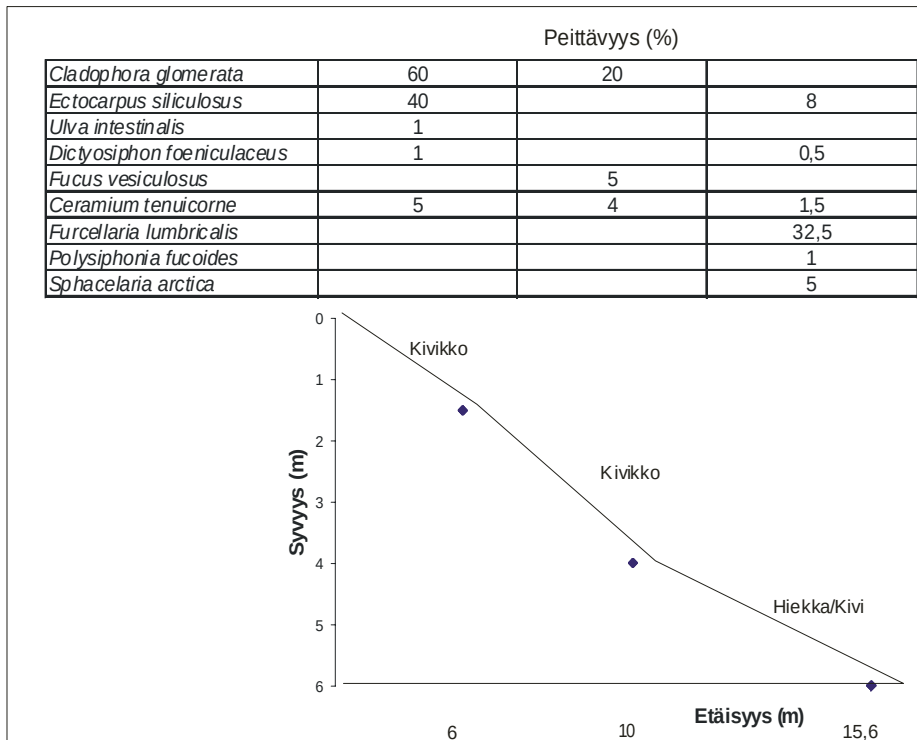
- Trei, T., Kukkk, H. & Kukkk, E. 1987: Phytobenthos as an indicator of the degree of pollution in the Gulf of Finland and the neighbouring sea areas. *Meri* 13: 63–110.
- Vallinkoski, V-M., Kanninen, A., Leka, J. & Ilvonen, R. 2004: Vesikasvillisuus pienten järvien ekologisen tilan ilmentäjänä – maastoseurannat ja ilmakuvatulkinta. *Suomen ympäristö* 725. 90 s.
- Venetvaara, J. 2002: Draft of Jari Venetvaara's proposal for an aquatic plant standard, Jan 30th, 2002. Viitattu 9.11.2006. Saatavissa: <http://www.venetvaara.com/standard/>
- Viitasalo, I. 1984: Changes in the littoral vegetation of a brackish-water bay near Helsinki, Finland, following conversion of the sewage outlet system. *Ophelia* 3: 253–258.
- Viitasalo, I. 1985: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. *Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja* 16: 1–40 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.
- Viitasalo, I. 1990: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1988 – vertailu vuosiin 1979 ja 1984. *Tutkimustoimiston tiedonantoja* 18: 1–33 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.
- Viitasalo, I., Laine, A., Martin, G. & Ryhänen, P. 1994: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1993-Helsingin kaupungin ympäristökeskus. *Moniste*. 15.6.1994: 1–40 + liitteet.
- Viitasalo, I., Hyytiäinen, U., M., Pekuri, S., Saarnio, S.-P., & Toppinen, H. 2002: Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1998–99. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2002. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 48 s. + liitteet.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S. M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006: Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Suomen ympäristö* 807. Suomen ympäristökeskus. 148 s.
- Waern, M. 1952: Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta Phytogeogr. Suec.* 30: 1–298.
- Waern, M. 1992: Phycological studies of Nordic coastal waters: a festschrift dedicated to prof. Mats Wærn on his 80th birthday. (toim.) Wallentinus, I. & Snoeijs, P. *Acta phytogeographica Suecica* ; 78. Uppsala. Opulus.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R. K. 2002: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 -REFCOND, 5th and final version (manuscript).

Wetzel, R. G. 1983: Limnology. 2.p. Philadelphia. Saunders College Publishing. 767 s.

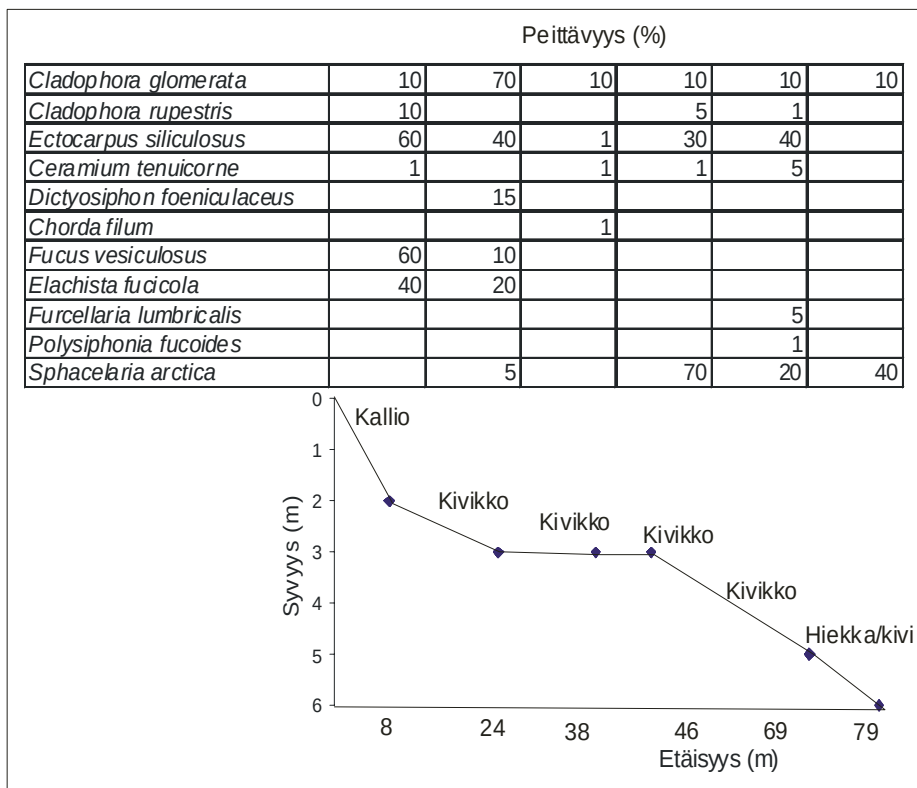
Williams, W. T. & Stephenson, W. 1973: The analysis of three-dimensional data (sites * species * times) in marine ecology. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 11: 207–227. Julkaisussa: Viitasalo, I. 1985: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 16: 1–40 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.

Wulfen, F. X. 1803: Cryptogama Aquatica. Arch. Bot. (Römer), 3: 1–64. Julkaisussa: Hayden, H.S., Blomster, J., Maggs, C.A., Silva, P.C., Stanhope, M.J. & Waaland, J.R. 2003: Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. Eur. J. Phycol. 38: 277–294.

Liite 1 Näytteenottoaikkojen sukellusprofiilit

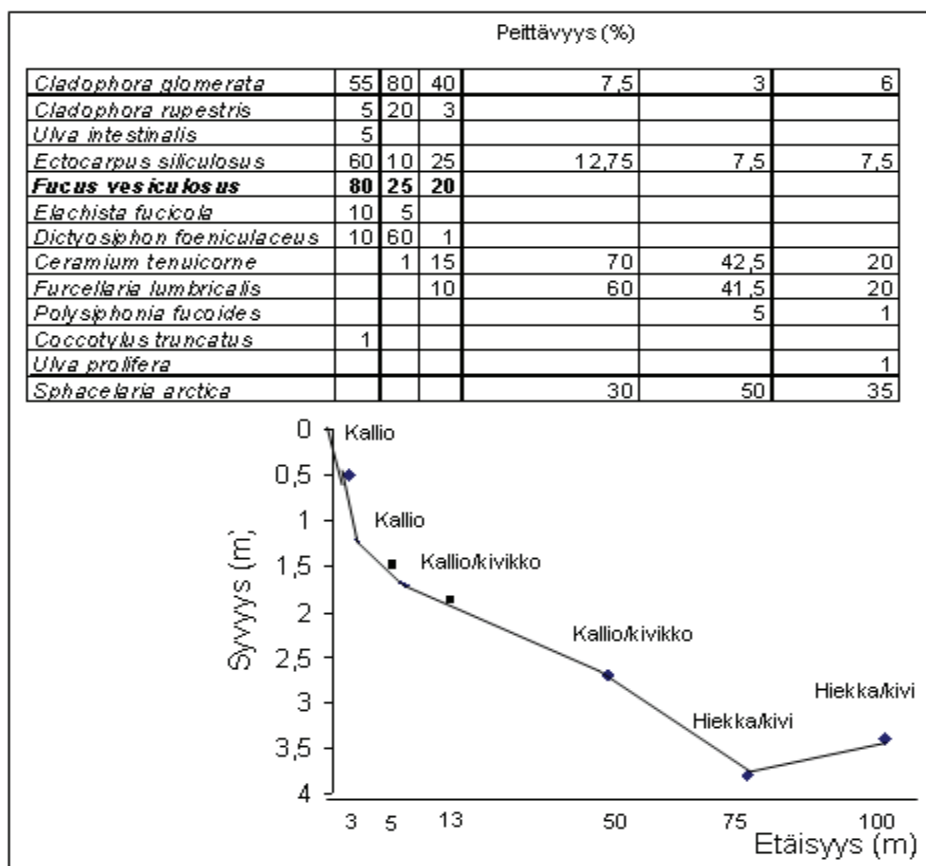


Kuva 1. Sukellusprofiili Katajaluoto (254). Kuvassa on lajien kokonaispeittävyydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

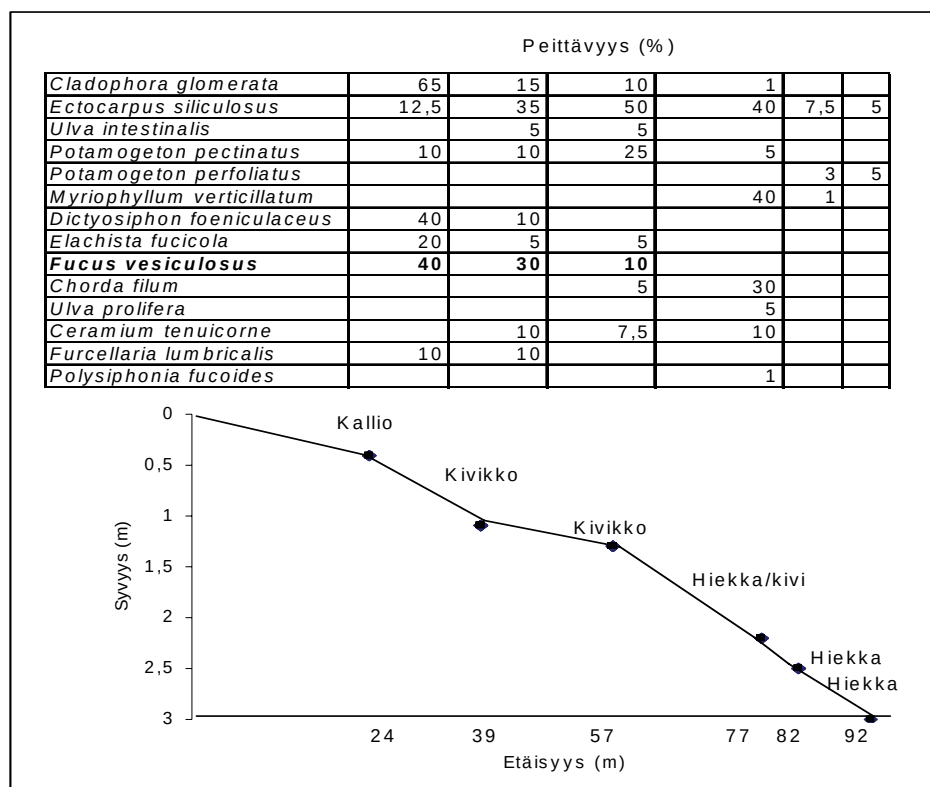


Kuva 2. Sukellusprofiili Lintupaadet (123B). Kuvassa on lajien kokonaispeittävyydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 1 Näytteenottoaikkojen sukellusprofiilit

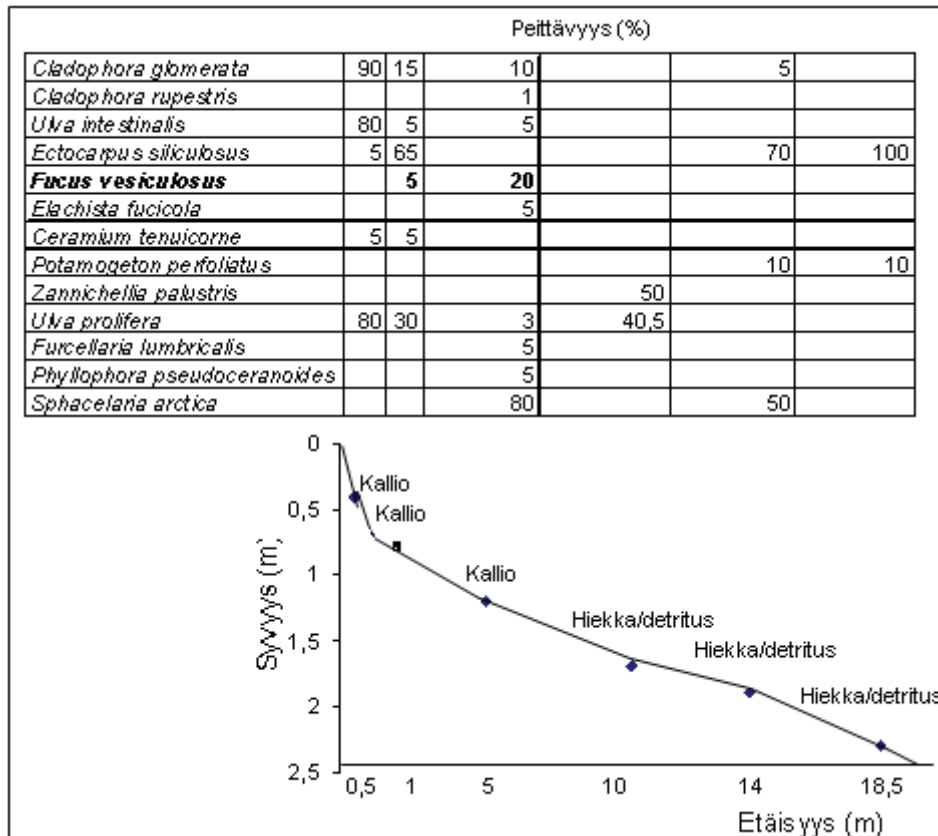


Kuva 3. Sukellusprofiili Pihlajakari (230). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

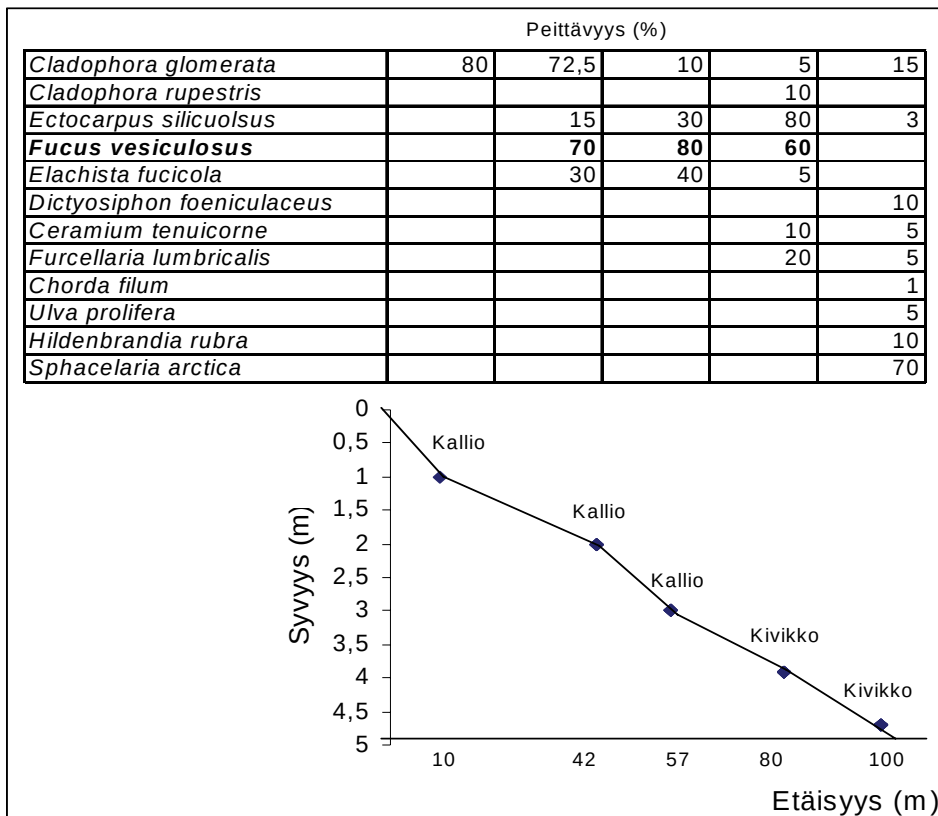


Kuva 4. Sukellusprofiili Sisä-Hattu (192). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 1 Näytteenottoaikkojen sukellusprofiilit

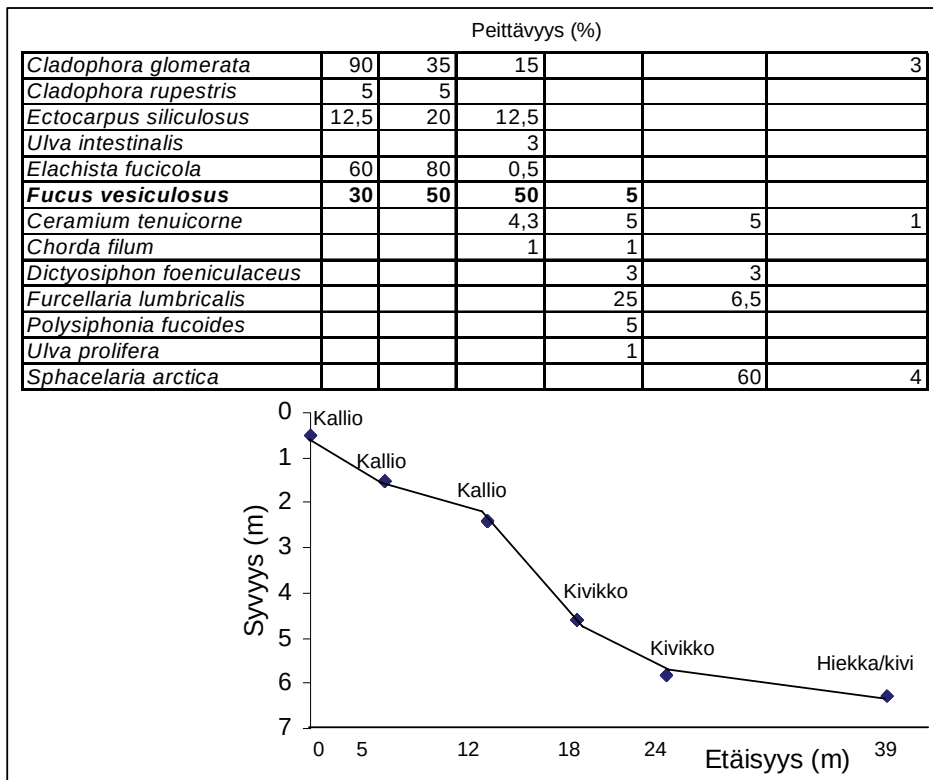


Kuva 5. Sukellusprofiili Vattuniemi uimala (191). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

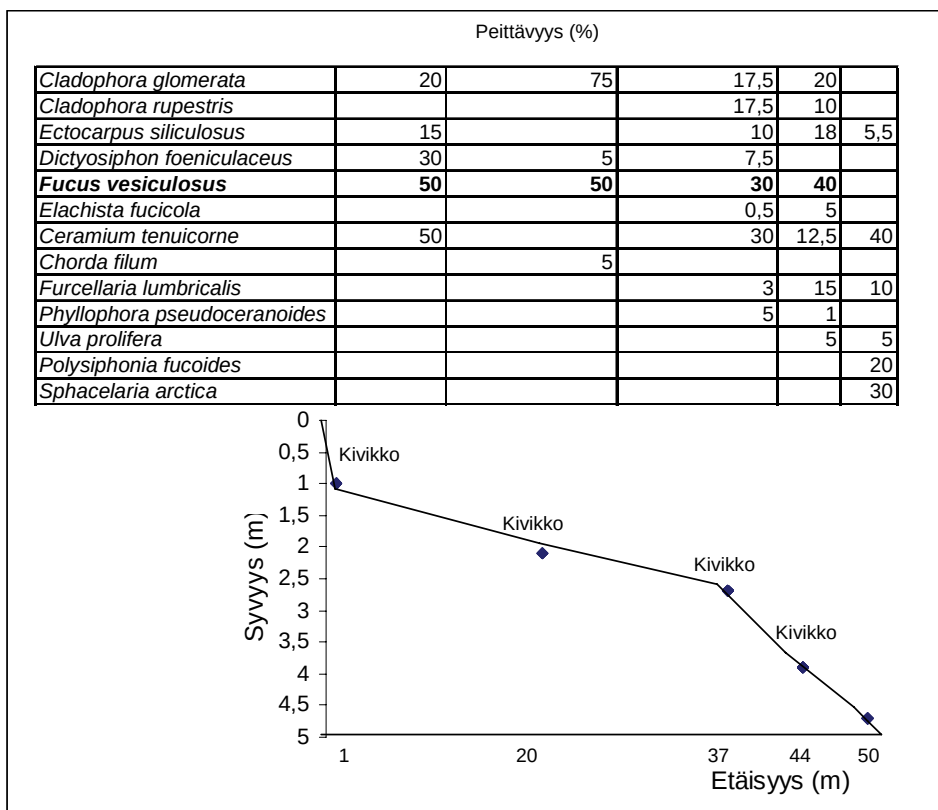


Kuva 6. Sukellusprofiili Katajaluoto/Pitkäkari (298). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 1 Näytteenottoaikkojen sukellusprofiilit

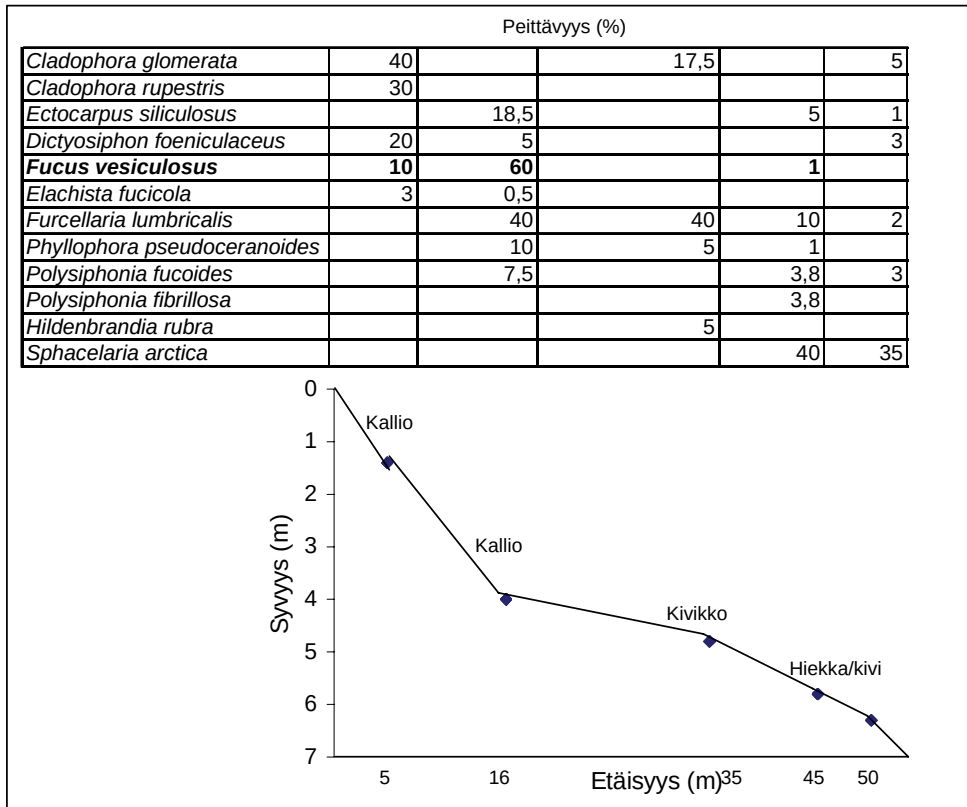


Kuva 7. Sukellusprofiili Katajaluoto/Fläthällen (299). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

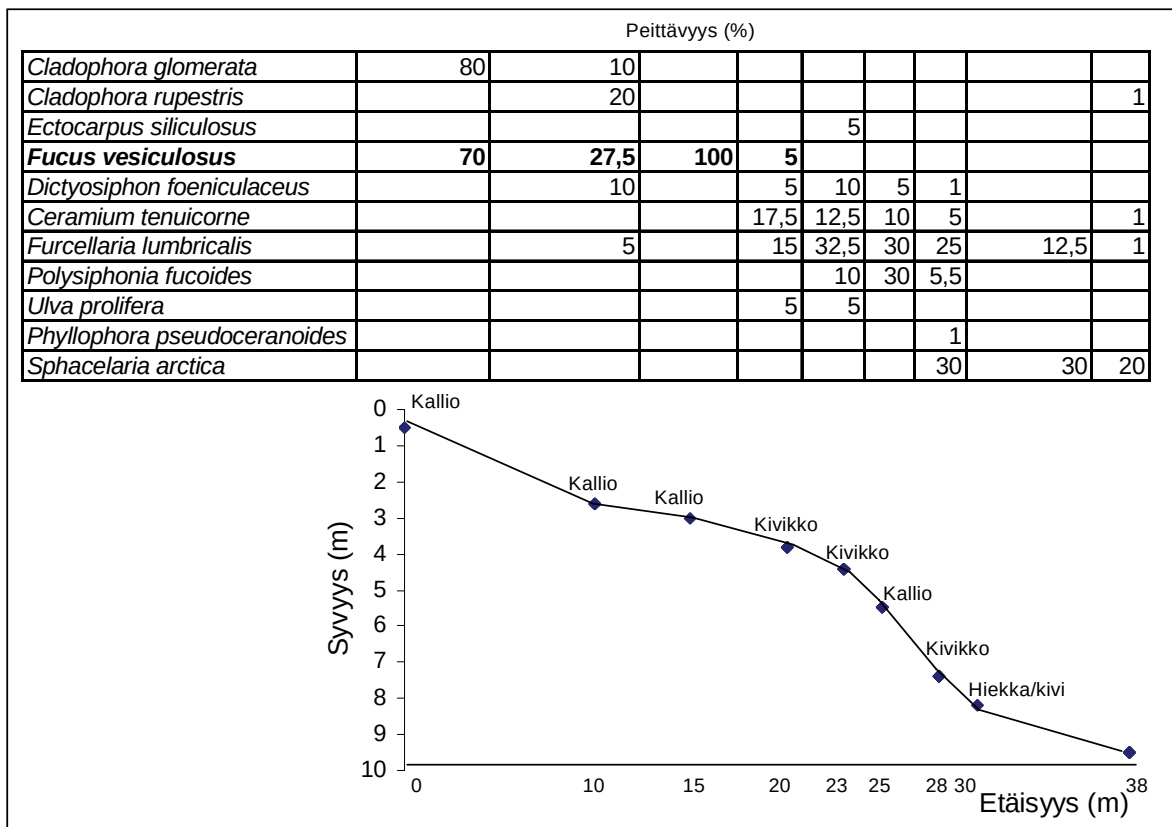


Kuva 8. Sukellusprofiili Koirapaasi (123C). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 1 Näytteenottopaikkojen sukellusprofiilit

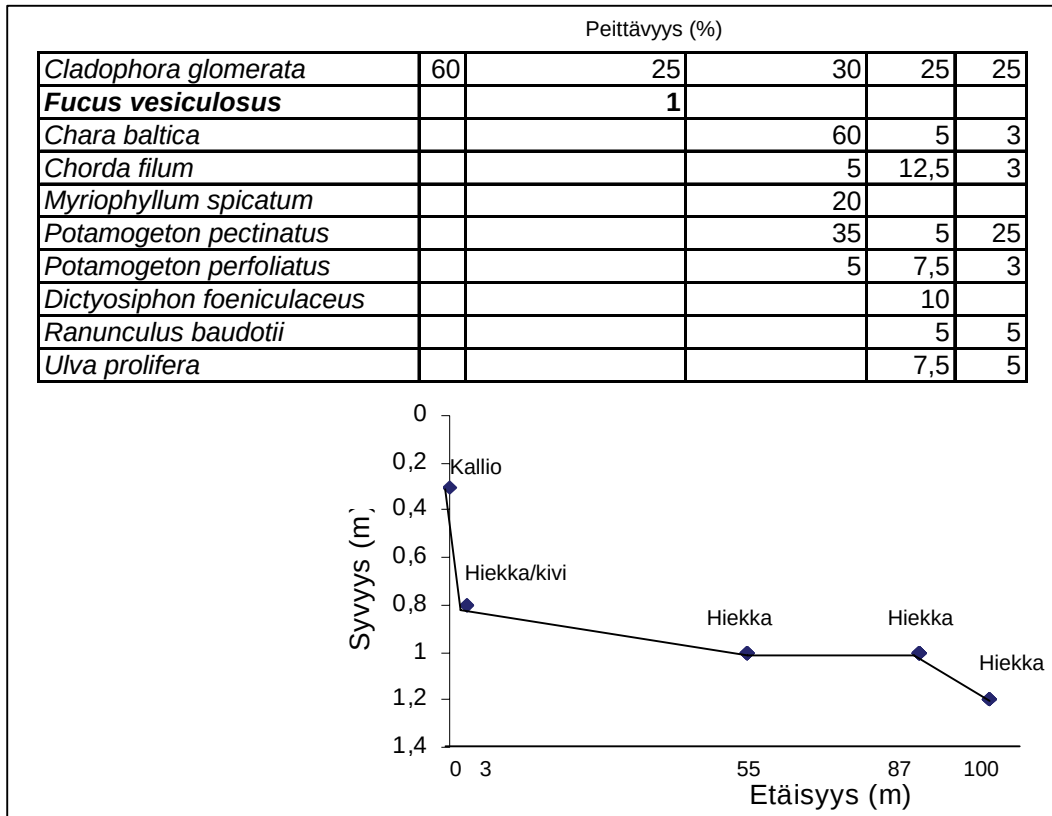


Kuva 9. Sukellusprofiili Tammakari (255B). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.



Kuva 10. Sukellusprofiili Rysäkari (126). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 1 Näytteenottopaikkojen sukellusprofiilit



Kuva 11. Sukellusprofiili Melkki (259). Kuvassa on lajien kokonaispeittävydet (%) tietyllä syvyydellä, etäisyys linjalla (m) sekä maalajit linjalla.

Liite 2 Näytteenottopaikkojen kohdekortit (korjattu vuonna 2008)

Koeala No	123B	
Paikan nimi	Fågelklackarna	
Osa-alue	13	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	14.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,3	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	S	
2-kaistakoordinaatti lev.	6666935	
2-kaistakoordinaatti pit.	2550080	
WGS 84 lev.	60° 6.669'	
WGS 84 pit.	24° 53.84'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-1,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-1,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,3	
Sukellus (ylin 2m)	-0,8	
Sukellus	-1,5	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	65
	<i>Fucus vesiculosus</i> :	80
	Korkeus (cm)	15
	Kaasurakkuloita ei ole	80
-1	Fertiili	0
-2	<i>Elachista fucicola</i>	5
0	Electra+Bal.<10%	5

Koeala No	123C	
Paikan nimi	Koirapaasi	
Osa-alue	13	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	2.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,2	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kivikko	
Ekspositio	SE	
2-kaistakoordinaatti lev.	6668336	
2-kaistakoordinaatti pit.	2551478	
WGS 84 lev.	60° 7.413'	
WGS 84 pit.	24° 55.369'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-1,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,9	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,8	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,6	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,6	
Sukellus (ylin 2m)	-0,6	
Sukellus	-1,7	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
	<i>Cladophora glomerata</i> :	2
1	Kork.yli 10 cm	2
-1	Epif. 0 (0-3)	2
	<i>Fucus vesiculosus</i> : (vain pätkiä)	40
	Korkeus (cm)	5
	Kaasurakkuloita ei ole	40
-1	Fertiili	20
-2	<i>Elachista fucicola</i>	5
0	Electra+Bal.<10%	
	Muut epif. Fucuksella:	
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	5
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	5
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	5

Koeala No	126	
Paikan nimi	Rysäkari NE	
Osa-alue	13	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	5.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	NW	
2-kaistakoordinaatti lev.	6666031	
2-kaistakoordinaatti pit.	2546609	
WGS 84 lev.	60° 6.207'	
WGS 84 pit.	24° 50.083'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,8	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,4	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-1,1	
Sukellus (ylin 2m)	-0,8	
Sukellus	-1,6	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
	<i>Cladophora glomerata</i> :	30
1	Kork.yli 10 cm	30
-1	Epif. 0 (0-3)	30
-2	<i>Cladophora rupestris</i>	1
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1
	<i>Fucus vesiculosus</i> :	50
	Korkeus (cm)	20
	Kaasurakkuloita ei ole	50
-1	Fertiili	50
-2	<i>Elachista fucicola</i>	5
0	Electra<10%	3
	Muut epif. Fucuksella:	
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	40
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	10
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	1

Koeala No	153	
Paikan nimi	Koirakivenniemi	
Osa-alue	7	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	1.9.	
Ylempi syvyys (m)	0.8	
Alempi syvyys (m)	2.0	
Pohjatyyppi	Kivikko	
Ekspositio	SE	
2-kaistakoordinaatti lev.	6672166	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549840	
WGS 84 lev.	60° 9.487'	
WGS 84 pit.	24° 53.657'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	0,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	1,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	1,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,1	
Sukellus (ylin 2m)	-0,9	
Sukellus	-0,9	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	2
2	<i>Ulva prolifera</i>	3
	<i>Cladophora glomerata</i> :	1
0	Kork. 1-10 cm	1
-1	Epif. 0 (0-3)	1
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	5
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	5
-2	<i>Sphacelaria arctica</i>	1

Koeala No	158
Paikan nimi	Pohjoiskaarenranta
Osa-alue	6
Näytteenottovuosi	2005
Näytepäivä	10.8.
Ylempi syvyys (m)	0,3
Alempi syvyys (m)	2,0
Pohjatyyppi	Hiekka/kiivi
Ekspositio	NE
2-kaistakoordinaatti lev.	6672814
2-kaistakoordinaatti pit.	2549751
WGS 84 lev.	60° 9.837'
WGS 84 pit.	24° 53.571'
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	1,4
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,0
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	1,1
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,4
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,5
NÄYTTEEN S-ARVO 2005	
Haraus	-0,1
Sukellus (ylin 2m)	-0,1
Sukellus	-0,1
Laji-s	
1 Lajinimi	Runsas (%)
1 <i>Ulva intestinalis</i>	2
1 <i>Cladophora glomerata</i> :	20
0 Kork. 1-10 cm	20
-1 Epif. 0 (0-3)	20
-1 <i>Ectocarpus siliculosus</i>	10
0 <i>Potamogeton pectinatus</i>	30
0 <i>Potamogeton perfoliatus</i>	20
-1 <i>Myriophyllum spicatum</i>	1

Koeala No	165	
Paikan nimi	Taivalluoto	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	9.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	W	
2-kaistakoordinaatti lev.	6674134	
2-kaistakoordinaatti pit.	2550180	
WGS 84 lev.	60° 10.545'	
WGS 84 pit.	24° 54.054'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	0,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	1,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,1	
Sukellus (ylin 2m)	-0,3	
Sukellus	-0,3	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	15
	<i>Cladophora glomerata</i> :	80
0	Kork. 1-10 cm	80
-1	Epif. 0 (0-3)	80
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	1
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1

Liite 2 Näytteenottopaikkojen kohdekortit (korjattu vuonna 2008)

Koeala No	166	
Paikan nimi	Ourit	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	20.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	S	
2-kaistakoordinaatti lev.	6673674	
2-kaistakoordinaatti pit.	2550225	
WGS 84 lev.	60° 10.297'	
WGS 84 pit.	24° 54.096'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	1,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	0,4	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,2	
Sukellus (ylin 2m)	0,2	
Sukellus	-0,2	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	1
	<i>Percursaria percursa</i>	0,5
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	10
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	50
-1	<i>Zannichellia palustris</i>	1
1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	70

Koeala No	168B	
Paikan nimi	Salmisaari API	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	9.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,3	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	N	
2-kaistakoordinaatti lev.	6673207	
2-kaistakoordinaatti pit.	2550562	
WGS 84 lev.	60° 10.043'	
WGS 84 pit.	24° 54.453'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	2,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	1,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,0	
Sukellus (ylin 2m)	0,2	
Sukellus	0,2	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	60
	<i>Cladophora glomerata</i> :	40
0	Kork. 1-10 cm	40
-1	Epif. 0 (0-3)	40
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	5

Koeala No	170	
Paikan nimi	Porsas W	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	15.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,4	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Heikka/detritus	
Ekspositio	W	
2-kaistakoordinaatti lev.	6673770	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549247	
WGS 84 lev.	60° 10.355'	
WGS 84 pit.	24° 53.04'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	1,4	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-0,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	0,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	1,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,1	
Sukellus (ylin 2m)	0,1	
Sukellus	0,1	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	1
	<i>Cladophora glomerata</i> :	50
0	Kork. 1-10 cm	50
-1	Epif. 0 (0-3)	50
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	50
0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1
-1	<i>Zannichellia palustris</i>	10
1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2
	<i>Ceratophyllum verticillatum</i>	3
	<i>Chara globularis</i>	3

Koeala No	172	
Paikan nimi	Kokkokari Seurasaa	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	15.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	1,8	
Pohjatyyppi	Hiekka/kallio	
Ekspositio	E	
2-kaistakoordinaatti lev.	6674593	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549512	
WGS 84 lev.	60° 10.797'	
WGS 84 pit.	24° 53.338'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	1,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	0,6	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	1,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	0,9	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,2	
Sukellus (ylin 2m)	0,2	
Sukellus	0,2	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
	<i>Cladophora glomerata</i> :	70
0	Kork. 1-10 cm	70
-1	Epif. 0 (0-3)	70
1	<i>Ulva intestinalis</i>	2,5
2	<i>Ulva prolifera</i>	2,5
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	5,0
0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5,0
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	10
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	3

Koeala No	175	
Paikan nimi	Vähä-Meilaiti S-kärki	
Osa-alue	6	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	29.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Hiekka/detritus	
Ekspositio	SE	
2-kaistakoordinaatti lev.	6675020	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549910	
WGS 84 lev.	60° 11.024'	
WGS 84 pit.	24° 53.775'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	1,8	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	1,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,2	
Sukellus (ylin 2m)	0,1	
Sukellus	0,1	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	2,5
2	<i>Ulva prolifera</i>	2,5
	<i>Cladophora glomerata</i> :	30
0	Kork. 1-10 cm	30
-1	Epif. 0 (0-3)	30
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	1
0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1
1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	5,0
	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	50
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (putkilokasv.epif)	20
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	1

Koeala No	190	
Paikan nimi	Vattuniemi	
Osa-alue	7	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	29.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,4	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kivikko	
Ekspositio	E	
2-kaistakoordinaatti lev.	6671155	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549711	
WGS 84 lev.	60° 8.944'	
WGS 84 pit.	24° 53.503'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	2,0	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	1,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	1,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	1,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,1	
Sukellus (ylin 2m)	0,3	
Sukellus	0,1	
Laji-s	Lajinimi	
	Runsas (%)	
1	<i>Ulva intestinalis</i>	10
2	<i>Ulva prolifera</i>	95
	<i>Cladophora glomerata</i> :	1
0	Kork. 1-10 cm	1
-1	Epif. 0 (0-3)	1
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	5

Liite 2 Näytteenottopaikkojen kohdekortit (korjattu vuonna 2008) (korjattu vuonna 2008)

Koeala No	191	
Paikan nimi	Vattuniemi uimala	
Osa-alue	7	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	22.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,2	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	E	
2-kaistakoordinaatti lev.	6670877	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549671	
WGS 84 lev.	60° 8.795'	
WGS 84 pit.	24° 53.456'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	0,4	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	0,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,6	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	0,0	
Sukellus (ylin 2m)	-0,8	
Sukellus	-0,8	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
1	<i>Ulva intestinalis</i>	5
2	<i>Ulva prolifera</i>	5
	<i>Cladophora glomerata</i> :	10
0	Kork. 1-10 cm	10
-1	Epif. 0 (0-3)	10
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	80
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	10
0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	10
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	1

Koeala No	192
Paikan nimi	Sisä-Hattu S-kivi
Osa-alue	7
Näytteenottovuosi	2005
Näytepäivä	19.7.
Ylempi syvyys (m)	0,7
Alempi syvyys (m)	1,9
Pohjatyyppi	Kallio
Ekspositio	S
2-kaistakoordinaatti lev.	6670440
2-kaistakoordinaatti pit.	2549654
WGS 84 lev.	60° 8.559'
WGS 84 pit.	24° 53.431'
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,5
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	6,0
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,3
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,7
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,2
NÄYTTEEN S-ARVO 2005	
Haraus	-0,9
Sukellus (ylin 2m)	-1,0
Sukellus	-1,0
Laji-s	Lajinimi
1	<i>Ulva intestinalis</i>
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>
	<i>Fucus vesiculosus</i> :
	Korkeus (cm)
	Kaasurakkuloita ei ole
-1	Fertiili
-2	<i>Elachista fucicola</i>
0	Electra+Bal.<10%
Muut epif. Fucuksella	
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>
-1	<i>Zannichellia palustris</i>
	<i>Ceratophyllum verticillatum</i>
-1	<i>Ranunculus baudotii</i>
-2	<i>Furcellaria lumbricalis</i>

Koeala No	230
Paikan nimi	Pihlajakari NE
Osa-alue	13
Näytteenottovuosi	2005
Näytepäivä	21.7.
Ylempi syvyys (m)	0,5
Alempi syvyys (m)	2,0
Pohjatyyppi	Kallio
Ekspositio	E
2-kaistakoordinaatti lev.	6669773
2-kaistakoordinaatti pit.	2551278
WGS 84 lev.	60° 8.188'
WGS 84 pit.	24° 55.175'
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	0,2
NÄYTTEEN S-ARVO 2005	
Haraus	-0,8
Sukellus (ylin 2m)	-0,9
Sukellus	-1,4
Laji-s	Lajinimi
	Runsas (%)
-2	<i>Cladophora rupestris</i>
	<i>Cladophora glomerata</i> :
1	Kork.yli 10 cm
-1	Epif. 0 (0-3)
	<i>Fucus vesiculosus</i> :
	Korkeus (cm)
	Kaasurakkuloita ei ole
-1	Fertiili
-2	<i>Elachista fucicola</i>
	Muut epif. Fucuksella
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>

Koeala No	254	
Paikan nimi	Katajaluoto torni	
Osa-alue	13	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	13.7.	
Ylempi syvyys (m)	0,8	
Alempi syvyys (m)	1,9	
Pohjatyyppi	Kivikko	
Ekspositio	NW	
2-kaistakoordinaatti lev.	6665741	
2-kaistakoordinaatti pit.	2551018	
WGS 84 lev.	60° 6.019'	
WGS 84 pit.	24° 54.834'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-1,3	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-1,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,9	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,4	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,3	
Sukellus (ylin 2m)	-0,1	
Sukellus	-0,9	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
	<i>Cladophora glomerata</i> :	95
1	Kork.yli 10 cm	95
-1	Epif. 0 (0-3)	95
-2	<i>Sphacelaria arctica</i>	1
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	3
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	0,5

Koeala No	255B	
Paikan nimi	Tammakari	
Osa-alue	13	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	3.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,5	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Kallio	
Ekspositio	N	
2-kaistakoordinaatti lev.	6666688	
2-kaistakoordinaatti pit.	2551250	
WGS 84 lev.	60° 6.527'	
WGS 84 pit.	24° 55.098'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-0,6	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,1	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-1,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,9	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-1,0	
Sukellus (ylin 2m)	-0,3	
Sukellus	-1,6	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
-2	<i>Cladophora rupestris</i>	15
	<i>Cladophora glomerata</i> :	20
0	Kork. 1-10 cm	20
-1	Epif. 0 (0-3)	20
	<i>Fucus vesiculosus</i> : (vain pätkiä)	3
	Korkeus (cm)	-
	Kaasurakkuloita ei ole	3
-1	Fertiili	3
-2	<i>Elachista fucicola</i>	1
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	10
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1
-2	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	1

Koeala No	259	
Paikan nimi	Melkki NE-kivi	
Osa-alue	7	
Näytteenottovuosi	2005	
Näytepäivä	18.8.	
Ylempi syvyys (m)	0,3	
Alempi syvyys (m)	2,0	
Pohjatyyppi	Hiekka/kivikko	
Ekspositio	NE	
2-kaistakoordinaatti lev.	6669662	
2-kaistakoordinaatti pit.	2549754	
WGS 84 lev.	60° 8.14'	
WGS 84 pit.	24° 53.528'	
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	0,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-0,2	
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,7	
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-0,5	
NÄYTTEEN S-ARVO 2005		
Haraus	-0,4	
Sukellus (ylin 2m)	-1,2	
Sukellus	-1,2	
Laji-s	Lajinimi	Runsas (%)
2	<i>Ulva prolifera</i>	3
	<i>Cladophora glomerata</i> :	30
0	Kork. 1-10 cm	30
0	Epif. 0 (0-3)	30
-2	<i>Chara baltica</i>	30
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	3
	<i>Fucus vesiculosus</i> : (vain pätkiä)	0,5
	Korkeus (cm)	0,5
	Kaasurakkuloita ei ole	0,5
-1	Fertiili	0,5
-2	<i>Chorda filum</i>	1
0	<i>Potamogeton pectinatus</i>	5
	<i>Potamogeton filiformis</i>	5
0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	3
-1	<i>Ranunculus baudotii</i>	5
-1	<i>Myriophyllum spicatum</i>	5

Liite 2 Näytteenottopaikkojen kohdekortit (korjattu vuonna 2008)

Koela No	298
Paikan nimi	Katajaluoto/Långskär
Osa-alue	13
Näytteenottovuosi	2005
Näytepäivä	2.8.
Ylempi syvyys (m)	0,8
Alempi syvyys (m)	2,0
Pohjatyyppi	Kallio/kivikko
Ekspositio	NE
2-kaistakoordinaatti lev.	6665227
2-kaistakoordinaatti pit.	2551621
WGS 84 lev.	60° 5.738'
WGS 84 pit.	24° 55.477'
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-1,4
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-1,6
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	-0,8
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	-1,0
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-2,0
NÄYTTEEN S-ARVO 2005	
Haraus	-0,8
Sukellus (ylin 2m)	-0,3
Sukellus	-1,1
Laji-s	Lajinimi
-2	<i>Cladophora rupestris</i>
	<i>Cladophora glomerata</i> :
0	Kork. 1-10 cm
0	Epif. 0 (0-3)
	<i>Fucus vesiculosus</i> :
	Korkeus (cm)
	Kaasurakkuloita ei ole
-1	Fertiili
-1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
	Runsas (%)
	0,5
	10
	10
	10
	5
	10
	5
	3,5
	1
	1

Koela No	299
Paikan nimi	Katajaluoto/Flathällen
Osa-alue	13
Näytteenottovuosi	2005
Näytepäivä	2.8.
Ylempi syvyys (m)	0,5
Alempi syvyys (m)	2,0
Pohjatyyppi	Kallio/kivikko
Ekspositio	N
2-kaistakoordinaatti lev.	6665141
2-kaistakoordinaatti pit.	2551859
WGS 84 lev.	60° 5.69'
WGS 84 pit.	24° 55.732'
NÄYTTEEN S-ARVO 1974	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1979	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1984	-
NÄYTTEEN S-ARVO 1988	0,0
NÄYTTEEN S-ARVO 1993	0,2
NÄYTTEEN S-ARVO 1998/1999	-1,9
NÄYTTEEN S-ARVO 2005	
Haraus	-0,8
Sukellus (ylin 2m)	-0,6
Sukellus	-1,2
Laji-s	Lajinimi
1	<i>Ulva intestinalis</i>
-2	<i>Cladophora rupestris</i>
	<i>Cladophora glomerata</i> :
1	Kork.yli 10 cm
0	Epif. 0 (0-3)
	<i>Fucus vesiculosus</i> :
	Korkeus (cm)
	Kaasurakkuloita ei ole
-1	Fertiili
-2	<i>Elachista fucicola</i>
-1	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
-2	<i>Furcellaria lumbricalis</i>
-1	<i>Ceramium tenuicorne</i>
	Runsas (%)
	0,5
	1
	20
	20
	20
	50
	10
	50
	5
	10
	1
	1
	1

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Tekijä(t)/Författare/Author(s)

Karoliina Ilmarinen ja Ilkka Viitasalo

Julkaisun nimi/Publikationens titel/Title of publication

*Vesikasvillisuus Seurasaarenselän–Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu
Vattenvegetationen på området Fölisöfjärden–Enskär på sommaren 2005: en jämförelse mellan
forskningsmetoder*

Water vegetation from Seurasaarenselkä to Katajaluoto in summer 2005: a comparison between study methods

Julkaisija/Utgivare/Publisher

*Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsingfors stads miljöcentral
City of Helsinki Environment Centre*

Julkaisuaika/Utgivningstid/

Publication time
2006

Sarja /Serie /Series

*Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja
Helsingfors stads miljöcentrals publikationer
Publications by City of Helsinki Environment Centre*

Numero/Nummer/No.

8/2006

ISSN

1235-9718

ISBN

952-473-780-9

ISBN (URL: www.hel.fi/ymk/julkaisut)

952-473-781-7

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

makrofyytti, rehevöityminen, vesipuitedirektiivi, ekologisen tilan luokittelu, likaantuneisuusluokittelu

makrofyt, eutrofiering, vattenpolitiska ramdirektivet, ekologiskt tillståndsklassificering, föroreningsklassificering

macrophyte, eutrophication, water framework directive, ecological state classification, contamination classification

Lisätietoja/Närmare upplysningar/Further information

Liisa Autio, puh/tfn (09) 7312 2939, liisa.h.autio@hel.fi

Helsingin kaupungin ympäristökeskus, PL 500, 00099 Helsingin kaupunki

<http://www.hel.fi/ymk>

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2004

1. **Pönkä, A., Laine, K., Kalso, S.** Patogeeniset bakteerit marinoidussa kotimaisessa broilerin ja kalkkunan lihassa
2. **Airaksinen, T., Paavola, T.** Pienet vähittäismyymälät ensisaapumispaikkoina Helsingissä
3. **Siivonen, Y.** Helsingin lepakkolajisto ja tärkeät lepakkoalueet vuonna 2003
4. **Kajaste, I.** Vartiokylänlahden tila. Vartiokylänlahden veden laatu vuosina 2000–2001
5. **Kultanen, L., Leskelä, T., Ilomäki, T.** Näytteiden kuljetuslämpötila Helsingin elintarvikevalvonnassa
6. **Salla, A.** Kallioperän ja maaperän arvokkaat luontokohteet Helsingissä

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2005

1. *Helsingin ekologisen kestävyuden ohjelma. Ympäristönsuojelun painopisteet vuosille 2005–2008*
2. **Munne, P., Autio, L.** Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä
3. **Kolju, N., Autio, J.** Pääkaupunkiseudun ympäristölupaselvitys 2002–2004
4. **Pönkä, A., Kalso, S.** Pehmeäjäätelön mikrobiologinen laatu Helsingissä vuosina 2001–2004
5. **Yrjölä, R., Luostarinen, M., Tanskanen, A.** Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2004. Linnustomuutokset vuosina 2002–2004
6. **Laine, L.J., Yrjölä, R.** Kirjokertun, pikkulepinkäisen, ruisrääkän ja luhtahuitin habitaattikartoitus Mustavuoren lehdon ja Östersundomin lintuvesien Natura-alueella.
7. **Tarvainen, V., Koho, E., Kouki, A.-M., Salo, A.** Helsingin purot. Millaista vettä kaupungissamme virtaa?
8. **Vatanen, S.** Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2006

1. **Polojärvi, K., Niskanen, I.** SO₂- ja NO_x-kuormituksen vaikutukset bioindikaattoreihin pääkaupunkiseudulla 1990–2004
2. **Yrjölä, R.** Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2005.
3. **Åberg, R., Kalso, S., Talja, P., Nousiainen, L.-L., Raussi, V., Pönkä, A.** Savukalan laatu torimyyynnissä Helsingissä kesällä 2005
4. **Honkanen, J.** (toim.). Haltialan metsäalueen luonto
5. **Ympäristösuunnittelu Enviro Oy.** Vanhankaupunginlahden lintuvesi –Natura 2000 –alueen hoito- ja käyttösuunnitelma
6. **Kiema, S., Saarenoksa, R.** Pornaistenniemen käävät ja orvakat sekä niiden suojeluarvo
7. **Riska, T., Åberg, R., Raussi, V., Tuominen, M.-L.** Eineskeittiöiden omavalvonnan toimivuus: lämpötilat ja puhtaus
8. **Ilmarinen, K., Viitasalo, I.** Vesikasvillisuus Seurasaarenselän–Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu