



HELSINGIN KAUPUNGIN

YMPÄRISTÖKESKUKSEN MONISTEITA

Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997

- Vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993

Sini-Pilvi Saarnio



Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Matemaattis-luonnontieteellinen		Laitos — Institution — Department Ekologian ja systematiikan laitos Hydrobiologian osasto	
Tekija — Författare — Author Saarnio, Sini-Pilvi			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997 — vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993			
Oppiaine — Läroämne — Subject Hydrobiologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Pro gradu -tutkielma		Aika — Datum — Month and year Lokakuu 1998	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 82 s. + 2 liitettä
<p>Tiivistelmä — Referat — Abstract Pro gradu -työssä tutkittiin Jollaksen, Vuosaaren ja Sipoon edustan merialueiden makrofyttikasvillisuutta. Kasvillisuutta tutkittiin 19 tutkimuspisteellä, joilla näytteenotto tehtiin varsiharalla hydro- ja sublitoraalista heinäkuun puolivälin jälkeen vuonna 1997. Näytteiden lajikoostumusta verrattiin aiempiin tutkimuksiin, joita on tehty Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen toimesta mm. vuosina 1984, 1988 ja 1993. Työn tarkoituksena oli verrata aiempaa tarkemmin eri lajien ja lajiryhmien esiintymisessä tapahtuneita muutoksia vertailuvuosien aikana. Työssä käytetty tarkastelutapa pohjautuu indikaattorilajien tarkasteluun. Indikaattorilajeina on käytetty rehevöitymisestä hyötyviä suolileviä (<i>Enteromorpha</i>) sekä rehevöitymisestä kärsiviä lajeja (tutkimusalueella havaittiin lajit <i>Furcellaria lumbricalis</i>, <i>Polysiphonia violacea</i>, <i>Cladophora rupestris</i>, <i>Chorda filum</i> ja <i>Elachista fucicola</i>). Rehevöitymisestä kärsivien lajien kohdalla saatujen tulosten mukaan merialueen tila on kohentunut 1984–1997, mikä johtunee lähinnä Vuosaaren puhdistamon lopettamisesta syyskuussa 1994.</p> <p>Lisäksi työssä tarkasteltiin ahdinparran (<i>Cladophora glomerata</i>) pituuden vaihtelua eri vuosina. Pituuden muutos ei tukenut arvioita merialueen tilan kohentumisesta. Pituuden muutokseen saattavat kuitenkin vaikuttaa monet ulkoiset tekijät eikä niinkään veden ravinnepitoisuus. Ahdinparran pituuden ohella tarkasteltiin rakkolevän (<i>Fucus vesiculosus</i>) pituutta, kaasurakkuloita, lisääntymisnysterniä ja epifyyttisten levien lajikoostumusta sekä niiden määrää.</p> <p>Tutkimuspisteille laskettiin tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch), jonka vaikutusta makroleviin tutkittiin. Fetchin todettiin vaikuttavan rakkolevävyöhykkeen ylärajan ja viherlevävyöhykkeen alarajan sijoittumiseen siten, että tuulelle avoimilla alueilla viherlevävyöhyke (lähinnä ahdinparta) ulottui syvemmälle kuin suojaisilla alueilla. Rehevöitymisestä kärsivien lajien kohdalla fetch vaikutti haarukkalävän (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) esiintyvyyteen: sitä esiintyi enemmän tuulelle avoimilla rannoilla. Punalevä <i>Polysiphonia violacea</i> puolestaan näytti esiintyvän enemmän suojaisilla kuin avoimilla rannoilla, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Rakkolevän lajispesifinen epifyytti <i>Elachista fucicola</i> esiintyi suuremmassa määrin avoimilla ja aallokkosilla kuin suojaisemmilla rannoilla.</p> <p>Kasvillisuusseurannassa on käytännön ongelmia, jotka ovat yhteisiä kaikelle biologiselle kenttätutkimukselle. Litoraalin käyttö ympäristön seurannassa on koettu vaativaksi, sillä eliömaailmaa säätelevät monimutkaiset syy- ja seuraussuhteet. Myöskään indikaattorilajien nimeäminen ja tutkiminen ei ole ongelmatonta. Usein lajin esiintymistä saattaa rajoittaa ravinteiden sijaan jokin muu, fysikaalinen tai bioottinen, tekijä. Lisäksi lajien, jotka vaihtelevat vuoden mittaan ja eri vuosien välillä, vertailua tulisi tehdä erityisen varovasti, jotta todelliset muutokset kasvillisuudessa voidaan havaita. Itämeren maiden tutkimusmenetelmien yhtenäistäminen on viime aikoina ollut työn alla, jotta tutkimusten vertailtavuus saataisiin nykyistä paremmaksi.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords		Vesikasvillisuus, makrofytti, makrolevä, rantavyöhyke, litoraali, indikaattorilaji, fetch, rehevöityminen, Helsinki	
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Additional information			

Sisältö

1. Johdanto	1
1.1 Vesikasvillisuuden kehittymiseen vaikuttavat tekijät	2
1.2 Veden tilassa tapahtuvien muutosten vaikutus makrofyytteihin	6
1.3 Makrofyyttitutkimuksen historiaa	10
1.4 Tutkimuksen lähtökohdat	11
2. Aineisto ja menetelmät	13
2.1 Tutkimusaineisto	13
2.2 Tutkimusalue ja tärkeimmät ympäristötekijät	14
2.2.1 Suolaisuus	17
2.2.2 Ravinteet	18
2.2.3 Veden lämpötila	21
2.2.4 Kesien sääolosuhteet	23
2.2.5 Sademäärä	26
2.2.6 Talvien jäättilanne	28
2.2.7 Vedenkorkeus	30
2.2.8 Näkösyvyys	32
2.2.9 Veden yleinen tila ja kuormitus	34
2.3 Kenttätyöt	36
2.4 Laboratoriotyöt	38
2.5 Aineiston käsittely	38
2.5.1 Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch)	39
2.5.2 Fetchin vaikutus kasvillisuuteen	40
2.5.3 Vuosien 1984, 1988, 1993 ja 1997 välinen vertailu	41
2.5.4 Vuosaaren jätevesiputken vaikutus lajistoon	42
3. Tulokset	43
3.1 Näytepisteiden tehollinen fetch	43
3.2 Fetchin vaikutus kasvillisuuteen	44
3.3 Vuosien 1984, 1988, 1993 ja 1997 välinen vertailu	47
3.4 Vuosaaren jätevesiputken vaikutus	53
3.5 Makrofyyttilajit vuosina 1984, 1988, 1993 ja 1997	54
3.6 Ahdinparta ja rakkolevä vuonna 1997	62

4. Tulosten tarkastelu	63
4.1. Tutkimusalueen makrofytyt 1970–1990-luvuilla	63
4.2. Rannan avoimuuden vaikutus makrofytyihin	69
4.3. Kasvillisuusseurannan ongelmia ja kehittämisehdotuksia	70
5. Kiitokset	75
6. Kirjallisuus	76
7. Liitteet	

1. Johdanto

Pohjaan kiinnittyneet makrofytyt kasvavat rannalla hydrolitoraali- ja sublitoraalivyöhykkeessä, meriekosysteemin tuottavimmassa ja monimuotoisimmassa osassa. Litoraalin ekologinen merkitys korostuu rikkonaisilla saaristo- ja rannikkoalueilla, joita Pohjois-Itämeressä on runsaasti; tapahtuuhan ravinteiden kierrosta suuri osuus näiden alueiden kautta (Salemaa & Kangas 1984). Hydro- ja sublitoraalin makrofyteistä varsinkin rakkolevän (*Fucus vesiculosus*) hallitsemalla vyöhykkeellä on tärkeä rooli Itämeren kalojen poikasvaiheiden kasvualueena (Hällfors ym. 1987).

Akvaattiset makrofytyt ovat makroleviä, vesisammalia ja pysyvästi vedessä kasvavia putkilokasveja (Wetzel 1983: 556-559). Viher-, rusko- ja punalevät ottavat tarvitsemansa ravinteet ympäröivästä vedestä ja meren pohja toimii niille ainoastaan kiinnittymisalustana.

Pohjois-Itämeren kallioranta voidaan jakaa leväkoostumuksen mukaan erilaisiin vyöhykkeisiin. Ylin on vesirajan tuntumassa sijaitseva yksivuotisten ja nopeakasvuisten lajien rihmalevävyöhyke. Rihmalevät esiintyvät myös syvemmillä kalliopinnoilla sekä muiden levien, mm. rakkolevän epifyytteinä eli päällyskasveina. Rihmalevät ja niihin liittyvä epifyton (päällyskasvusto) reagoivat litoraaliyhteisössä herkimmin veden laadun, valaistuksen, lämpötilan, ravinteisuuden ja muiden ympäristötekijöiden muutoksiin. Rihmalevien alapuolella on rakkolevävyöhyke, joka ulottuu pohjoisella Itämerellä jopa viiden metrin syvyyteen. Rakkolevä on monivuotinen ruskolevä ja se muodostaa valtaosan kalliorantojemme kasvillisuuden biomassasta. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella on vielä punalevävyöhyke (mm. Du Rietz 1930, Levring 1951, Waern 1952).

Akvaattiset makrofytyt heijastavat litoraalissa vallitsevia olosuhteita, eivät niinkään avovesialueen ominaisuuksia. Mikäli vesistö on pieni, kasvillisuus luonnollisesti heijastaa paremmin myös koko vesialueen tilaa (Toivonen 1984). Suljetuilla merenlahdilla ja tiheässä saaristossa on sama tilanne.

Vesimakrofyyttejä on käytetty vesistön tilan indikaattoreina paljon vähemmän kuin esim. kasviplanktonia. Vesimakrofyytit kuitenkin kuvastavat ympäristön tilaa pitkällä aikavälillä paremmin kuin vapaan veden lajit, sillä makrofyytit ovat yleensä pitkäikäisiä ja alustaansa kiinnittyneinä samalla paikalla kasvavia. Makrofyytit soveltuvat vesistön pitkäaikaiseen seurantaan hyvin myös sen takia, että ne reagoivat vain pysyviin ja selviin vesistön tilan, lähinnä ravinteiden määrän, muutoksiin (Toivonen 1984). Monissa velvoitetarkkailuissa onkin käytetty perifytonlevyjen kasvustoja vesistön tilan arvioimiseen. Luonnonalustojen levästästä kuormitetuilla alueilla on tietoa kuitenkin vähän, mutta tällaisella tutkimustiedolla olisi käyttöä arvioitaessa kuormituksen ja likaantumisen aiheuttamaa haittaa rantavyöhykkeessä (Blomster 1996).

1.1. Vesikasvillisuuden kehittymiseen vaikuttavat tekijät

Makrofyyttien kasvuun ja esiintymiseen vaikuttavat mm. veden suolapitoisuus, valon määrä, lämpötila, ravinteet, fyysikaalinen kulutus (jäät, aallokko), pohjan laatu sekä bioottiset tekijät kuten kilpailu ja laiduntaminen.

Suomenlahden rannikon murtovedessä suolapitoisuus eli saliniteetti on tärkein pohjalla kasvavia kasveja ja leviä horisontaalisesti rajoittava ympäristötekijä. Itämeren sisälähdissä ja jokisuissa suolapitoisuus on alhaisimmillaan. Monet lajit elävät Suomenlahdella saliniteettitoleranssinsa äärirajoilla (esim. Luther 1951a, 1951b). Suuri osa mereisistä lajeista kärsii etenkin kevään alhaisista suolapitoisuuksista rannikkovyöhykkeellä. Myös itiöiden (spoorien tai tsygoottien) kehittyminen voi kärsiä alhaisesta suolapitoisuudesta (Wallentinus 1976, 1979a). Trein ym. (1987) mukaan alhainen saliniteetti vaikuttaa levien morfologiaan ja seksuaaliseen lisääntymiseen, mikä näkyy kääpiökasvuina, steriileinä yksilöinä. Suomenlahdella lajien määrä vähenee lännestä itään päin saliniteetista johtuen (Trein ym. 1987). Toisaalta Itämeressä myös pohjois-eteläsuunnassa tapahtuu makrofyyttilajien muutoksia: pohjoisessa lajisto on lähinnä yksivuotista ja monivuotisten lajien määrä kasvaa etelään päin mentäessä. Tämä johtuu saliniteetin lisäksi jääolojen ja pohjan laadun muuttumisesta kyseisellä välillä (Kautsky 1991).

Toinen tärkeä rajoittava tekijä Suomenlahden rannikolla on valo. Valon vuodenaikainen vaihtelu pohjoisilla leveysasteilla vaikuttaa koko Itämeren alueella. Kasvukausi vaihtelee eteläisen Itämeren 8–9 kuukaudesta pohjoisen Pohjanlahden 4 kuukauteen, mikä rajoittaa varsinkin monivuotisten lajien kasvua pohjoisessa (Kautsky 1988). Valo rajoittaa makrofytytien vertikaalista levinneisyyttä. Sisäsaaristossa valaistusoloihin vaikuttaa lähinnä alloktonisen (muualta kulkeutuvan) aineksen määrä, ulkosaaristossa planktonin kukinnat. Liika turbiditeetti (sameus) voi rajoittaa makrofytyttejä etenkin jokien suualueilla. Makrofytytit myös varjostavat toisiaan ja kilpailevat tilasta sekä valosta. Toisaalta makrofytytit samalla suojaavat toisiaan aallokkovaikutukselta – jotkut lajit ovat jopa riippuvaisia suurikokoisten makrofytyttien antamasta suojasta (Trei ym. 1987, Wallentinus 1976, 1979a, 1979c).

Veden lämpötila vaikuttaa makrofytytien fysiologisiin toimintoihin. Lämpötilalla on merkitystä etenkin makrokasvien itiömuodostustapahtumissa (Viitasalo 1985). Eri lajeilla on omat lämpötilaoptiminsa, mikä heijastuu kasvillisuudessa vuodenaikaisena lajivaihteluna. Keväällä suojaiset sisälahdet lämpiävät ensimmäisenä. Koko kasvukauden ajan lämpötilaolot siellä ovat kasvien kasvulle edullisemmat kuin kylmemmissä ulkosaaristossa ja ulkomerellä. Lämpötila vaikuttaa myös siihen, milloin jäät lähtevät ja valaistusolot sitä kautta mahdollistavat makrofytytien kasvun alkamisen (Wallentinus 1976).

Myös talven jäättilanne vaikuttaa makrofytytien kasvumahdollisuuksiin, sillä jääpeiteajan kesto vaikuttaa valon ja ravinteiden saatavuuteen litoraalissa. Lisäksi jään mekaaninen kulutus etenkin keväällä irrottaa leväkasvustoja. Kalliorannoilla jään mekaaninen kulutus on joskus selvästi nähtävissä litoraalissa: jäiden lähdettyä leviä kasvaa vain kallion halkeamissa (Wallentinus 1976, 1979a, Kiirikki 1996a). Jää kuluttaa makroleviä eniten avoimilla rannoilla ankaran jäätalven jälkeen (Kiirikki & Ruuskanen 1996). Ahtojää voi mekaanisesti irrottaa makrofytyttejä jopa neljän metrin syvyydeltä asti. Vapautuvan tilan valtaavat muutamat opportunistiset yksivuotiset makrolevälajit, etenkin viherlevät

(Wallentinus 1979c, Kautsky 1988). Mikäli kuitenkin ahdinparran (*Cladophora glomerata*) talvehtiminen ei ole onnistunut, ruskolevät valtaavat vapaan tilan (Vuokko 1997).

Tuulen vaikutus rannan aallokkoisuuteen kasvaa tuulen kulkeman pyyhkäisymatkan kasvaessa. Tuulen aiheuttamat veden liikkeet voivat joillakin alueilla vaikuttaa makrofyytteihin merkittävästi: mikäli pehmeillä pohjilla aallokko vaikutus on voimakasta, kasvillisuuden biomassassa on vähäinen tai kasvillisuutta ei ole lainkaan pohjan liikkuvuuden vuoksi. Aallokko vaikutuksen kasvaessa kasvillisuusvyöhykkeet siirtyvät alemmas litoraalissa. Voimakkaimman aallokko vaikutuksen alueella rakkolevä ei esiinny lainkaan tai rakkolevävyöhyke siirtyy syvemmälle. Kovilla pohjilla aallokko voi vaikuttaa kasvillisuuteen myös repien sitä irti ja estäen itiöiden asettumisen kasvualustalle (Wallentinus 1979c, Trei ym. 1987, Kautsky 1988).

Ekspositio eli rannan avoimuus, suunta ja kaltevuus määrää kuinka paljon auringon valoa, aallokko vaikutusta ja jään aiheuttamaa kulutusta kasvillisuus saa osakseen. Näiden tekijöiden yhdysvaikutus vedenkorkeuden vaihtelun lisäksi vaikuttaa levien vertikaaliseen vyöhykkeisyyteen (Wallentinus 1976, Kautsky ym. 1986). Jään kulutusvaikutus on suurimmillaan avoimilla rannoilla, jolloin levävyöhykkeiden yläraja laskee. Toisaalta näillä rannoilla veden korkeuden vaihtelun vaikutusta vähentää voimakkaampi aallokko, joka puolestaan nostaa levävyöhykkeen ylärajaa (Kiirikki 1996b). Veden näkösyvyys on suojaisilla rannikon läheisillä alueilla vähentynyt jokivesien ja sedimenttipohjien takia, mikä vähentää syvälle pääsevän valon määrää; ulompana saaristossa vesi on kirkaampaa (Wallentinus 1976). Kiirikki (1996b) on esittänyt, että levien vyöhykkeisyyteen eniten vaikuttavat tekijät ovat erilaisia eri syvyyksillä: aallokko vaikuttaa leviin etenkin vesirajan tuntumassa (+50 cm... -30 cm), jäät eniten syvyydessä -20 cm...-200 cm ja valoisuus (sameus) rajoittaa levävyöhykkeitä syvyydessä -300...-1700 cm.

Vuorovedellä ei Pohjois-Itämeressä ole kasvillisuuden kannalta merkitystä (esim. Waern 1952, Trei ym. 1987). Kuitenkin ilmanpaine-erot tai pitkään vallitseva tuuli voivat

aiheuttaa huomattavaa vedenpinnan korkeuden vaihtelua, mikä johtaa muutoksiin makroleivissä: mikäli meriveden pinta nousee pitkäaikaisesti alkukesällä, lähelle vesirajaa kiinnittyvät nopeakasvuiset viherlevät valtaavat tavallista leveämmän vyöhykkeen. Mikäli veden pinta laskee, ruskolevät saavat kasvuedun viherlevien tuhoutuessa pitkäaikaisen kuivuuden seurauksena (Viitasalo 1985, 1990).

Ravinnepitoisuuksien nousu on ollut viime vuosikymmeninä selvästi havaittavissa Suomenlahden rannikolla (esim. Larsson ym. 1985, Nehring ym. 1987). Ravinnepitoisuuksien nousu johtaa makrofyttien ja kasviplanktonin tuotannon kasvuun. Rehevöitymisen vaikutukset kasviplanktoniin ja selkärangattomiin eläimiin tunnetaan hyvin, mutta vaikutuksista litoraalin makroleiviin tiedetään vähemmän (mm. Mäkinen & Aulio 1986). Rajoittavat ravinteet Itämeressä ovat fosfori ja typpi. Sisäsaaristossa on vapaata typpeä keväällä ja alkukesällä, kun taas ulkosaaristossa typpi loppuu pääravinteista ensimmäisenä ja on siten rajoittavana ravinteena (Wallentinus 1976, 1979a). Kautskyn (1991) mukaan eräs selkeä merkki rehevöitymisestä on leväyksilöissä tapahtuvat biomassamuutokset. Muutokset voivat aiheuttaa biomassan kasvua tai toisaalta johtaa valon määrän vähentyessä kitukasvuisten kääpiömuotojen esiintymiseen.

Myös pohjan laatu määrää minkälainen kasvillisuus paikalla viihtyy. Jotkut lajit vaativat kovaa epäorgaanista pohjaa kasvualustakseen, jotkut taas pehmeää orgaanista pohjaa (esim. Eloranta 1984). Näkinpartaiset ja suurin osa akvaattisista putkilokasveista suosivat hiekka-, savi- ja mutapohjia rannikkovyöhykkeellä sekä sisä- ja ulkosaaristossa, joille pehmeää sedimenttiainesta pääsee suojaisilla alueilla kasautumaan. Tuulille alttiissa ulkosaaristossa ja avomerivyöhykkeellä vallitsevat kalliorannat ja kivipohjat. Näillä kovilla pohjilla kasvaa lähinnä haptofyyttisiä (kiinnittyneitä) leviä (Hällfors ym. 1981, 1987, Trei ym. 1987).

Pohjan laatu voi muuttua rehevöitymisen aiheuttaman tuotannon kasvun johdosta, kun sedimentoituvan aineksen määrä kasvaa. Jos kovat pohjat muuttuvat pehmeiksi kasvillisuudessa tapahtuu lajimuutoksia: mm. rakkolevä häviää. Orgaanisen aineksen

määrän kasvaessa ja hajotustoiminnan lisääntyessä myös hapettomien olosuhteiden syntymisen mahdollisuus pohjalla kasvaa (Kautsky 1991). Lindgrenin (1973) ja Wallentinuksen (1976) mukaan sisälähdillä tapahtuva rusko- ja punalevien häviäminen johtuu rehevöitymisestä ja sen aiheuttamasta sedimentoituvan aineksen määrän kasvusta. Sedimentoituva aines vähentää valon määrää ja estää levien kiinnittymisen kasvualustalle. Pohjien pehmeneminen suosii ruovikkoja, missä makroleviä kasvaa ainoastaan putkilokasvien epifyytteinä. Kiirikin ja Lehvon (1997) mukaan lajit, jotka lisääntyvät syksyllä ja talvella saattavat saada lisääntymisedun suhteessa kesällä lisääntyviin, sillä syysmyrskyt ja vesimassan täyskierto irrottavat pohjalle sedimentoitunutta ainesta vapauttaen kovaa kasvualustaa itiöille.

Edellisten lisäksi vesikasveihin vaikuttavat monet bioottiset tekijät, kuten makrofyttilajien välinen kilpailu, kilpailu ravinteista kasviplanktonin kanssa, kasvien pinnalle asettuvien epifyyttisten eliöiden runsauden vaihtelu, kasvitaudit sekä selkärangattomien ja vesilintujen laiduntaminen (Viitasalo 1985, 1990). Hyvä esimerkki bioottisista tekijöistä on sinisimpukan (*Mytilus edulis*) ja makrolevien (lähinnä punalevien) välinen kilpailu elintilasta, jonka hyvissä valaistusoloissa voittavat makrofytyt ja huonoissa valaistusoloissa sinisimpukka (Kautsky 1988).

1.2. Veden tilassa tapahtuvien muutosten vaikutus makrofyytteihin

Suomessa hydrobiologinen tutkimus on viimeisimpien vuosikymmenien aikana paljolti keskittynyt erilaisten ihmistoiminnan vaikutusten tarkkailuun vesistöissä. Vesistöjen muutosten tutkimusta on nimetty ”likaantumistutkimukseksi”. Elorannan (1984) mielestä tällaisen termin käyttö on kuitenkin virheellistä, sillä likaantuminen on terminä niin monitahoinen ja laaja. Laajan yleiskäsitteen sijaan erilaiset ympäristömuuttajat pitäisi nimetä yksittäisten ekologisten tekijöiden (esim. ravinnepitoisuuksien tai valaistusolosuhteiden) mukaan (Eloranta 1984).

Likaantumisen ymmärretään usein tarkoittavan lähinnä rehevöitymistä. Rehevöittäviä päästöjä vesistöihin tulee lähinnä asutuksen jätevesistä, maa- ja metsätaloudesta sekä kalankasvatuksesta. Teollisuuden jätevedet voivat aiheuttaa rehevöitymisen lisäksi mm. happamuuden ja raskasmetallien tai muiden toksisten aineiden määrän kasvua. Myös veden samentuminen (runsaasti partikkeleita sisältävät jätevedet), sedimentaation lisääntyminen, pohjan pehmeneminen sekä lämpimät jäte- ja jäähdytysvedet vaikuttavat makrofyytteihin muuttamalla valaistusoloja, pohjan laatua tai tuotantoa (esim. Wallentinus 1976, Trei ym. 1987, Kautsky 1991, Eloranta 1992). Kaikki nämä tekijät heijastuvat makrofyyttien tilassa, mutta tässä työssä likaantumisella tarkoitan lähinnä ravinnekuormituksesta johtuvaa rehevöitymistä ja siihen liittyviä ilmiöitä.

Ympäristömuutosten seurauksena makrofyyttikasvillisuudessa voi tapahtua monentyyppisiä muutoksia, mm. lajiston rakenteessa, lajien yleisyydessä ja runsaudessa, kasvien fysiologiassa, elinvoimaisuudessa, verson mittasuhteissa, kasvustojen tiheydessä ja tuotannossa, eri elomuotojen runsaussuhteissa ja esiintymisessä, kasvillisuuden vyöhykkeisyydessä, kasvustojen mosaiikkimaisuudessa sekä koko vesistötyypissä (Toivonen 1984). Esimerkiksi ahdinparta reagoi rehevöitymiseen siten, että sekovarren pituus kasvaa puhtaiden alueiden 10–15 cm:stä jopa 50 cm:iin. Itämeren likaantumistutkimuksissa on kasviyhdyškuntien tarkastelun lisäksi tärkeää tutkia lajien esiintymistä tai puuttumista ja yksilöiden kuntoa, sillä lajit Itämeressä elävät suolaisuustoleranssinsa äärirajoilla eivätkä muodosta selväpiirteisiä yhdyskuntia kuten optimioloissa (Saura & Willamo 1993).

Makrofyyttien eri elomuodot ja kasvumuodot ilmentävät ympäristönsä muutoksia usein eri tavoin ja vaihtelevalla nopeudella riippuen mm. lajien kasvu- ja lisääntymistavasta sekä elinkierron pituudesta. Vedessä irrallaan kasvavat pleustofyytit reagoivat veden laadun muutoksiin herkimmin, esim. vähäsuolaisessa murtovedessä pikkulimaskan (*Lemna minor*) massaesiintymät viemärien purkupaikoissa muodostuvat muutamassa viikossa. Monet uposlehtiset puolestaan voivat runsastua muutaman kesän aikana, mikäli olot muuttuvat lajeille otollisiksi. Ilmaversoiset helofyytit sen sijaan reagoivat muutoksiin vasta 5–20

vuoden kuluessa, sillä ne eivät ole niin riippuvaisia veden laadusta (ottavat hiilidioksidin ilmasta ja ravinteet pääosin pohjasta) (Uotila 1979, Toivonen 1984, Niemi 1990).

Vesikasvillisuus suhtautuu luontaisen kasvupaikkansa rehevöitymiseen (Toivonen 1984) seuraavasti: (a) kärsii rehevöitymisestä, (b) hyötyy siitä, (c) ei kärsi eikä hyödy (indifferentti), mutta kasvustot voivat tihetä huomattavasti tai (d) hyötyy kohtuullisesta rehevöitymisestä, mutta sen jatkuessa alkaa kärsiä ja myöhemmin häviää. Indikaattorilajeja tutkittaessa on päädytty käyttämään termejä ”positiivinen” ja ”negatiivinen” määrittelemään lajin reaktiota likaantumiseen. Lajin sanotaan reagoivan positiivisesti likaantumiseen sen hyötyessä likaantumisesta ja negatiivisesti, kun se kärsii siitä (Wallentinus 1979a).

Likaantumisen seurauksena makrofyttilajistossa tapahtuu erisuuntaisia muutoksia. Viherlevistä likaantumista sietävät lajit runsastuvat ja lajit, jotka eivät siedä likaantumista, häviävät. Näkinpartaiset, rusko- ja punalevät vähentyvät ja sinilevät runsastuvat. Tämän totesivat Trei ym. (1987) tutkiessaan Pärnunlahdella likaantumisen aiheuttamia muutoksia. Suomessa Ruissalon läheisellä merialueella suolilevät (*Enteromorpha*) olivat runsastuneet, mutta ruskolevät ja näkinpartaiset lähes hävinneet sekä rakkolevän levinneisyys oli vetäytynyt kauemmas rantavesistä. Syyksi epäiltiin orgaanisen aineksen ja pääravinteiden (fosfori, typpi) määrän kasvua (Peussa & Ravanko 1975).

Suolilevien määrän on monissa muissakin tutkimuksissa todettu kasvavan likaantumisen myötä, vaikka niitä esiintyy harvalukuisena myös puhtailla alueilla (Häyrén 1921, Waern 1952, Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Viitasalo 1985, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993). Suolilevien, ahdinparran ja *Pilayella*-ruskolevän esiintyminen indikoi ravinteikasta vettä ja puhtaan veden lajeja puolestaan ovat rakkolevä, haarukkalevä (*Furcellaria lumbricalis*) ja *Phyllophora*-punalevät (Kautsky 1988). Lindgrenin (1973) mukaan varsinkin punalevien väheneminen indikoi hyvin likaantumista, sillä ilmeisesti punalevät ovat herkkiä vähentyvälle valon määrälle. Hyviä negatiivisia indikaattorilajeja

ovat Lindgrenin mukaan punalevä *Polysiphonia violacea* ja ruskoleviin kuuluva jouhilevä (*Chorda filum*).

Lindgren (1978) esittää rehevöitymisen positiiviseksi indikaattoriksi suolilevien kasvaneen määrän ja ahdinparran lisääntyneen pituuden sekä tummentuneen värin. Puhtailla alueilla ahdinparta on lyhyempää ja vaaleampaa. Ahdinparran tummentumisen tyyppipitoisessa sisälähdessä totesi myös mm. Norin ja Waern (1973) sekä Wallentinus (1976). Mäkinen ym. (1984) ja Hällfors ym. (1984) selittivät ahdinparran biomassan kasvua Suomenlahden ravinnepitoisuuden nousulla. Suomenlahden toisella puolella Trei ym. (1987) totesivat saman.

Rakkolevän ulkonäöstä voidaan päätellä minkälaisessa vedessä se kasvaa. Likaantuneilla alueilla rakkolevän sekovarten kiinnittyy runsaasti epifyyttejä. Sekovarsi haurastuu ja tulee rosoiseksi etenkin tyviosastaan. Likaantumisen on arveltu myös vaikuttavan levän fertiilisuuden siten, että likaantuneilla alueilla yksilöissä olisi vähemmän lisääntymisnystermiä kuin puhtailla alueilla (Viitasalo 1990).

Rakkolevän epifyyteistä rihmamaisten levien lisäksi myös merirokko (*Balanus improvisus*) ja levärupi (*Electra crustulenta*) lisääntyvät veden likaantumisen seurauksena (Kangas ym. 1982). Levärupi esiintyy normaalisti rakkolevän pinnalla syvässä vedessä, mutta likaantuneilla alueilla se nousee pinnemmaksi. Mikäli levärupi peittää yli 40 % rakkolevän sekovarresta pintavedessä (1–1,5 m) on epäiltävä likaantumista (Viitasalo 1985, Saura & Willamo 1993). Epifyyttisenä kasvava ruskolevä *Elachista fucicola* puolestaan kärsii likaantumisesta. *Elachista* on rakkolevän lajispesifinen epifyytti, joka katoaa likaantumisen myötä herkästi (Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Viitasalo 1985, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994).

1.3. Makrofytyttitutkimuksen historiaa

Vesimakrofytyttejä on käytetty ympäristöindikaattoreina jo vuosisadan alkupuoliskolta lähtien, jolloin huomattiin ekologisen tiedon karttuessa, että lajien esiintymisellä ja ympäristöolosuhteilla oli yhteyksiä toisiinsa (Eloranta 1984). Myöhemmin monet tutkijat ovat kehittäneet vesikasvien likaantumisen kestävyysperustuvia luokittelusysteemejä. Suomessa kasvillisuuskartoituksia ja luokittelua tältä pohjalta ovat tehneet mm. Häyrén (esim. 1921, 1944), Luther (1951a, 1951b), Ray (1974), Maa ja Vesi (1976), Lindgren (1978), Viitasalo (1985, 1990) ja Viitasalo ym. (1994). Luokittelut ovat perustuneet lähinnä kenttähavaintoihin, jolloin lajien viihtyvyyteen vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin likaantuminen. Näin eri alueilla on saatu erityyppisiä tuloksia ja varmoja likaantumisen indikaattorilajeja onkin sen takia miltei mahdoton määrittellä (Wallentinus 1979a). Toivonenkin (1984) toteaa vesikasvillisuuteen vaikuttavan niin monta eri tekijää samanaikaisesti, että on vaikeaa käyttää lajistoa yksiselitteisesti yksittäisen ympäristömuuttujan indikaattorina. Eri tutkijat ovat kuitenkin esittäneet omia näkemyksiään indikaattorilajeiksi sopivista lajeista.

Suomenlahdella tehdyistä makrofytyttitutkimuksista ovat Hällfors ym. (1987) kirjoittaneet yhteenvedon. Suomalaisesta makrofytyttitutkimuksesta on syytä mainita etenkin Lutherin (1951a, 1951b) perusekologiset teokset. Ruotsissa puolestaan Waern (mm. 1952) on tutkinut kalliorantojen levien ekologiaa. Wallentinus (esim. 1976, 1979a, 1979b) on tehnyt runsaasti makrofytyttitutkimusta Tukholman eteläpuolisessa saaristossa (Trosan–Askön alueella). Hän on luokitellut makrofytyttejä niiden likaantumisen kestävyysperusteella ja koonnut kirjallisuusyhteenvedon (Wallentinus 1979a) kaikista Itämeren makrofytyttilajeista. Kautskyn (esim. 1988, 1989, 1991) tutkimuksissa käsitellään kasvillisuuden lisäksi myös pohjaeläimiä. Viron puolella makrofytyttejä ovat tutkineet mm. H. Kukk ja Trei. Yhteenvedon tästä venäjänkielisestä kirjallisuudesta ovat kirjoittaneet Trei ym. (1987).

1.4. Tutkimuksen lähtökohdat

Viime vuosikymmeninä ihmisen aiheuttamat muutokset Itämeressä ovat runsastuneet merkittävästi. Ekosysteemien seuranta ja tutkimusta onkin syytä tämän takia tehdä entistä tehokkaammin (esim. Kautsky 1991). Pro gradu -työssäni pyrin osaltani selvittämään Helsingin itäisen merialueen tilassa tapahtuneita muutoksia ja niiden syitä. Viimeksi toimitetussa seurantaraportissa (Viitasalo ym. 1994) todettiin itäisen merialueen tilan kohentuneen jonkin verran aikaisemmista vuosista. Työssäni tutkin, onko kehitys viime vuosina jatkunut samaan suuntaan vertailemalla makrofyttikasvillisuuden koostumusta edellisiin tutkimuksiin (Viitasalo 1990, 1995, Viitasalo ym. 1994). Mielenkiintoista on pohtia, onko jätevesien johtamisen lopettaminen Vuosaaren edustalla vaikuttanut kehitykseen. Koska makrofyytteihin vaikuttavat hyvin monimutkaiset ekologiset kokonaisuudet, ravinteisuuden osuutta muutoksiin eri vuosien välillä on hyvin vaikea arvioida. Pitkäaikaisella hyvin suunnitellulla seurantatutkimuksella eri tekijöiden vaikutuksista saataisiin kuitenkin varmuutta.

Helsingin edustan vesialueiden tarkkailua hoitaa Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Tarkkailu on perustunut vesioikeuden velvoitepäätöksiin. Näitä velvoitteita on viime vuosina vähennetty, eikä niiden kautta siten enää voida saada kokonaiskuvaa kaupungin vesien ekologisesta tilasta. Tämä pro gradu -työ antaa uutta tietoa Vuosaaren läheisen merialueen tilasta ja palvelee ympäristökeskuksen yleistä velvollisuutta olla selvillä kaupunkiympäristön tilasta. Vesikasvillisuuden osalta Helsingin edustan vesistön tarkkailua on suoritettu aiemmin mm. vuosina 1974 (Ray), 1976 (Hällfors ym., Maa ja Vesi) sekä 1985, 1988, 1990 ja 1994 (Viitasalo ja Viitasalo ym.).

Pro gradu -työni liittyy myös Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen peruskartoitukseen, joka tehdään osana Vuosaaren suunnitellun sataman vesistövaikutusten arviointia. Kaupunginvaltuusto hyväksyi huhtikuussa 1996 sataman perustamissuunnitelman. Tutkimusalue kattaa satamahankkeen mahdollisen vaikutusalueen. On tärkeää olla selvillä alueen kasvillisuuden nykytilasta, jotta hankkeen

ympäristövaikutuksia voidaan tulevaisuudessa arvioida, mikäli hanke vastustuksesta huolimatta toteutetaan.

Myös muilla tahoilla tutkitaan vesikasvillisuutta, ja suunnitelmissa onkin ollut virallisen yhtenäisen makrofytytyhteisöjen seurantaohjelman kehittäminen Itämeren luonnontilaisille alueille. Suunnittelussa ovat olleet mukana mm. Helsingin ja Turun yliopistot, eräät rannikkoalueittemme alueelliset ympäristökeskukset, Suomen ympäristökeskus sekä Helsingin kaupungin ympäristökeskus (Blomster 1996). Erilaisten vesikasvillisuuteen liittyvien indikaattorilajien etsiminen ja biotestien kehittäminen ovat vireillä useilla tahoilla, esim. Suomen ympäristökeskuksessa (Mikko Kiirikki) ja Turun yliopistossa (Anita Mäkinen & Tiina Paalme) (suull. tiedonanto, Ilkka Viitasalo, Helsingin kaupungin ympäristökeskus).

2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Tutkimusaineisto

Kenttätöiden aikana keräsin tutkimusaineistokseni makrofyyttejä 13 koealalta, joilta Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen toimesta on näytteitä kerätty samoilla menetelmillä aiemminkin. Lisäksi perustin kuusi uutta koealaa täydentämään tutkimusalueen kattavuutta. Kaikki 19 koealaa olivat kalliorannoilla. Kävin koealoilla heinäkuussa (14.7.–24.7.) 1997 mahdollisimman tiukan aikataulun puitteissa, jotta kasvillisuus ei ehtisi muuttua vallitsevien sääolojen tai kesän etenemisen myötä.

Keräsin makrofyyttinäytteet varsiharalla veneestä ja kalliolta (kuva 1). Määritin näytteistä kasvilajit sekä niiden prosentuaaliset osuudet koealoilla. Lisäksi sain käyttööni Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen aiempien tutkimusten aineiston: lajilistat ja lajien prosentuaaliset osuudet vuosilta 1984, 1988 ja 1993. Aiemmat tutkimukset on tehnyt Ilkka Viitasalo työryhmineen (Viitasalo 1990, 1995, Viitasalo ym. 1994).



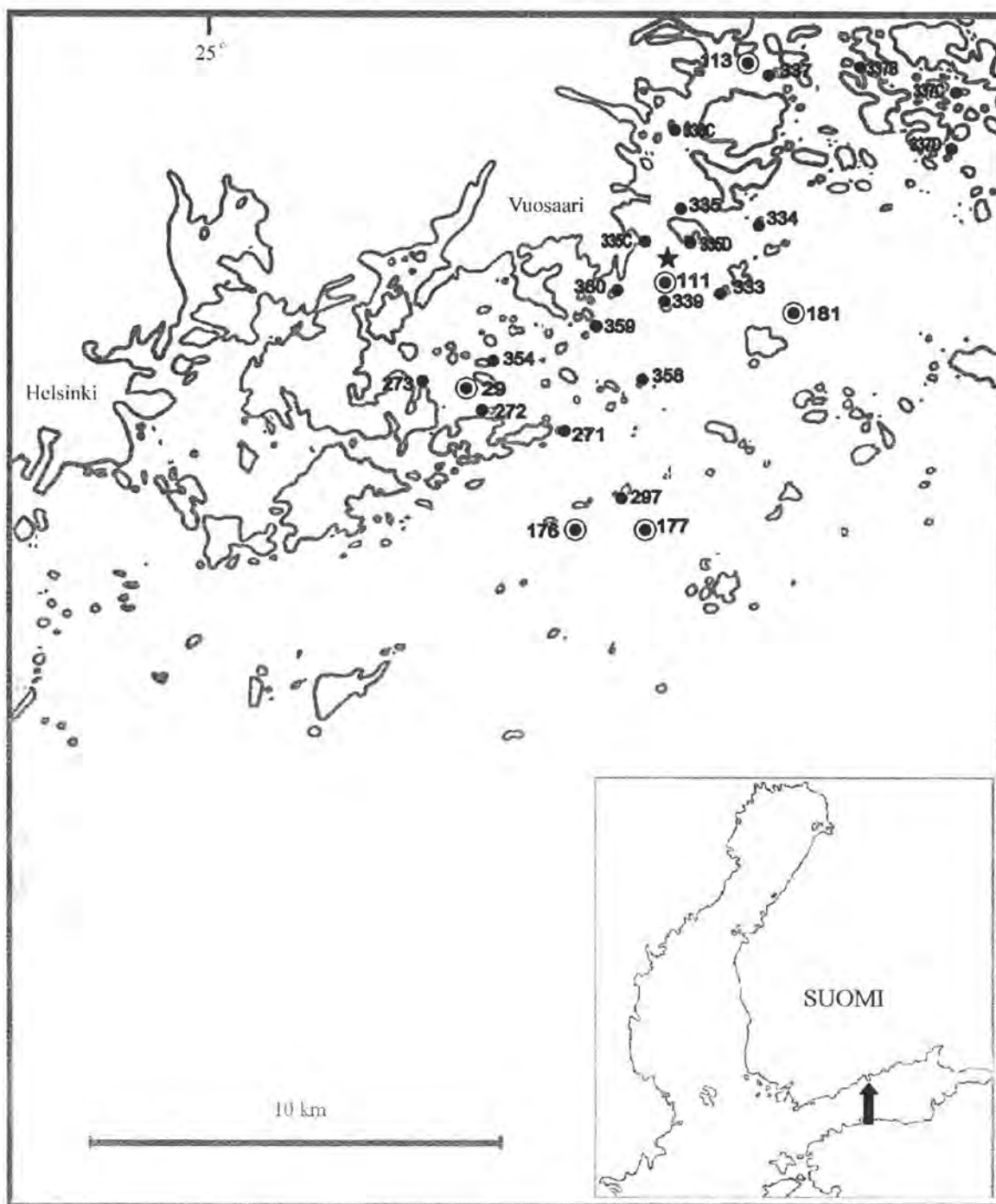
Kuva 1. Varsihara, jolla näytteet kerättiin. Haran lattareuna on teroitettu. Haran suuaukon mitat ovat n. 15,5 x 13,5 cm ja irrotetut levät kerääntyvät verkkopussiin. Varsi on säädettävä, pisimmillään 2,70 m.

2.2. Tutkimusalue ja tärkeimmät ympäristötekijät

Tutkimusaluetta suunnitellessani alkuhypoteesinani oli, että veden laatu muuttuisi vähäravinteisemmaksi sekä Sipoota että avomerta kohti mentäessä, kuten tilanne on tällä merialueella aiemmin ollut (Norha & Pesonen 1985). Kävi kuitenkin ilmi, että ravinnetietoja näiltä alueilta on Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailuissa tutkittu kattavasti vain kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhteen. Tämä ei kuitenkaan kerro kasvillisuuden käytettävissä olevista ravinteista, joista on vain hajanaisia mittaustuloksia. Lauri Pesonen (Helsingin kaupungin ympäristökeskus) totesi kuitenkin käymässämme keskustelussa ravinteiden määrän tutkimusalueellani hieman nousseen viime vuosina ulkosaaristossa ja avomerellä. Sipoota kohti mentäessä ravinteisuus pysyy samantyyppisenä kuin itäisen Helsingin edustalla. Päätin tästä huolimatta ottaa näytteitä nauhamaiselta tutkimusalueelta, sillä mielenkiintonani oli yhä Vuosaaren puhdistamon lopettamisen mahdolliset vaikutukset sekä Vuosaaren satamahankkeen vaikutusalueen kartoitus ennen toimenpiteitä.

Makrofyyttien tutkimuspisteitä oli 19 (taulukko 1) ja ne ulottuivat Itä-Helsingin Jollaksen merialueelta Vuosaaren merialueelle ja edelleen Sipoon merialueelle (kuva 2) Veden laatuluokitus vuosina 1994–1996 muuttui tyydyttävästä hyväksi mentäessä kohti itää ja toisaalta kohti avomerta. Laatuluokitus on tehty sameuden, näkösyvyyden, hapenkyllästysprosentin, kokonaisfosforipitoisuuden, fekaalisten kolimuotoisten bakteerien tiheyden sekä α -klorofyllipitoisuuden perusteella (Pesonen 1997). Nauhamainen tutkimusalue on pituudeltaan n. 19 km. Tutkimusalueelle ei laske jokia. Alueen keskivaiheilla sijaitsee vuonna 1994 käytöstä poistettu Vuosaaren jätevedenpuhdistamon poistoputki.

Peruskartan (Maanmittaushallitus 1974) mukaan suurin osa näytepisteistä sijoittuu sisäsaaristoon, vain neljä pistettä (Kajuuttaluodot, Kumminhället, Tupsu ja Märaskrin) kuuluu ulkosaaristoon. Häyrénin (1900, 1948) mukaista saaristovyöhykejako on vaikea soveltaa tälle alueelle sen mosaiikkimaisuuden takia. Myöskään aiempia tutkimuksia saaristovyöhykejaosta tälle alueelle ei löytynyt.



Kuva 2. Kartta tutkimusalueesta. Näytepisteet on merkitty mustalla ympyrällä, kemialliset tarkkailupisteet rengastetulla ympyrällä. Vuosaaren jätevedenpuhdistamon purkuaukko on merkitty tähdellä.

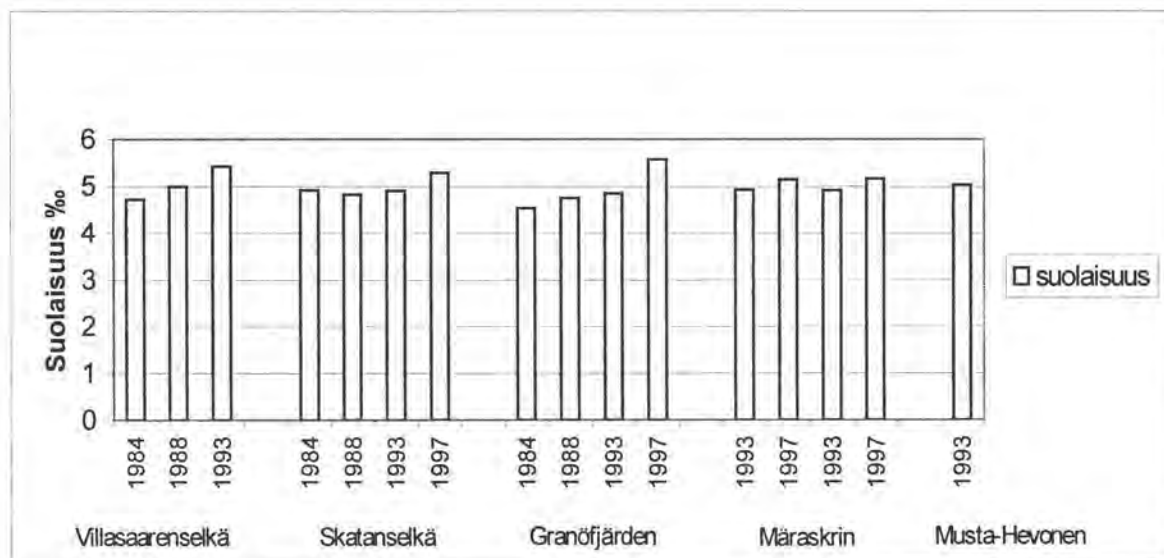
Jotta näytepisteet voitaisiin jollakin tavalla luokitella avoimuuden tai suojaisuuden suhteen, laskin kullekin pisteelle Håkansonin (1981) mukaisen tuulen tehollisen pyyhkäisymatkan (tehollisen fetchin), joka kuvastaa näytepisteen altistumista tuulelle. Aallokkoisuuden lisäksi myös talven jääpeite aiheuttaa litoraalissa mekaanista kulutusta. Håkansonin tuulelle kehittämää kaavaa voidaan soveltaa myös jään kulutuksen mitallistamiseen (Kiirikki 1996b).

Taulukko 1. Vuoden 1997 näytepisteet ja niistä käytetyt numerokoodit sekä lyhenteet. Sijaintia selventävissä ilmansuunnissa on käytetty englanninkielisiä lyhenteitä (N = north jne.)

koodi	271	272	273
nimi	Villinki Tupsu	Villinki Maununkari	Jollas Poikaluodot
lyhenne	TUPSU	MAUNUN	POIKAL
354	358	359	360
Kivisaari E	Kumminhället Skata	Kalliosaari Vuosaari	Huomenlahja Skata
KIVISA	KUMMIN	KALLIO	HUOMEN
335	335C (uusi)	335D (uusi)	339
Pikku-Niinisaari N-kari	Särkänniemi E	Pikku-Niinisaari S	Kajuuttaluodot
PNIINI	SARKAN	PNIINS	KAJUUT
333	334	337D (uusi)	336C
Krokholmshället	Maloxen Mölandet	Lilla-Koören	Kalkholmen NE-luoto
KROKHO	MALOXE	LILLAK	KALKHO
337	337B (uusi)	337C (uusi)	No. 297 (uusi)
Etermaholmen W	Peliholmen SW	Kalvratan W	Märaskrin SW
ETERMA	PELIHO	KALVRA	MARASK

2.2.1. Suolaisuus

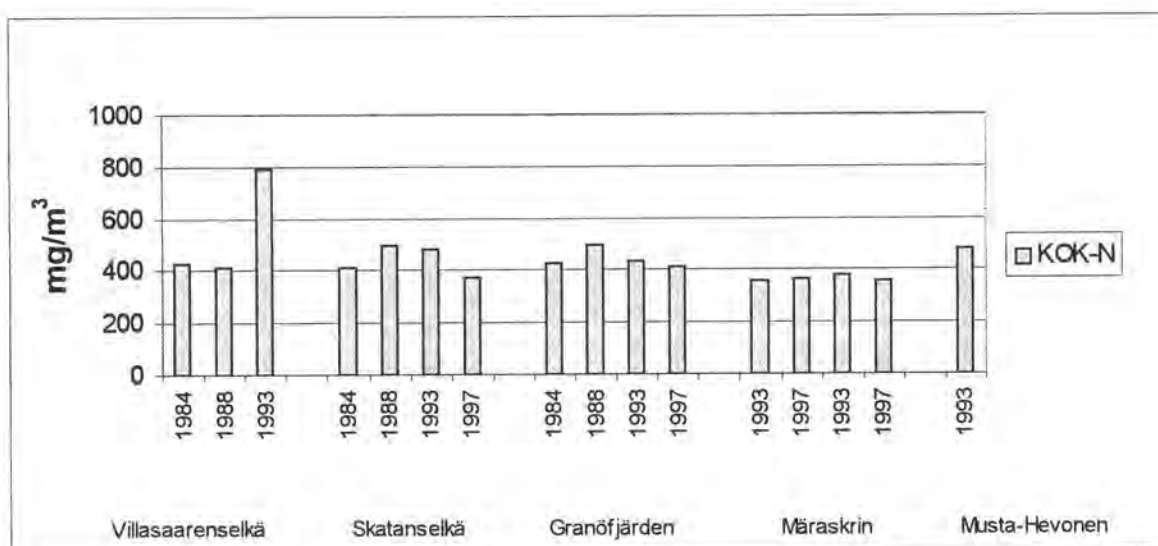
Tutkimusalueen suolaisuutta eli saliniteettia koskevat tiedot sain Helsingin kaupungin ympäristökeskuksesta. Tiedot ovat Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailuissa käytettyjen tutkimuspisteiden mittaustuloksia. Tutkimusalueeni lähistöllä sijaitsevat ympäristökeskuksen velvoitetarkkailupisteet **29** (Villingin edusta), **111** (Skatanselkä), **113** (lähellä Etermaholmenia), **176** ja **177** (2 pistettä lähellä Märaskrinia) sekä **181** (Musta-Hevosen koillispuoli). Velvoitetarkkailuissa mittauksia ei ole joka vuosi tehty samoilta alueilta, mutta kuvan 3 perusteella saamme kuitenkin yleiskuvan tutkimusalueen veden suolapitoisuudesta niinä vuosina, joita tämä pro gradu -työ käsittelee. Suolaisuuden vaihtelu eri vuosina on niin pientä, ettei se vaikuttane makrofyttien viihtyvyyteen. Kuvissa 3–8 esitetyt arvot ovat pintaveden suolaisuuden keskiarvoja kasvukauden (1.5.–30.9.) aikana.



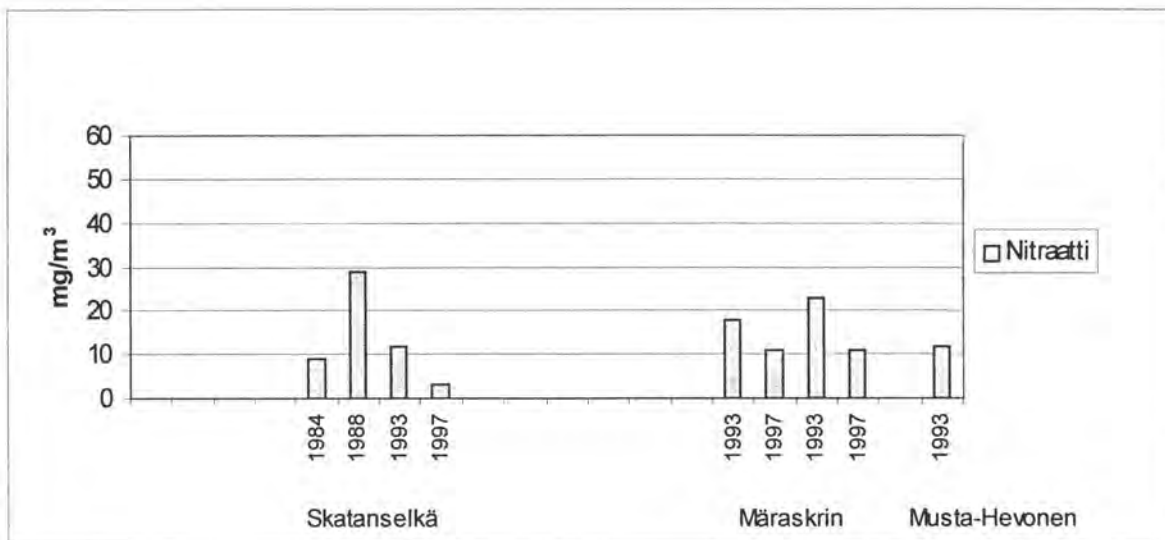
Kuva 3. Pintaveden keskimääräinen suolaisuus merialueilla kasvukauden (1.5.–30.9.) aikana eri vuosina. Märaskrinin vesialueella piste on 176 esitetty vasemmalla ja 177 oikealla.

2.2.2. Ravinteet

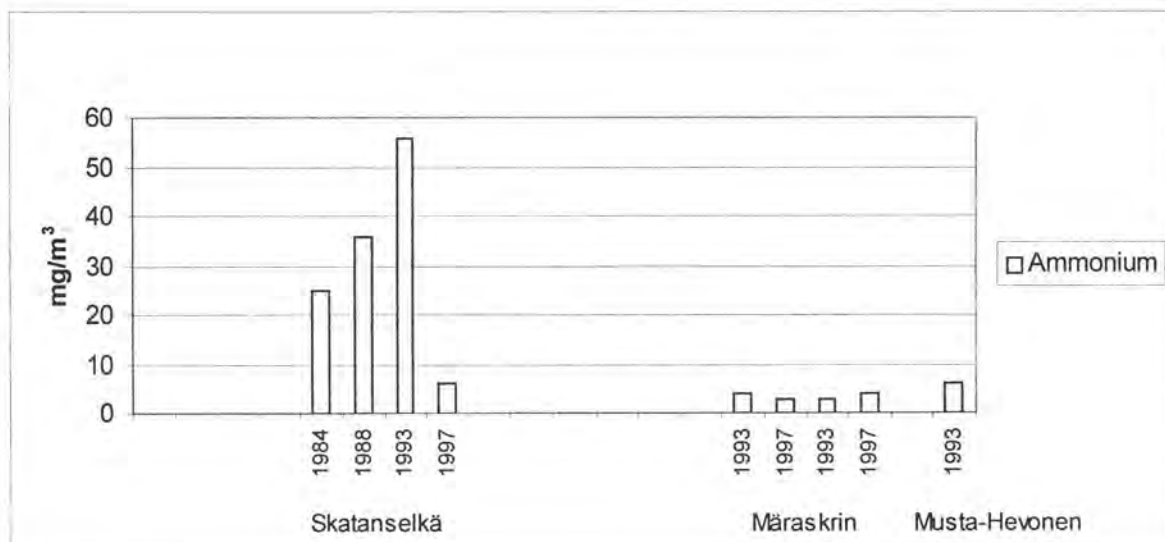
Myös makrofyyttejä rajoittavia ravinteita koskevat tiedot sain Helsingin kaupungin ympäristökeskuksesta. Makrofyytit ottavat typen nitraattina ja ammoniumina sekä fosforin ortofosfaattina (Wetzel 1983: 295–297). Velvoitetarkkailussa ravinteita ei ole kuitenkaan kattavasti tutkittu näissä muodoissa. Tämän takia esitän myös kokonaistypen ja -fosforin pitoisuudet tutkimusalueeni lähivesissä. Ravinmittaukset on tehty samoissa velvoitetarkkailupisteissä kuin suolaisuusmittauksetkin. Kasvillisuudelle käyttökelpoisten ravinteiden määrä on kuvien mukaan laskenut rannikon läheisillä alueilla, kun taas ulkosaaristossa ravinnepitoisuudet ovat säilyneet melko samantyyppisinä eri vuosina.



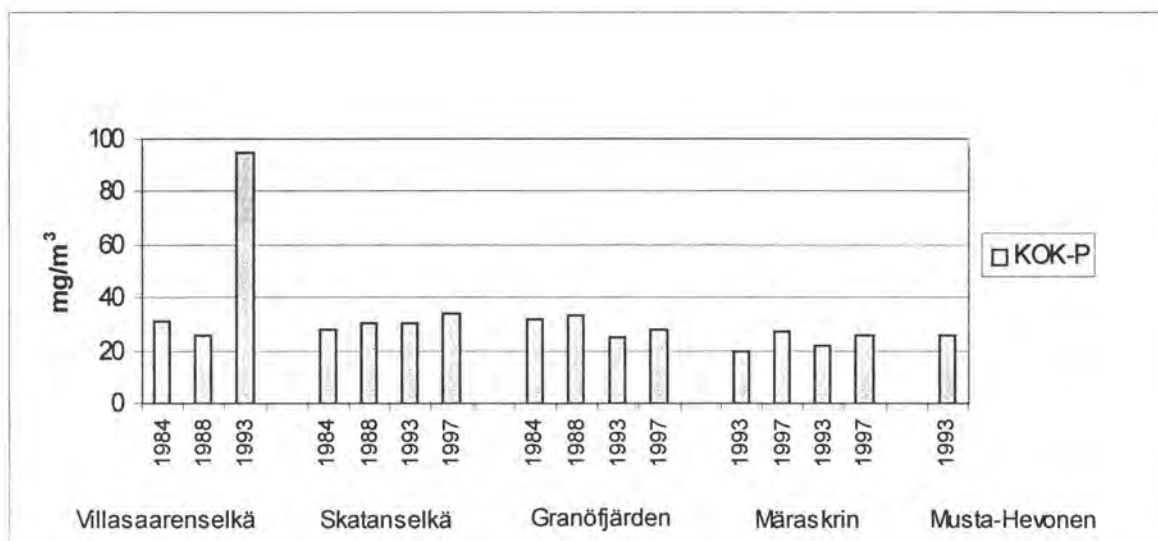
Kuva 4. Pintaveden keskimääräinen kokonaistyyppi merialueilla kasvukauden aikana eri vuosina. Märaskrinin vesialueella piste 176 on esitetty vasemmalla (2 pylvästä) ja 177 oikealla (2 pylvästä).



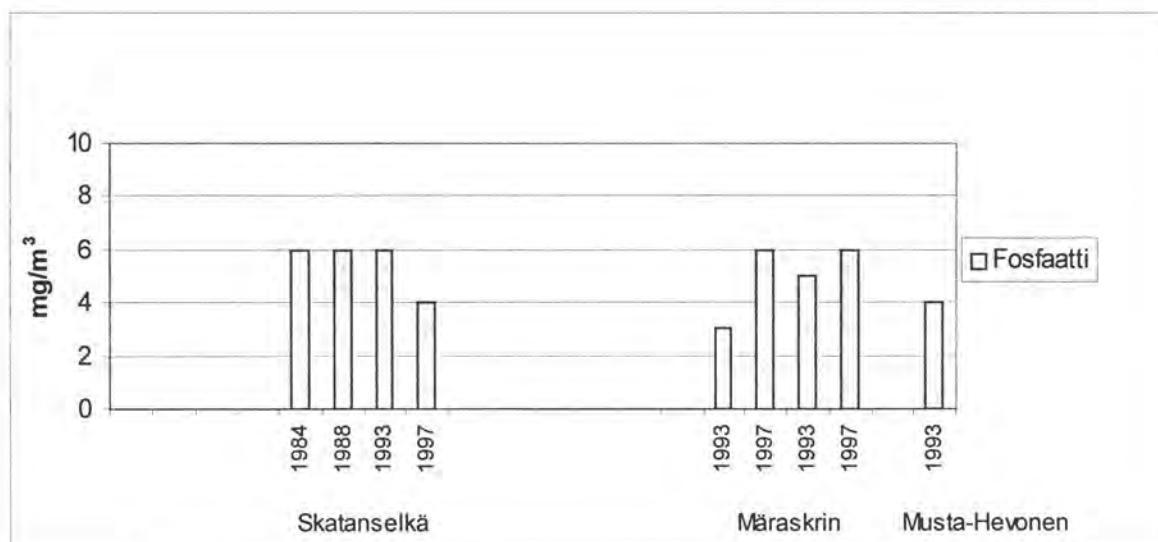
Kuva 5. Pintaveden keskimääräinen nitraattityppi (NO_3) merialueilla kasvukauden aikana eri vuosina.



Kuva 6. Pintaveden keskimääräinen ammoniumtyppi (NH_4) merialueilla kasvukauden aikana eri vuosina.



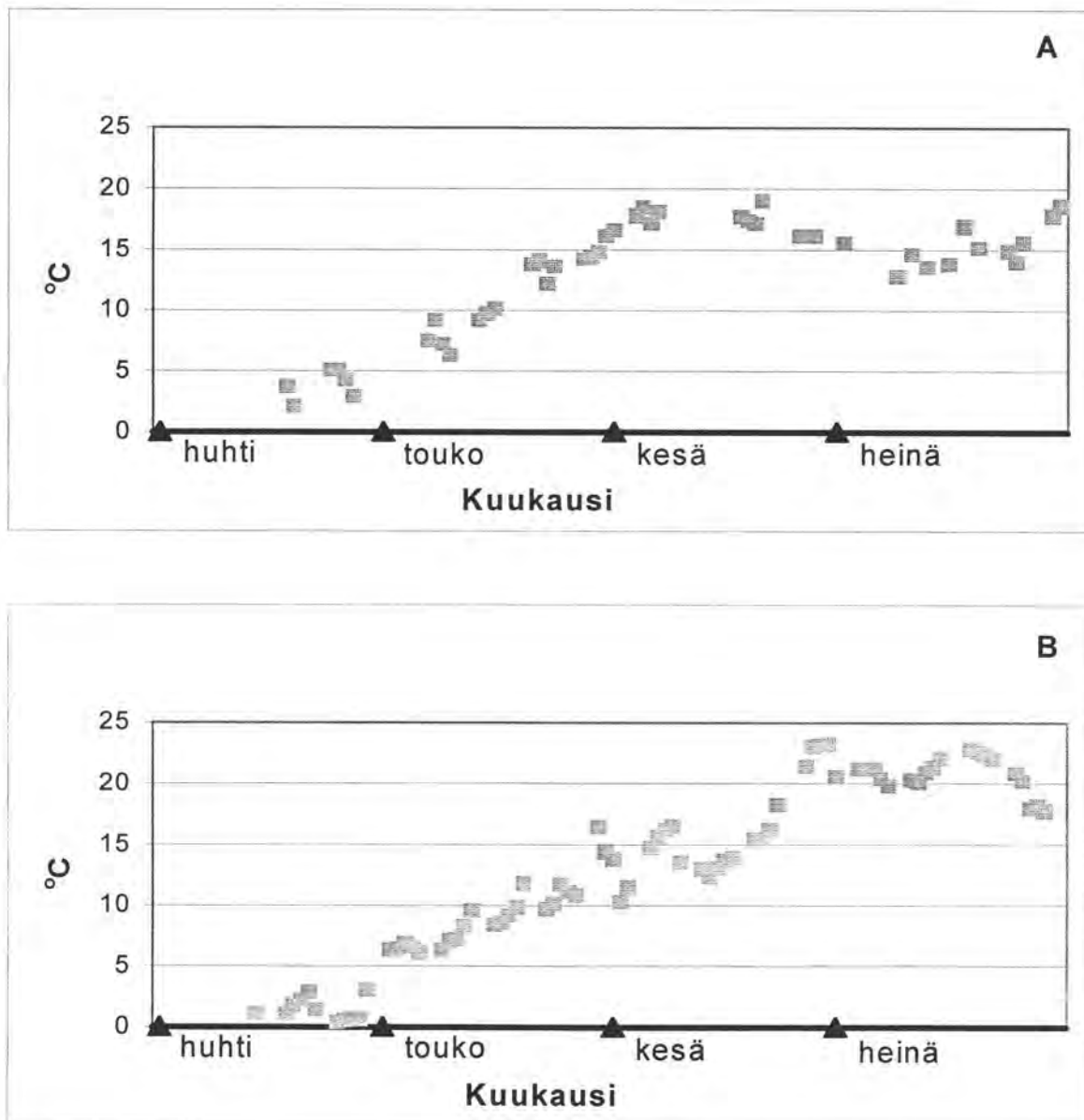
Kuva 7. Pintaveden keskimääräinen kokonaisfosfori merialueilla kasvukauden aikana eri vuosina.



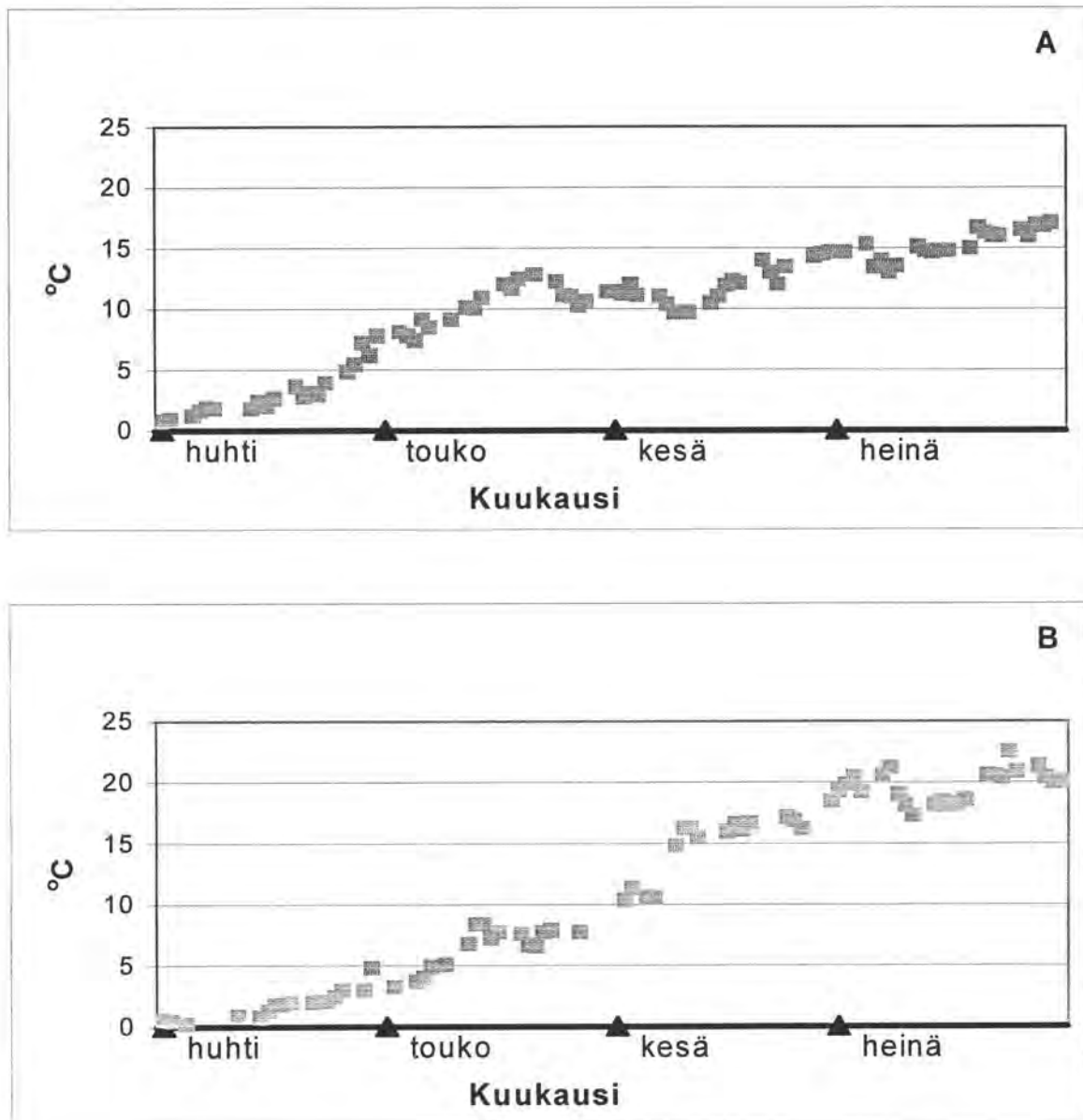
Kuva 8. Pintaveden keskimääräinen fosfaattifosfori (PO_4) merialueilla kasvukauden aikana eri vuosina.

2.2.3. Veden lämpötila

Veden lämpötilatiedot sain Merentutkimuslaitokselta. Kuvissa 9–10 esitetyt lämpötilat on mitattu Kaivopuiston mareografin läheisyydestä rannan tuntumasta keskipäivän aikaan. Kaikkina päivinä mittauksia ei ole tehty.



Kuva 9. Pintaveden lämpötila Kaivopuistossa (A) vuonna 1984 ja (B) vuonna 1988.

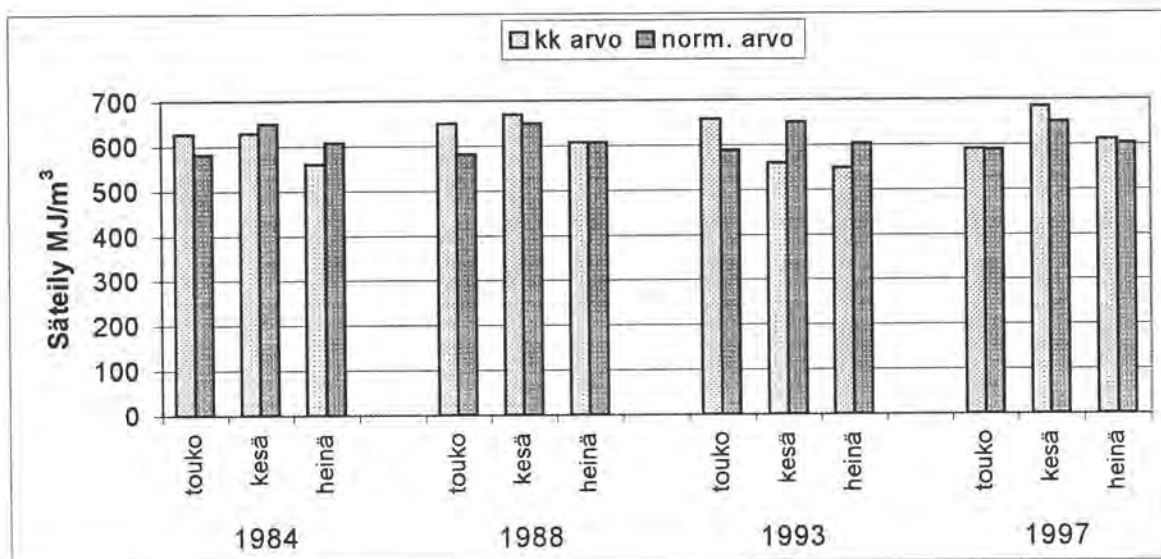


Kuva 10. Pintaveden lämpötila Kaivopuistossa (A) vuonna 1993 ja (B) vuonna 1997.

Vuosien 1988 ja 1997 lämpötilakehitys oli hyvin samantyyppinen, keskikesällä vesi oli hieman tavanomaista lämpimämpää. Sen sijaan vuodet 1984 ja 1993 poikkesivat näistä. Vuonna 1984 vesi oli alkukesällä tavallista lämpimämpää ja keskikesällä tavallista kylmempää. Vuoden 1993 kevät oli samantyyppinen kuin vuosina 1988 ja 1997, mutta keskikesällä vesi oli tavallista kylmempää.

2.2.4. Kesien sääolosuhteet

Sääolosuhteista etenkin kesän aikaiset lämpötilat (heijastuvat meriveden lämpötilaan) (taulukko 2), auringon säteilymäärät (kuva 11) sekä tuuliolosuhteet (taulukko 3 ja kuva 12) vaikuttavat makrofyyttien kehittymiseen. Seuraavassa on esitetty sääolosuhteita kasvukauden alusta heinäkuuhun asti. Myöhemmällä kesällä ei ole vaikutusta, sillä näytteenotto tehtiin eri vuosina heinäkuussa tai viimeistään elokuun alussa.



Kuva 11. Kesien 1984, 1988, 1993 ja 1997 globaalisäteilyn kuukausisummat Helsinki-Vantaan lentoasemalla. Normaaliarvot ovat kolmenkymmenen vuoden keskiarvoja.

Taulukko 2. Kuukausien keskilämpötilat Kaisaniemessä alkukesällä eri vuosina. Normaaliarvot ovat kolmenkymmenen vuoden keskiarvoja.

	Keskilämpötila C°				
	1984	1988	1993	1997	normaali
Toukokuu	12,6	11,7	13	8,5	9,7
Kesäkuu	14,9	17,5	12,6	16,5	15
Heinäkuu	15,5	20,4	16,2	19,2	17

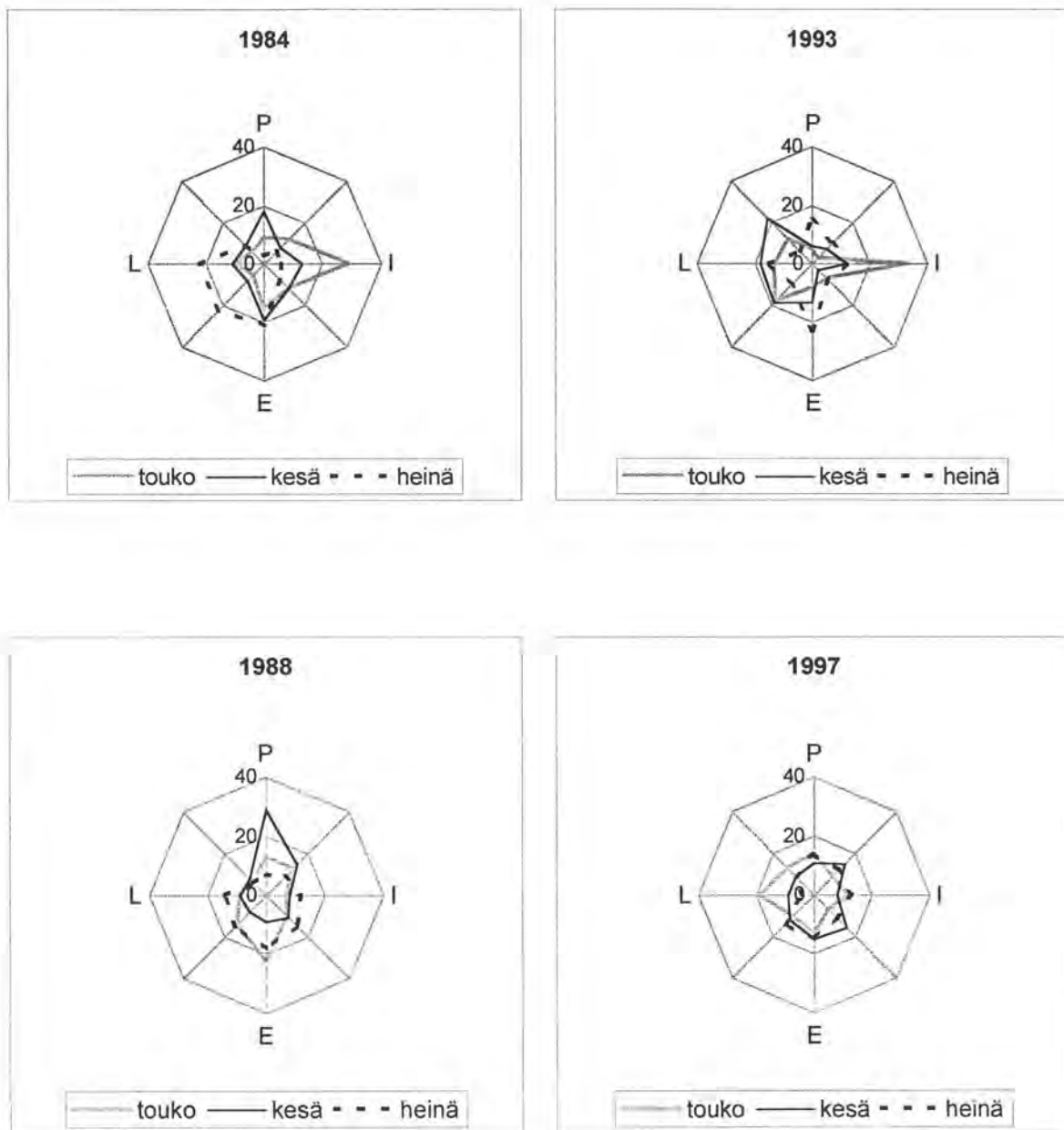
Taulukko 3. Erisuuntaisten (P = pohjoinen jne.) tuulien lukuisuus (%) ja keskinopeudet (Helsinki-Vantaan lentoasema) vuosien 1984, 1988, 1993 ja 1997 alkukesinä. Kovatuulisia tai myrskyisiä päiviä ei ollut lainkaan.

1984	P	KO	I	KA	E	LO	L	LU	Keskinopeus m/s
Touko	9	12	29	12	15	5	10	6	3,7
Kesä	18	8	13	12	19	8	11	9	3,7
Heinä	3	6	6	8	21	22	22	9	3

1988	P	KO	I	KA	E	LO	L	LU	Keskinopeus m/s
Touko	13	13	7	10	22	14	9	7	3,2
Kesä	29	15	8	11	9	8	9	8	3,4
Heinä	7	9	12	15	18	15	14	6	3,3

1993	P	KO	I	KA	E	LO	L	LU	Keskinopeus m/s
Touko	5	3	33	7	8	18	13	12	2,9
Kesä	6	7	12	3	13	19	18	22	3,2
Heinä	15	10	12	8	23	10	15	6	4,1

1997	P	KO	I	KA	E	LO	L	LU	Keskinopeus m/s
Touko	14	9	12	7	13	10	19	13	3,8
Kesä	11	15	8	16	15	12	9	9	3,1
Heinä	14	12	13	11	15	14	4	9	2,8

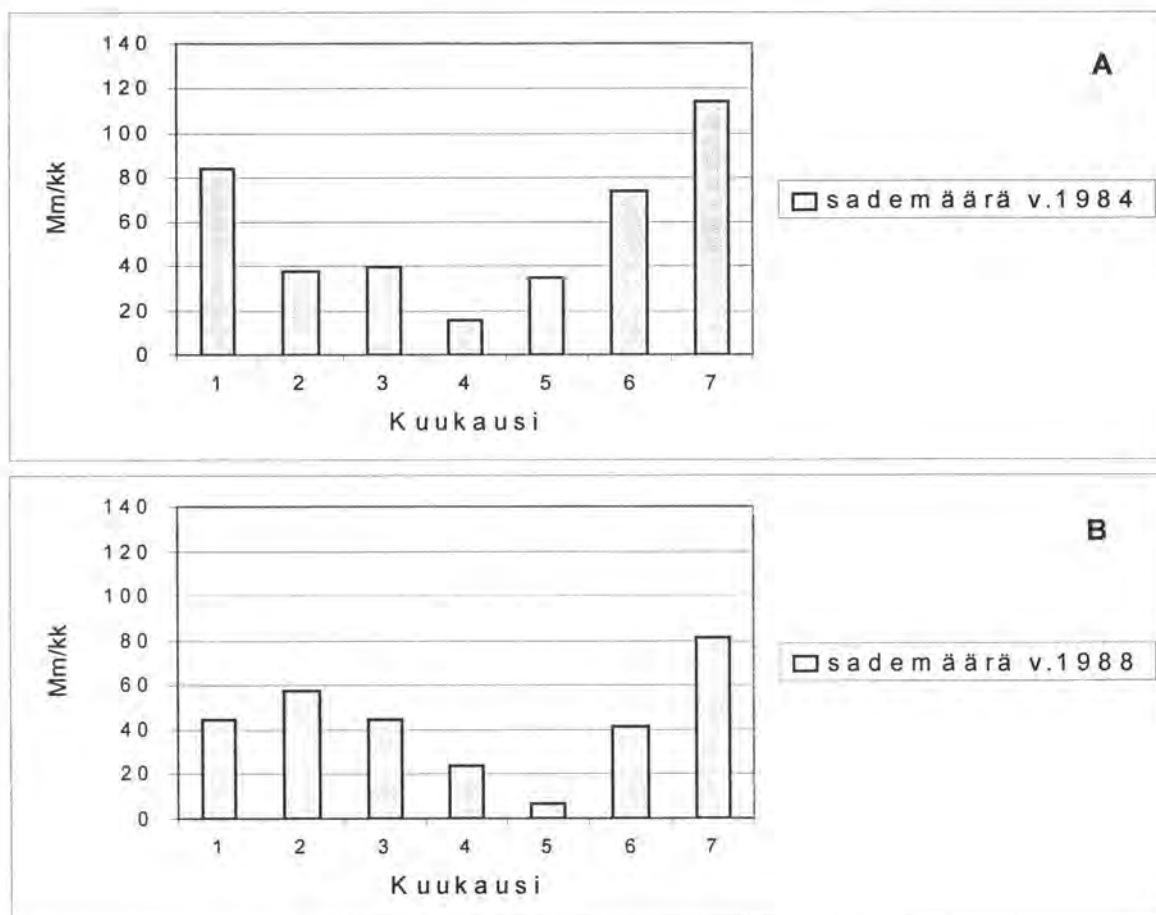


Kuva. 12. Erisuuntaisten tuulien lukuisuus (%) alkukesällä vuosina 1984, 1988, 1993 ja 1997. Arvot on mitattu Helsinki-Vantaan lentoasemalta.

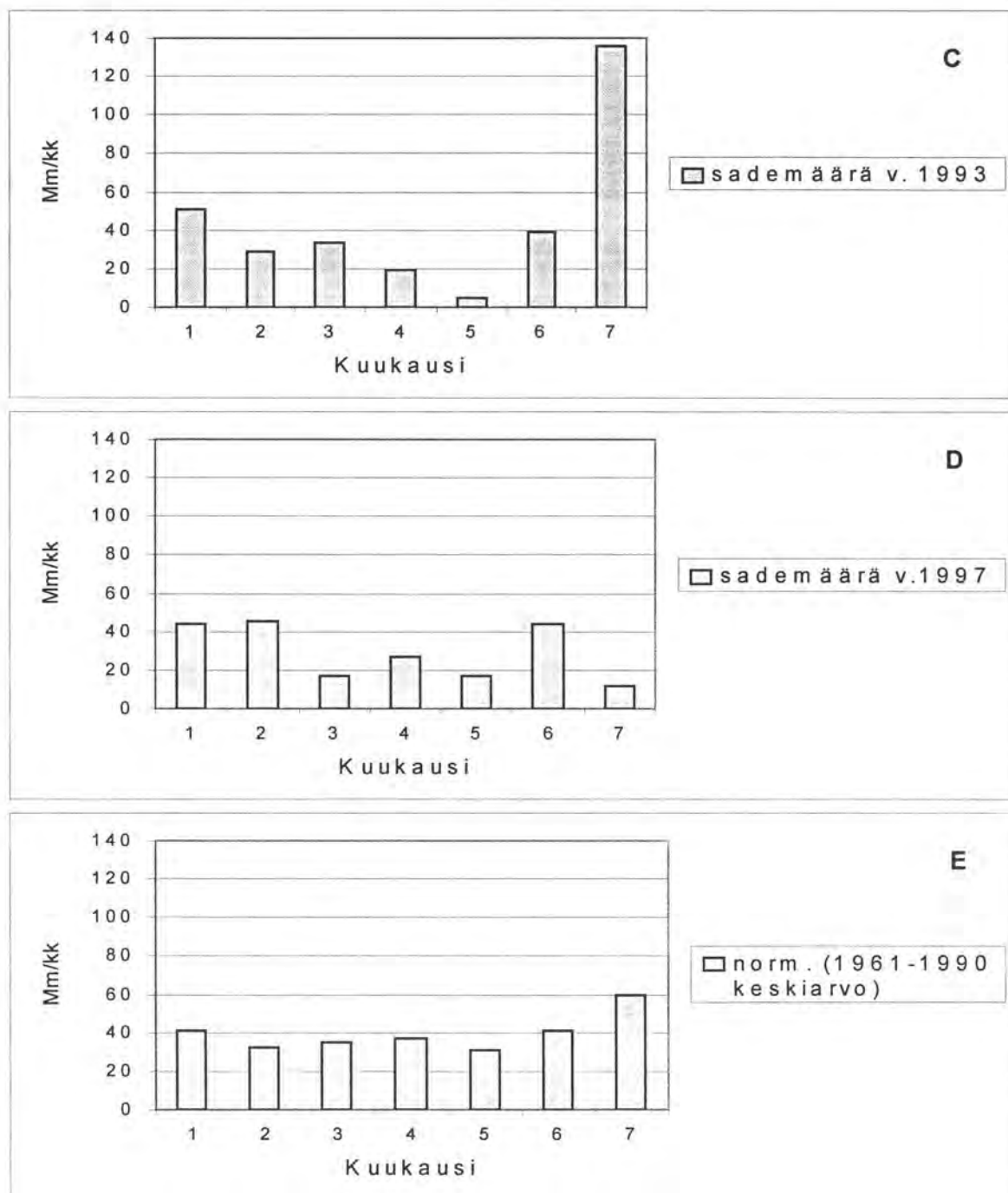
Sääolosuhteita koskevat tiedot on poimittu Ilmatieteen laitoksen kuukausikatsauksista (Ilmatieteen laitos 1984, 1988, 1993, 1997).

2.2.5. Sademäärä

Runsaat sateet tuovat rantavyöhykkeeseen valunnan mukana makean veden lisäksi ravinteita maalta. Omalle tutkimusalueelleni jokia ei laske, mutta muutamia puroja alueella on. Sademäärät olivat eri tutkimusvuosina alkuvuodesta määrältään samantyyppisiä ja tavanomaisia, sen sijaan kesän sademäärät vaihtelivat eri vuosina: runsaimpia sateita saatiin kesällä 1984 ja 1988, kun taas vuoden 1997 kesä oli tavanomaista sateettomampi.



Kuva 13. Sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä tammi-heinäkuussa vuonna 1984 (A) ja vuonna 1988 (B).



Kuva 13 jatkuu. Sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä tammi-heinäkuussa vuonna 1993 (C) ja vuonna 1997 (D) sekä sademäärän 30-vuoden keskiarvo (E).

Sademääriä koskevat tiedot on poimittu Ilmatieteen laitoksen julkaisuista (Ilmatieteen laitos 1984, 1988, 1993, 1997).

2.2.6. Talvien jäätilanne

Makrofyytteihin saattaa vaikuttaa jopa toissaedellisen talven jäätilanne, mikäli se on ollut erityisen ankara (Kiirikki 1996a). Tämän takia esitän seuraavassa katsauksen kahdeksan talven jäätilanteeseen:

Jäätalvi 1982/1983 oli leuto (jäöpinta-ala suurimmillaan 117 000 km²) (Seinä & Palosuo 1996).

Jäätalvi 1983/1984 oli jäöpinta-alaltaan keskimääräinen talvi. Laajimmillaan merialueiden jään pinta-ala oli 187 000 km² maaliskuun 23. päivä, jolloin Suomenlahti oli kauttaaltaan jään peitossa. Kiintojää oli paksuimmillaan 60 cm. Jäätalven pituus oli normaali (Kalliosaari & Seinä 1987). (Näytteenotto kesällä 1984)

Jäätalvi 1986/1987 oli erittäin ankara (jäöpinta-ala suurimmillaan 405 000 km²) (Seinä & Palosuo 1996).

Jäätalvi 1987/1988 oli leuto, mutta jäöpinta-alaltaan normaali. Jäätyminen oli tavallista hitaampaa. Laajimmillaan jääpeite oli maaliskuun 19. päivänä, jolloin jään pinta-ala oli vain 149 000 km². Suomenlahdella kiintojään paksuus oli suurimmillaan 40–50 cm. Ahtaumia (puristumisen aiheuttamia rikkoutuneesta jäästä muodostuneita linjoja tai valjeja) oli mm. Suomenlahdella Suomen rannikon edustalla Helsingistä itään. Jäätalvi oli Suomenlahdella 10 päivää normaalia lyhyempi (Kalliosaari & Seinä 1991). (Näytteenotto kesällä 1988)

Jäätalvi 1991/1992 oli erittäin leuto (jäöpinta-ala suurimmillaan 66 000 km²) (Seinä & Palosuo 1996).

Jäätalvi 1992/1993 oli erittäin leuto. Jäätyminen alkoi Perämerellä kolme viikkoa tavallista aikaisemmin. Jäätalvi pysyi leutona aina tammikuulle asti, jolloin ilman kylmettyä alkoi nopea uuden jään muodostus. Helmikuun 25. päivä saavutettiin jääpeitteen suurin pinta-

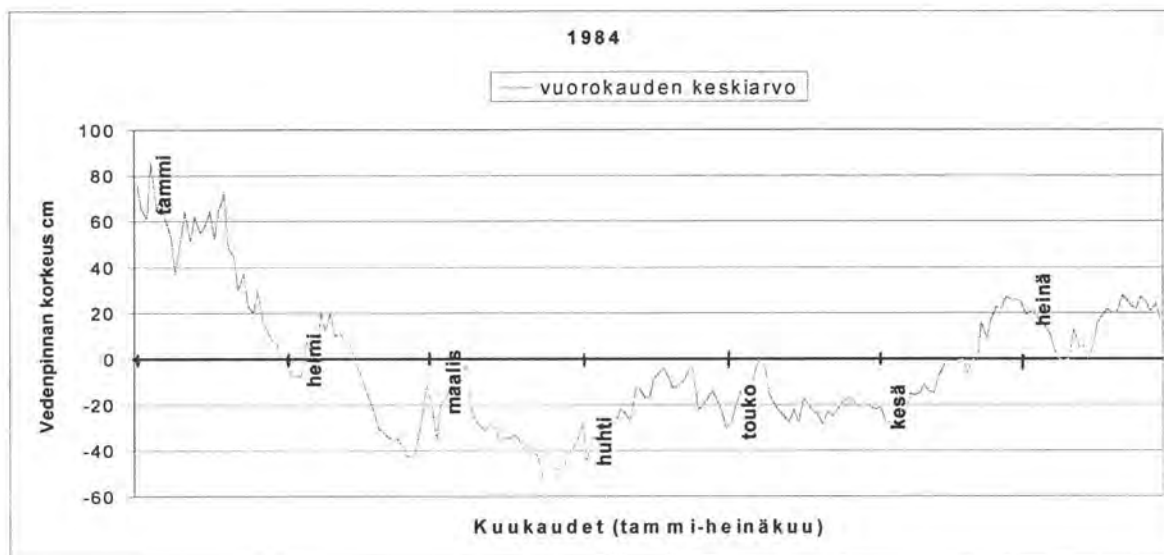
ala: 70 000 km², jolloin jäätä oli Suomenlahdella rannikon edustalla n. viisi meripeninkulmaa, Suomenlahden itäosissa enemmän. Kylmä jakso jäi lyhyeksi, sillä jo seuraavana päivänä tuulet rikkoivat ulapan jääkenttiä. Kiintojään suurin paksuus oli Suomenlahdella 15–25 cm (23 cm tavallista ohuempaa). Suomenlahden jäät sulivat 25 päivää tavallista aikaisemmin. Jäätalven pituus oli Suomenlahdella 56 päivää tavallista lyhyempi (Seinä ym. 1996). (Näytteenotto kesällä 1993)

Jäätalvi 1995/1996 oli keskimääräinen, miltei ankara (jääpinta-ala suurimmillaan 262 000 km² (ankaran raja on 279 000 km²) (kirjall. tiedonanto, Jouni Vainio, Merentutkimuslaitos, Helsinki).

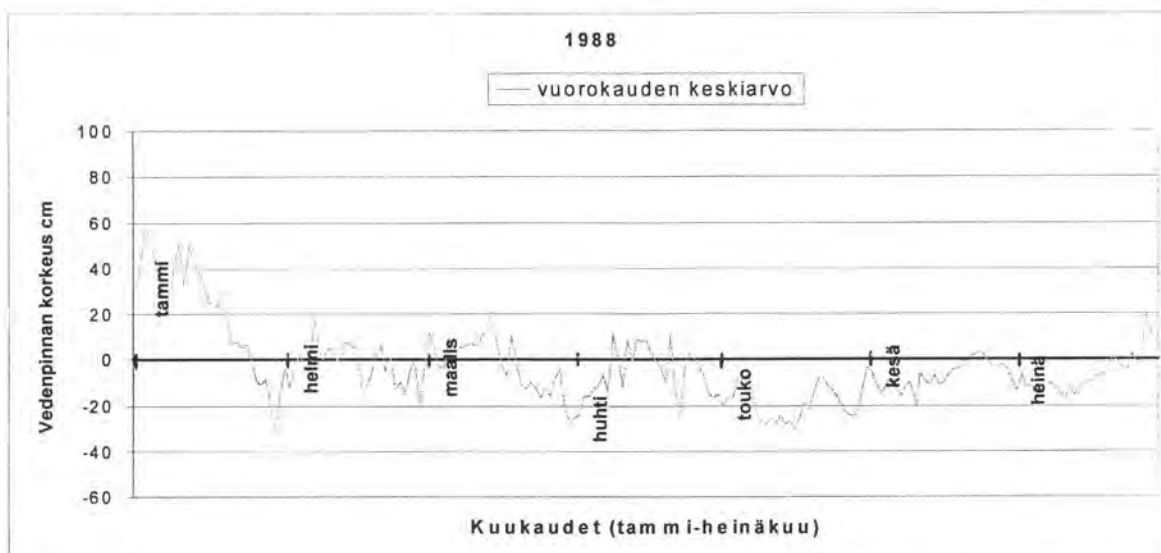
Jäätalvi 1996/1997 oli leuto, mutta kylmän kevään vuoksi keskimääräistä pidempi. Talven laajin jäättilanne, 128 000 km², saavutettiin helmikuun 18. päivänä. Tällöin Suomenlahdella jääpeite ulottui idästä Helsingin pituuspiirille saakka. Maaliskuun puolivälissä sää alkoi uudelleen kylmetä ja maaliskuun 24. päivänä jäättilanne oli lähes yhtä laaja kuin helmikuun 18. päivänä. Jäät lähtivät Suomenlahden länsiosan saaristosta huhti-toukokuun vaihteessa noin viikon keskimääräistä myöhemmin. Suomenlahden itäosa vapautui jäistä toukokuun puolivälissä noin kaksi viikkoa keskimääräistä myöhemmin. Kiintojään suurin paksuus oli Suomenlahden länsiosassa 10–20 cm ja Suomenlahden itäosassa 30–45 cm (kirjall. tiedonanto, Jouni Vainio, Merentutkimuslaitos, Helsinki). (Näytteenotto kesällä 1987)

2.2.7. Vedenkorkeus

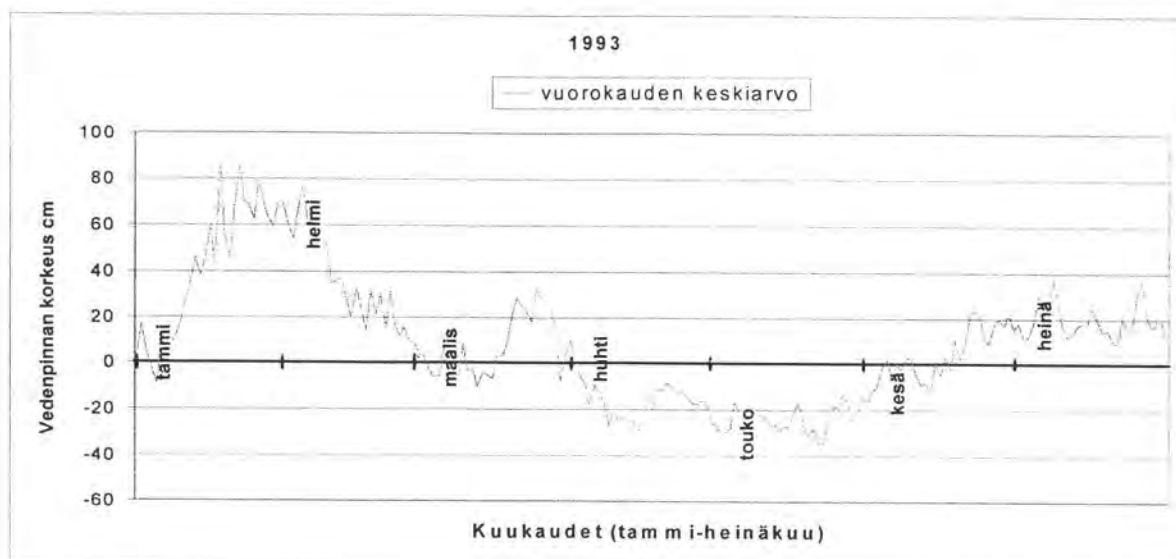
Vedenkorkeuden vaihtelua koskevat tiedot on saatu Merentutkimuslaitokselta. Piirsin korkeutta kuvaavat käyrät merenpinnan korkeuden vuorokautisen keskiarvon perusteella (kuvat 14–17). Arvot on mitattu Helsingin mareografilta ja korkeusjärjestelmänä on käytetty kyseisen vuoden teoreettista keskivettä.



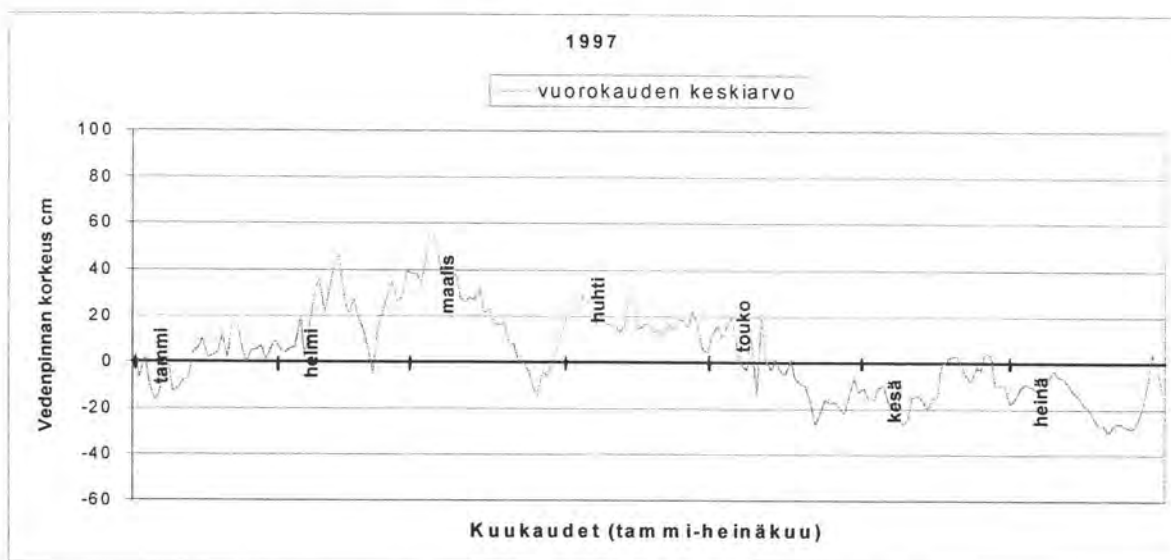
Kuva 14. Merenpinnan korkeus Helsingissä vuonna 1984



Kuva 15. Merenpinnan korkeus Helsingissä vuonna 1988.



Kuva 16. Merenpinnan korkeus Helsingissä vuonna 1993.



Kuva 17. Merenpinnan korkeus Helsingissä vuonna 1997.

Vedenpinnan korkeusvaihtelu poikkesi tavanomaisesta vuonna 1997, jolloin vesi oli tavallista alempana talvella ja keskikesällä, mutta korkealla keväällä.

Lähde: Merentutkimuslaitos, vedenkorkeuspalvelu

2.2.8. Näkösyvyys

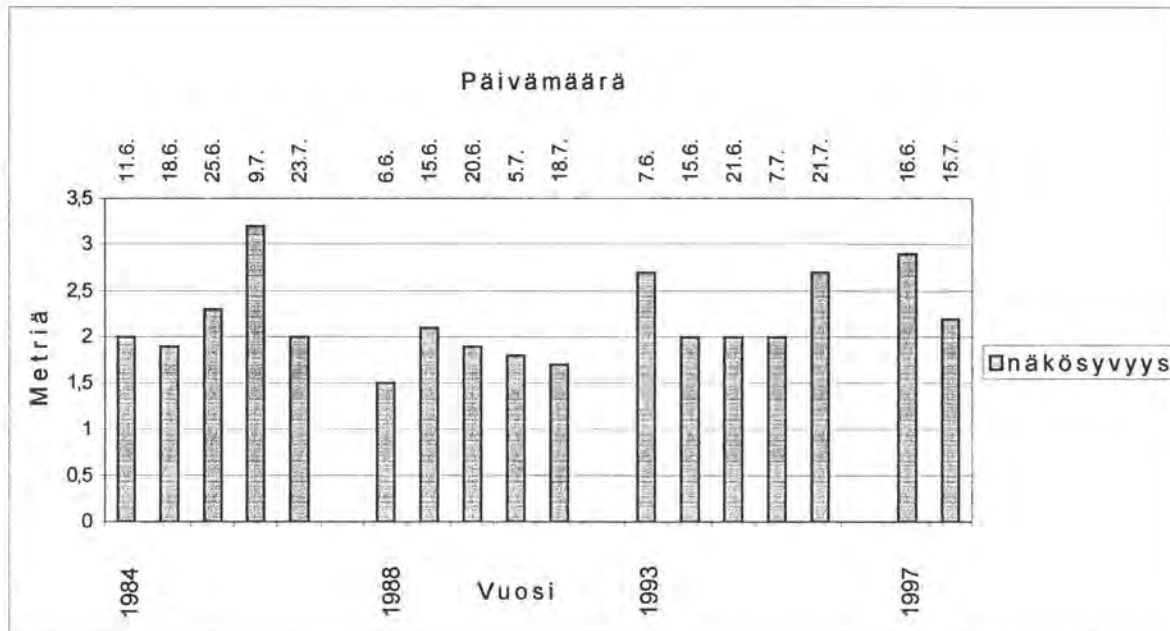
Mittasin näkösyvyyden Secchi-levyllä, jonka olin rakentanut valkoisesta saavin kannesta, pyykkinarusta ja painosta. Secchi-levyn halkaisija oli 27 cm. Laskin levyn veneen varjoisalta puolelta veteen ja merkitsin näkösyvyudeksi lukeman, jossa levy hävisi näkyvistä. Mittauksesta saadut tulokset saattaisivat olla eri henkilön tekeminä hieman erilaiset. Mittaukset ovat kuitenkin keskenään vertailukelpoisia, sillä suoritin itse ne kaikki. Veden näkösyvyyden selvittäminen on tärkeää, sillä veden sameus vaikuttaa levävyöhykkeiden paksuuteen ja lajien viihtyvyyteen.

Taulukko 4. Näytepisteiden pintaveden lämpötila ja näkösyvyys näytteenottopäivänä.

nimi	TUPSU	MAUNUN	POIKAL	KIVISA	KUMMIN	KALLIO	HUOMEN	PNIINI	SARKAN	
koodi	271	272	273	354	358	359	360	335	335C	
T °C	19	18	19	18,5	18	18	18	18	18	
Secchi	2,8	2,8	2,9	2,7	3,4	2,3	2,9	2,3	2,4	
	PNIINS	KAJUUT	KROKHO	MALOXE	LILLAK	KALKHO	ETERMA	PELIHO	KALVRA	MARASK
	335D	339	333	334	337D	336C	337	337E	337C	297
	18	20	20	21	22	22	23	24	25	22
	2,6	2,9	2,8	1,3 *	1,6 *	2	1,7	1,4	1,5	3

* sinileväkukintaa vedessä

Lisäksi sain käyttööni Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristökeskuksen tekemiä Secchi-mittauksia vuosilta 1984, 1988, 1993 ja 1997 (kuva 18).

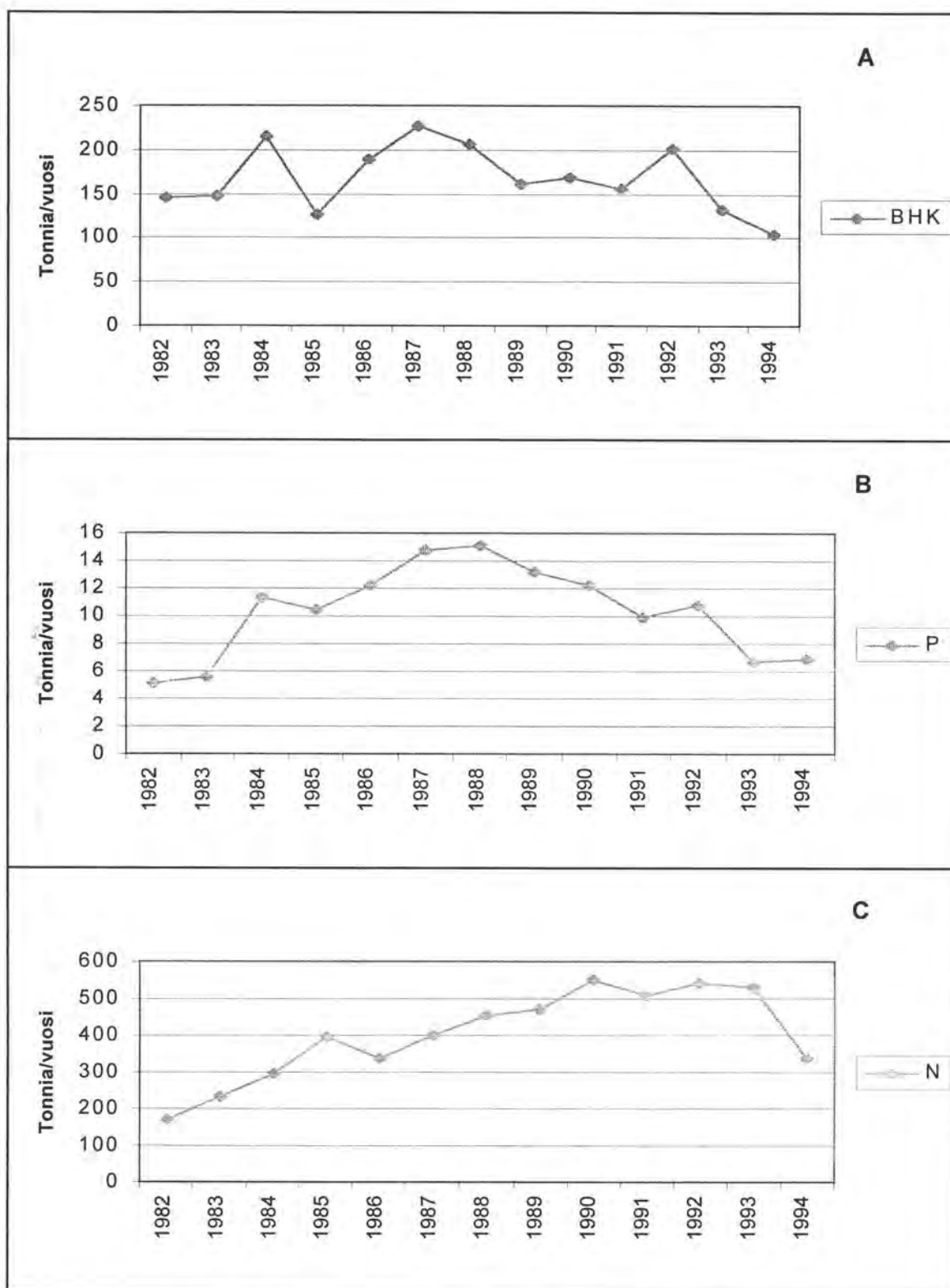


Kuva 18. Näkösyyvyys Skatanselällä (piste 111) kesä-heinäkuussa eri vuosina. Secchi-levynä on käytetty Ruttner-noutimen kantta.

2.2.9. Veden yleinen tila ja kuormitus

Vuosaaren merialueilla kuormitus on viime vuosina vähentynyt, sillä Vuosaaren jätevedenpuhdistamo lopetti toimintansa 9.9.1994, jolloin myös puhdistamon mekaanis-biologis-kemiallisesti käsiteltyjen jätevesien päästöt Kajuuttaluotojen pohjoispuolelle, Skatanselälle loppuivat (Varmo & Nevalainen 1995). Läheinen merialue on näin toipumassa jätevesipäästöistä ja onkin mielenkiintoista nähdä, heijastuuko tämä kasvillisuuden lajikoostumuksessa. Seurantatutkimuksia kannattaisi alueella tehdä vielä lisää, jotta pitkän aikavälin muutokset tulisivat näkyviin.

Vuosaaren jätevedenpuhdistamo toimi 1960–1994 (Pesonen ym. 1995). Aluksi puhdistamo oli lammikkopuhdistamo -tyyppinen ja jätevedet johdettiin rantavesiin suunnilleen nykyisen Uutelan luonnonsuojelualueen kaakkoiskulmaan. Vuonna 1971 valmistui puhdistamon saneeraus mekaanis-biologiseksi ja samalla valmistui purkuputki, jota pitkin jätevedet johdettiin kilometrin päähän rannasta Skatanselälle noin 15 metrin syvyyteen. Purkuputki oli käytössä puhdistamon lakkauttamiseen asti. Merkittävä puhdistusprosessin muutos tapahtui vuonna 1976, kun puhdistamolla otettiin käyttöön kemiallinen saostus fosforin poistamiseksi (suull. tiedonanto, käyttökemisti Ari Kangas, Helsingin Vesi).



Kuva 20. Vuosaaren jäteveden puhdistamon päästöt vuosina 1982–1994. (A) Jäteveden biologinen hapenkulutus sekä (B) fosfori- ja (C) typpipitoisuus. Lähde: Helsingin Vesi.

2.3. Kenttätyöt

Tutkimusmenetelmät ovat samat kuin Helsingin ympäristökeskus on aiemmissa vastaavissa tutkimuksissa käyttänyt (esim. Viitasalo ym. 1994). Menimme tutkittavalle koealalle veneellä. Keräsin varsiharalla litoraalin makrofyyttejä n. 0–2 metrin väliseltä matkalta eli vedenrajasta alkaen niin syvälle asti kuin haralla ylettää (rannan jyrkkyys vaikuttaa luonnollisesti siihen, kuinka syvälle haralla pääsee). Käytännössä haraan saatiin rihmalevävyöhykkeen ja rakkolevävyöhykkeen yläosan kasvillisuutta. Leviä kerättiin kalliosta 3–5 metrin levyiseltä koealueelta, kunnes uusia lajeja ei enää saatu haraan.

Kenttätyöt tein 14.–24.7.1997. Ajankohdan valitsin sen perusteella, että heinä-elokuussa yksivuotinen vesikasvillisuus on parhaiten kehittynyttä. Näytteet keräsin varsiharalla veneestä ja/tai rantakalliolta siten, että pyrin saamaan mahdollisimman kattavasti ja oikeissa runsaussuhteissa kaikkia koealalla kasvavia makrofyyttejä. Jo tässä vaiheessa arvioin silmämääräisesti ja vesikiikaria apuna käyttäen makrofyyttien peittävyyttä koealalla sekä ahdinparran ja rakkolevän pituutta ja rakkolevän päällysvieraiden (*Balamus improvisus*, *Electra crustulenta* ja epifyytiset makrolevät) prosentuaalista määrää.

Keräsin makrofyyttinäytteen isoon valkoiseen muovilaatikkoon, josta sitten valitsin silmämääräisesti arvioiden ”keskiarvonäytteen” puhtaaseen kannelliseen litran muoviastiaan. Kunkin koealan kasvillisuutta edusti siis lopulta yksi litran vetoinen muoviastia sisältöineen. Näyteastioita säilytin kenttätyöpäivän ajan kylmälaukussa.

Näytteen purkittamisen jälkeen mittasin meriveden näkösyvyyden Secchi-levyllä, sekä meriveden pintalämpötilan kylpyvesimittarilla n. 30 cm syvyydestä. Pintaveden lämpötilat ja näkösyvyys löytyvät taulukosta 4. Saadakseni todellisemman kuvan lämpötilaoloista ja näkösyvyydestä kesien aikana, täydensin tietojani merentutkimuslaitoksen (kuvat 9–10) ja Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen mittauksilla (kuva 18).

Rannan jyrkkyys vaihteli jonkin verran koealojen välillä. Pyrin minimoimaan vaihtelua ottamalla näytteen mahdollisimman samantyyppisiltä loivilta silokallioilta. Joillakin alueilla ranta oli kuitenkin kivinen, jolloin otin näytteen vain potentiaaliselta kasvupinnalta: kivien sileiltä pinnoilta. Makrofyttien peittävyttä arvioidessani otin tällöin huomioon vain potentiaalisen kasvupinnan. Kenttälomakkeeseen tein merkinnän rannan kivisyydestä. Tuulelle avoimemmilla alueilla rannan jyrkkyys vaihteli enemmän kuin suojaisilla alueilla, jolloin tein kenttälomakkeeseen merkinnän rannan poikkeuksellisesta jyrkkyudesta. Lopuksi otin näytepisteestä vielä valokuvan, jotta mahdollinen seurantatutkimus voitaisiin tehdä täsmälleen samalla paikalla.

Työpäivän lopuksi kestäväin näytteet meriveteen laboratoriossa kestäväintiliuoksella, jonka määrä näytteessä oli n. 2 %. Kestäväidyt näytteet vein säilöön pimeään kylmähuoneeseen (+2°C). Työssä käyttämäni liuoksen koostumus oli seuraava:

- (30-prosenttinen) formaldehydi 20 %
- denaturoitu alkoholi (A16) 45 %
- (99,5-prosenttinen) glyseroli 35 %

Liuoksella kestäväidyt näytteet säilyvät kylmässä ja pimeässä tunnistuskelpoisina n. 3–5 vuotta.

2.4. Laboratoriotyöt

Kun kaikki 19 näytettä oli kerätty, siirryin laboratorioon tutkimaan näytteiden lajikoostumusta. Lajien määrittämisen tein suurikokoisilla lajeilla yleishabituksen ja preparointimikroskoopin avulla sekä pienikokoisilla ja vaikeasti tunnistettavilla lajeilla tavallisella mikroskoopilla. Lajien nimeämisessä noudatin pääasiassa Pankowia (1971), mutta uusimmat tieteelliset nimet ovat osin Nielsenin ym. (1995) mukaisia. Suolilevien kohdalla käytin Blidingin (1963) mukaista nimitystä. Joillakin lajeilla uusi tieteellinen nimi on vielä vakiintumaton, joten tein käyttämästäni lajien nimitystä erikseen selvityksen liitteeseen 1.

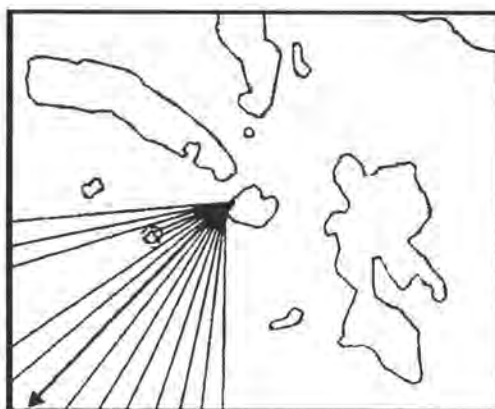
Erityisesti suolilevien tunnistaminen oli vaikeaa. Suolilevien määrittäminen tapahtui haaromisen, solurivien järjestyksen ja pyrenoidien lukumäärän perusteella, kuten Bliding (1963) esittää. Paikoitellen nämäkään tuntomerkit eivät olleet yksiselitteisiä. Vaikeimmissa tapauksissa sain tunnistusapua Helsingin ympäristökeskuksen tutkija Ilkka Viitasalolta. Myös joidenkin putkilokasvien kohdalla tunnistaminen oli vaikeaa, jolloin kasvimuseon Marja Koistinen ystävällisesti tuli apuun.

2.5. Aineiston käsittely

Kun olin saanut kaikki näytteen lajit tunnistettua, arvioin niiden prosenttiosuudet silmämääräisesti koko näytteestä. Prosentteina arvioidut lajikoostumukset olivat tarpeen, jotta käsittely tilastollisin testein oli mahdollista. Suhteutin arvioimani prosenttiosuudet siten, että yhden tutkimusalueen makrofytytien kokonaismäärä oli yhteensä 100 %. Varsinkin aiempien vuosien tutkimusten lajikoostumuksen kokonaissumma ylitti tämän usein, joten tein kaikki havainnot vertailukelpoisiksi keskenään muuttamalla asteikon 100 %:iin.

2.5.1. Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch)

Näytepisteet sijaitsevat suojaisuudeltaan erityyppisillä kalliorannoilla. Jään ja aallokon kulutusvaikutus on yksi makrofyttien lajikoostumukseen vaikuttava tekijä. Suojaisuuden tai avoimuuden selvittämiseksi laskin kullekin tutkimuspisteelle nk. ”effective fetchin” eli tehollisen pyyhkäisymatkan (L_f), joka ilmoitetaan kilometreinä. Tehollinen fetch on se matka, jonka tuuli voi esteettä puhaltaa vesistön poikki. Mitä pidemmän matkan tuuli puhaltaa, sitä suuremmaksi aallokon koko kasvaa tiettyyn pisteeseen asti (Häkanson 1981).



Kuva 20. Fetchin laskeminen kartalta ”viuhkan” avulla.

Laskin tehollisen pyyhkäisymatkan Häkansonin (1981) esittämällä tavalla. Pyyhkäisymatka saadaan selville laskemalla kartasta 15 pituusmittaa, jotka kohdistuvat näytepisteeseen. Mittauksessa käytetään apuna ”viuhkaa”, johon on merkitty 15 mittaa 6° välein. Viuhka asetetaan kartalle siten, että viuhkan pääakseli osoittaa kohti pisintä matkaa, jonka tuuli voi puhaltaa näytepistettä kohti ilman, että saaret estävät tuulta. Viuhkaa asettaessani pyrin luomaan mahdollisimman todenmukaisen tilanteen: asetin viuhkan siihen ilmansuuntaan, jota kohti näytepiste suuntautuu ja mistä aallokko vaikutusta tulee eniten. Tämän jälkeen etsin suurimman merenselän suunnilleen tältä ilmansuunnalta ja laskin tehollisen fetchin Häkansonin esittämällä kaavalla: $L_f = (\sum x_i \cos \gamma_i) / (\sum \cos \gamma_i) S'$, missä x_i

on laskettu matka kilometreinä, γ_i mittausten ja pääakselin välinen kulma sekä S' mittakaavan korjauskerroin.

Fetchin laskeminen Håkansonin mukaan pienikokoisen luodon suojan puoleisella rannalla ei anna todellista kuvaa rannan aallokkoisuudesta, sillä aallot taipuvat luodon suojapuolellekin (Kiirikki 1996b). Tämän takia laskin kahdelle näytepisteelle (Kajuuttaluodot ja Kumminhället) fetchin kahdella eri tavalla. Suoraan luodon suojaisella puolella sijaitsevaa näytteenottopaikkaa kohti laskettu tehollinen fetch heijastaa tällöin ennemminkin jään kulutusvaikutusta ja aallokon kierron huomioon ottava ”modifioitu” tapa laskea fetch (fetch lasketaan luodon avoimemmalta puolelta, vaikka näytepiste on suojaisella puolella) heijastaa puolestaan todellista aallokon voimakkuutta paremmin (Kiirikki 1996b). Kajuuttaluotojen ja Kumminhälletin tapauksissa puhun fetch-arvoista ”tehollinen fetch”- ja ”modifioitu fetch” -arvoina jatkossa, jotta nämä kaksi laskemistapaa erottuvat toisistaan.

2.5.2. Fetchin vaikutus kasvillisuuteen

Aallokkoisuus vaikuttaa rannan makrofytytilajien koostumukseen (Kautsky & van der Maarel 1990). Rakkolevävyöhykkeen ylärajaan vaikuttaa pohjoisella Itämerellä ennen kaikkea jään kulutusvaikutus (Kiirikki 1996b) – näin siis myös omalla tutkimusalueellani. Vuoden 1997 näytteiden perusteella arvioin aallokkoisuutta ja jään kulutusta heijastavaa tehollista fetchia ja sen vaikutusta kasvillisuuteen. Tutkin rakkolevän ja ahdinparran osuuksia näytteistä ja testasin lineaarisella regressioanalyysillä niiden suhdetta kasvavaan teholliseen fetchiin. Testasin myös Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla rehevöitymisestä kärsivien lajien määrän muutosta tehollisen fetchin kasvaessa.

Rakkolevän lajispesifistä epifyyttiä *Elachista fucicola* -ruskolevää pidetään puhtaiden merialueiden indikaattorilajina (Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994). Rakkolevän on todettu aallokossa heiluessaan ”pyyhkivän” rihmamaisia leviä pois kalliopinnalta (nk. whiplash effect, Kiirikki 1996c). Testasin

Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla lajin ja aallokkoisuuden suhdetta, sillä halusin nähdä voisiko rakkolevän heiluminen aallokossa vaikuttaa lajiin *Elachista* kuluttavasti vai voisiko aallokkoisuus toisaalta poistaa epifyytin kiinnittymistä estävää sedimentoituvaa partikulaarista ainesta ja siten suosia epifyyttejä. Testaamisessa käytin modifioituja fetch-arvoja, sillä mielenkiintonani oli nimenomaan aallokkoisuuden vaikutus lajiin.

2.5.3. Vuosien 1984, 1988, 1993 ja 1997 välinen vertailu

Suolilevät ovat rehevöitymisestä hyötyviä makroleviä. Varsinkin haarovat suolilevät (*Enteromorpha ahlnneriana*, *E. flexuosa* ja *E. prolifera*) sekä *E. compressa* ovat hyviä rehevöitymisen indikaattorilajeja. Myös *Ulothrix*-viherlevät indikoivat rehevöitymistä (Häyrén 1921, Waern 1952, Peussa & Ravanko 1975, Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Trei ym. 1987, Viitasalo ym. 1994), mutta ovat lähinnä alkukesän lajeja sekä vaikeasti tunnistettavissa. Tästä syystä olen jättänyt *Ulothrixin* vähemmälle huomiolle. Testasin suolilevien muuttumista näytteenottovuosien aikana Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

Vertailin myös vastaavasti rehevöitymisestä kärsivien lajien määriä eri näytepisteillä ja eri vuosina Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella varianssianalyysillä. Rehevöitymisestä kärsivistä lajeista on useita mielipiteitä, mutta kirjallisuuden perusteella valitsin muutamia lajeja, joiden kohdalla monet tutkijat ovat olleet samaa mieltä niiden indikaattoriarvosta. Lajit ovat *Cladophora rupestris*, *Eudesme virescens*, *Dictyosiphon chordaria*, *Chorda filum*, *Furcellaria lumbricalis*, *Phyllophora truncata*, *Phyllophora pseudoceranooides*, *Polysiphonia violacea* ja *Rhodomela confervoides* (Häyrén 1921, Waern 1952, Peussa & Ravanko 1975, Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994). Näistä lajeista vain alleviivattuja on löydetty tutkimusalueelta näytteenottovuosina.

Lisäksi tutkin χ^2 -testillä rakkolevällä epifyyttisenä kasvavan *Elachista fucicola* -ruskolevän määrän vaihtelua eri vuosina. Lajin indikaattoriarvosta on ristiriitaista tietoa,

mutta useimmiten sen ajatellaan olevan rehevöitymisestä kärsivä laji (Häyrén 1921, Waern 1952, Peussa & Ravanko 1975, Lindgren 1978, Wallentinus 1979a, Trei ym. 1987, Saura & Willamo 1993, Viitasalo ym. 1994).

Lajikoostumuksen lisäksi tutkin ahdinparran pituutta. Ahdinparran pituuden ja biomassan on todettu korreloivan veden ravinteisuuden kanssa (esim. Lindgren 1978, Hällfors ym. 1984, Mäkinen ym. 1984, Saura & Willamo 1993). Aiemmissä Helsingin ympäristökeskuksen tutkimuksissa vuosina 1984, 1988 ja 1993 ahdinparta on jaettu kahteen pituusryhmään: alle 10 cm ja yli 10 cm. Tein vuoden 1997 näytteenoton yhteydessä saman jaottelun ja testasin neljän vuoden välistä eroa χ^2 -testillä.

2.5.4. Vuosaaren jätevesiputken vaikutus lajistoon

Vuosaaren entinen jätevesiputki sijaitsee nauhamaisen tutkimusalueen puolivälissä. Laskin näytepisteiden etäisyydet jätevesiputkesta ja selvitin logistisella regressioanalyysillä vuosien 1984, 1988 ja 1993 (jätevesivaikutuksen alaiset vuodet) rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien ja rehevöitymisestä kärsivien lajien määrää eri etäisyyksillä jätevesiputkesta. Testasin samalla myös onko nauhamaisen tutkimusalueen länsi- tai itäpuolella erilaista indikoivaa kasvillisuutta.

Selvitin χ^2 -testillä vielä ahdinparran pituuden muuttumista jätevesipäästöjen alaisten vuosien ja vuoden 1997 välillä. Toistin saman myös rehevöitymisestä kärsivälle lajille *Elachista fucicola*.

3. Tulokset

3.1. Näytepisteiden tehollinen fetch

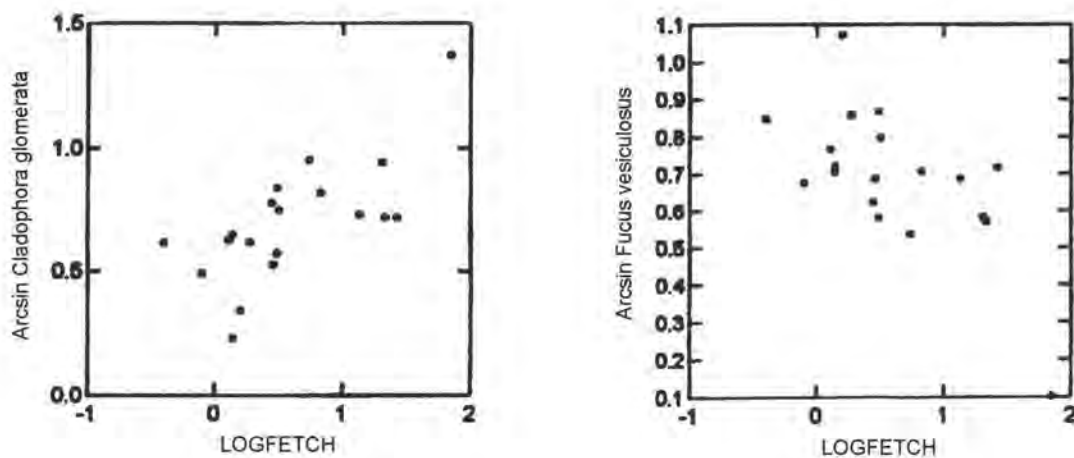
Häkansonin (1981) mukaan lasketut teholliset fetchit on esitetty taulukossa 5. Kahden näytepisteen kohdalla fetch on laskettu kahdella eri tavalla, joista ensimmäinen (”tehollinen fetch”) heijastaa luodon suojapuolella sijaitsevan näytepisteen jäävaikutusta sekä suojapuolelta tulevaa aallokkoa. Toisella tavalla laskettu fetch (”modifioitu fetch”) heijastaa todellista aallokkoa, sillä aallokko kiertää pienikokoiset luodot ja tuo voimakkaampaa aallokko vaikutusta kuin jäykästi Häkansonin mukaan laskettu tehollinen fetch antaa ymmärtää (Kiirikki 1996b).

Taulukko 5. Näytepisteiden teholliset fetch-arvot (km).

Koodi	Näytepiste	Tehollinen fetch (Häkanson 1981)	Modifioitu fetch (Kiirikki 1996b)
337C	Kalvratán	0,4 km	
337B	Peliholmen	0,8 km	
336C	Kalkholmen NE-luoto	1,3 km	
337	Etermaholmen	1,4 km	
273	Poikaluodot	1,4 km	
272	Maununkari	1,6 km	
335	Pikku Niinisaari N-kari	1,9 km	
335C	Särkänniemi	2,8 km	
354	Kivisaari	2,9 km	
339	Kajuuttaluodot	3,1 km	17,6 km
337D	Lilla Koören	3,1 km	
334	Maloxen Mölandet	3,2 km	
358	Kumminhället	5,5 km	31 km
359	Kalliosaari	6,7 km	
360	Morgongåvan	13,6 km	
335D	Pikku Niinisaari S	20,5 km	
271	Tupsu	21,7 km	
333	Krokholmshället	26,7 km	
297	Märaskrin	70,7 km	

3.2. Fetchin vaikutus kasvillisuuteen

Vuoden 1997 näytteiden perusteella arvioin tehollisen fetchin vaikutusta kasvillisuuteen. Rakkolevävyöhykkeen ylärajaan vaikuttaa pohjoisella Itämerellä, siis myös tutkimusalueellani, ennen kaikkea jään kulutusvaikutus (Kiirikki 1996b). Tutkin rakkolevän ja ahdinparran osuuksia näytteistä ja testasin lineaarisella regressioanalyysillä niiden suhdetta kasvavaan fetchiin. Levien prosentiosuudet muunsin suhteelliseksi osuudeksi ja tein niille arcsin-neliöjuurimuunnoksen. Fetch-arvoille tein \log_{10} -muunnoksen arvojen normalisoimiseksi. Ahdinparta reagoi kasvaviin fetch-arvoihin tilastollisesti erittäin merkitsevästi ($R^2 = 48,9\%$, $n = 19$, $p = 0,001$). Ahdinparta siis kasvoi aallokkoisilla rannoilla paksumpana, syvemmälle ulottuvana vyöhykkeenä. Vastaavasti myös rakkolevän kohdalla syntyi merkitsevä ero vyöhykkeen ylärajan sijoittumisessa fetch-arvoiltaan erityyppisillä rannoilla ($R^2 = 42,7\%$, $n = 19$, $p = 0,002$). Kun poistin muista suuresti arvoista poikkeavat fetch-arvot, tilastollinen merkitsevyys pieneni, mutta oli silti siis edelleen merkitsevä ($R^2 = 24,1\%$, $n = 17$, $p = 0,046$), eli rakkolevävyöhyke alkoi syvemmältä aallokkoisemmilla rannoilla.



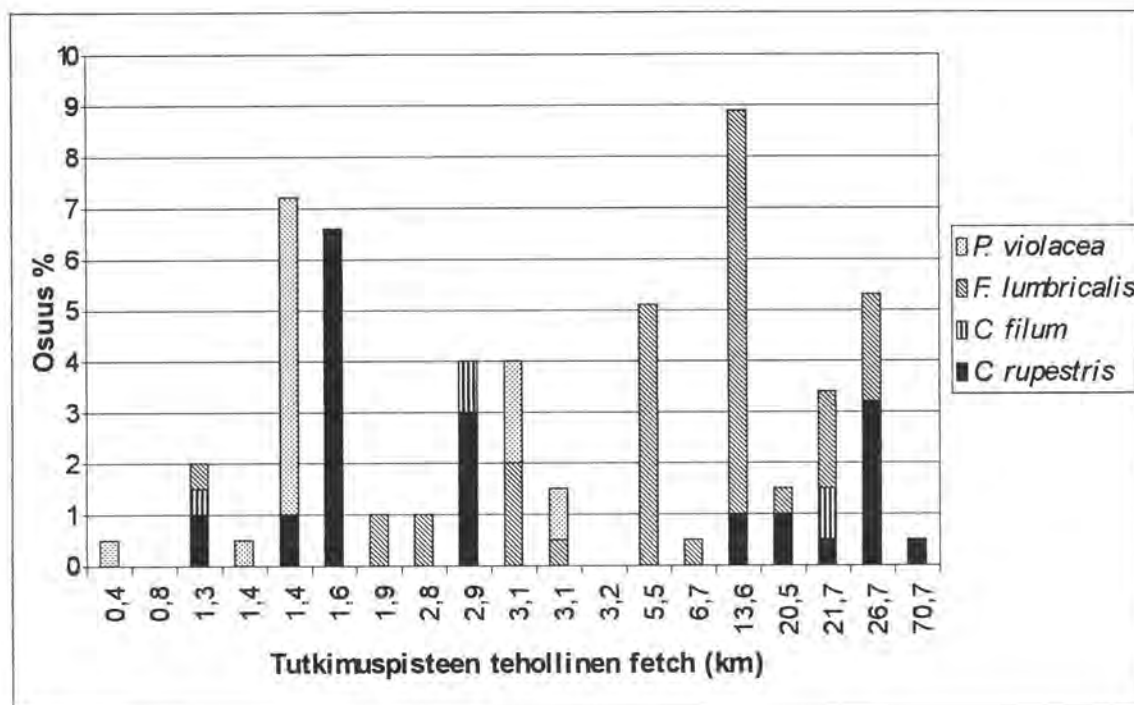
Kuva 21. Ahdinparran (vasemmalla) ja rakkolevän (oikealla) suhtautuminen kasvavaan fetchiin eli tuulen pyyhkäisymatkaan. Levien suhteellisille osuuksille on tehty arcsin-neliöjuurimuunnos ja fetch-arvoille \log_{10} -muunnos. Mukana kaikki 19 näytepistettä.

Taulukko 6. Ahdinparran ja rakkolevän suhde kasvavaan fetchiin. Lineaarisen regressioanalyysin tulokset.

Laji	y	R ²	n	p
<i>Cladophora glomerata</i>	25,3x + 26,3	0,489	19	0,001
<i>Fucus vesiculosus</i> (poikkeavat arvot poistettu)	-17,3x + 51,7 -15,2x + 48,9	0,427 0,241	19 17	0,002 0,046

Rannan mekaaniset kulutusolosuhteet heijastuivat ahdinparran ja rakkolevän vyöhykkeiden vertikaalisessa sijoittumisessa. Mitä suurempi tehollinen fetch oli, sitä alemmas rakkolevävyöhykkeen yläraja sijoittui ja sitä vähemmän rakkolevää saatiin näytteeseen, sillä näytteenottosyvyys oli vain noin kaksi metriä. Vyöhykkeiden sijoittumiseen vaikuttavat myös valaistusolosuhteet, mutta Secchi-mittausten mukaan (taulukko 4, kuva 18) valoa riitti näytteenottosyvyyteen hyvin, eikä se voi olla syynä vyöhykejakoon.

Testasin Spearmanin järjestyslukukorrelaatiolla rehevöitymisestä kärsivien lajien määrän muutosta tehollisen fetchin kasvaessa, jotta selviäisi miten fetch mahdollisesti vaikuttaa näihin indikaattoreina pidettyihin lajeihin. Fetch-arvoille tein log₁₀-muunnoksen, jotta fetch-arvojen jakuma saatiin normalisoiduksi. Testasin kunkin lajin erikseen. Testin mukaan lajien *Cladophora rupestris* (meriahdinparta), *Chorda filum* (jousilevä) ja *Polysiphonia violacea* määrä ei muutu merkitsevästi fetchin kasvaessa, mutta lajin *Furcellaria lumbricalis* (haarukkalevä) määrä kasvoi tilastollisesti merkitsevästi fetchin kasvaessa ($r_s = 49,2\%$, $n = 19$, $p = 0,032$). Lajia onkin tavattu runsaasti mm. Riianlahdella, jossa fetchit ovat pitkiä ja aallokkoisuus voimakasta. Syynä voisi olla se, että *Furcellaria* kärsii sedimentoituvasta aineksesta, joka estää kasvin kiinnittymisen kasvualustalle (Kukk 1995).



Kuva 22. Rehevöitymisestä kärsivien lajien suhde kasvavaan teholliseen fetchiin.

Testin perusteella rehevöitymisestä kärsivien lajien kohdalla siis vain *Furcellaria lumbricalis* reagoi merkitsevästi aallokkoisuuteen. Kuvasta 22 huomataan, että myös *Polysiphonia violacea* saattaa reagoida aallokkoisuuteen, muttei tilastollisesti merkitsevästi. Lajia näyttäisi esiintyvän enemmän suojaisemmillä rannoilla, mikä voi johtua siitä, että hentorakenteinen *Polysiphonia* hajoaa voimakkaassa aallokossa (suull. tiedonanto, Mikko Kiirikki, Suomen ympäristökeskus).

Taulukko 7. Rehevöitymisestä kärsivien lajien suhde kasvavaan teholliseen fetchiin.

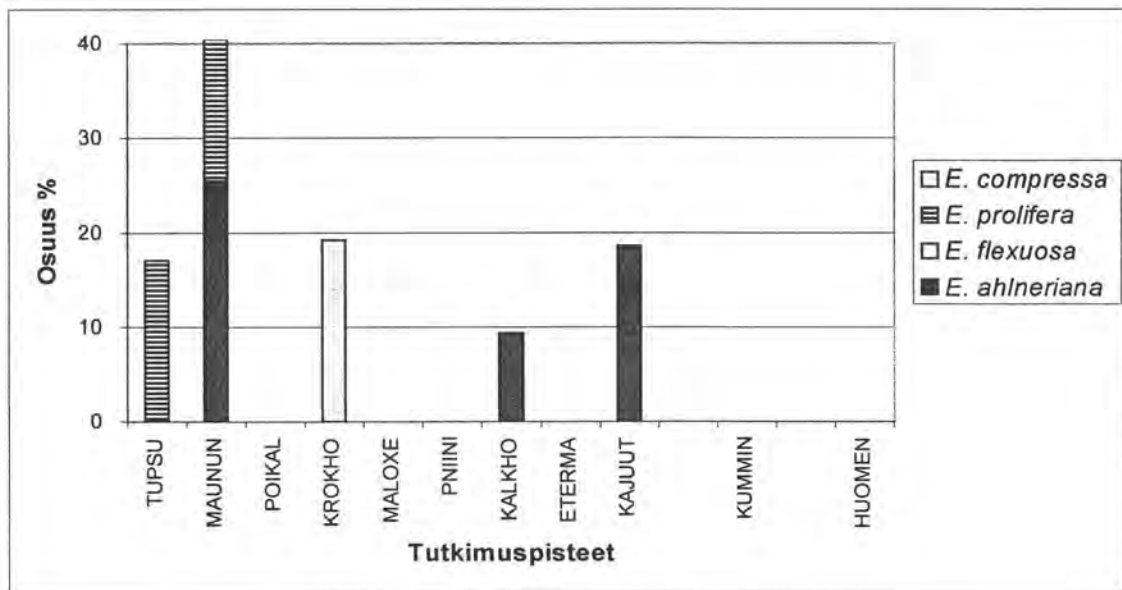
Laji	r_s	n	p
<i>Cladophora rupestris</i>	0,223	19	0,358
<i>Chorda filum</i>	0,001	19	0,995
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	0,492	19	0,032
<i>Polysiphonia violacea</i>	-0,384	19	0,105

Elachista fucicola reagoi kasvavaan fetchiin tilastollisesti merkitsevästi ($r_s = 64,2\%$, $n = 18$, $p = 0,004$). *Elachista* esiintyi rakkolevällä suuremmassa määrin avoimilla, aallokkoisilla alueilla kuin suojaisemmilla rannoilla.

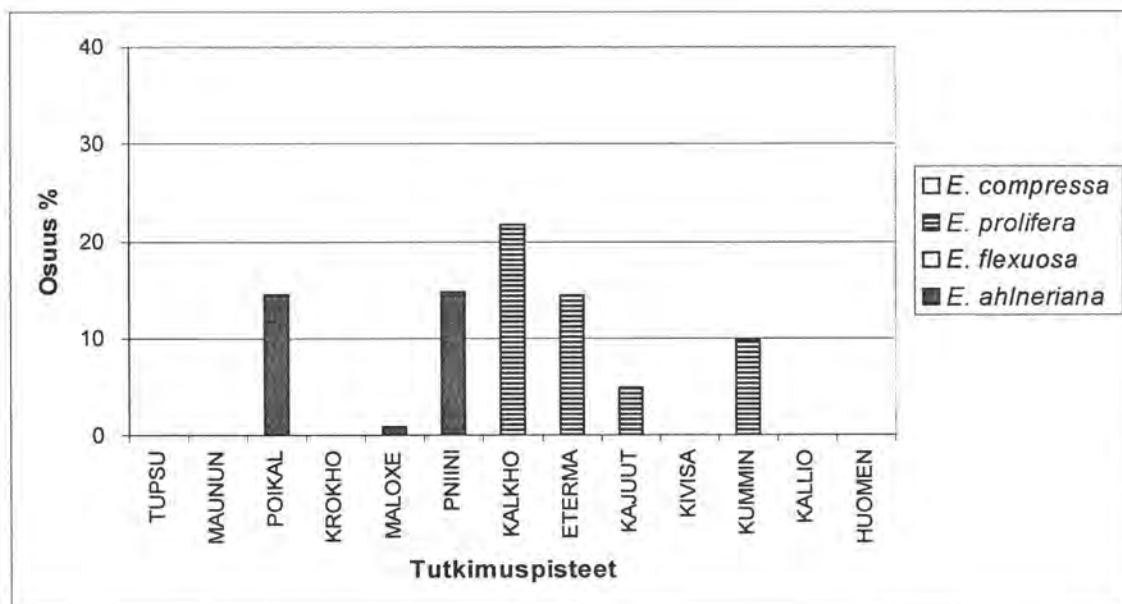
3.3. Vuosien 1984, 1988, 1993 ja 1997 välinen vertailu

Laskin kullekin näytepisteelle rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien summan eri vuosina. Testasin suolilevien määrän muuttumista vuosien aikana Kruskalin-Wallisin yksisuuntaisella ei-parametrisella varianssianalyysillä. Testin mukaan vuosien välillä ei ole merkitsevää eroa suolilevien määrän suhteen ($H = 6,87$, $df = 3$, $p = 0,076$).

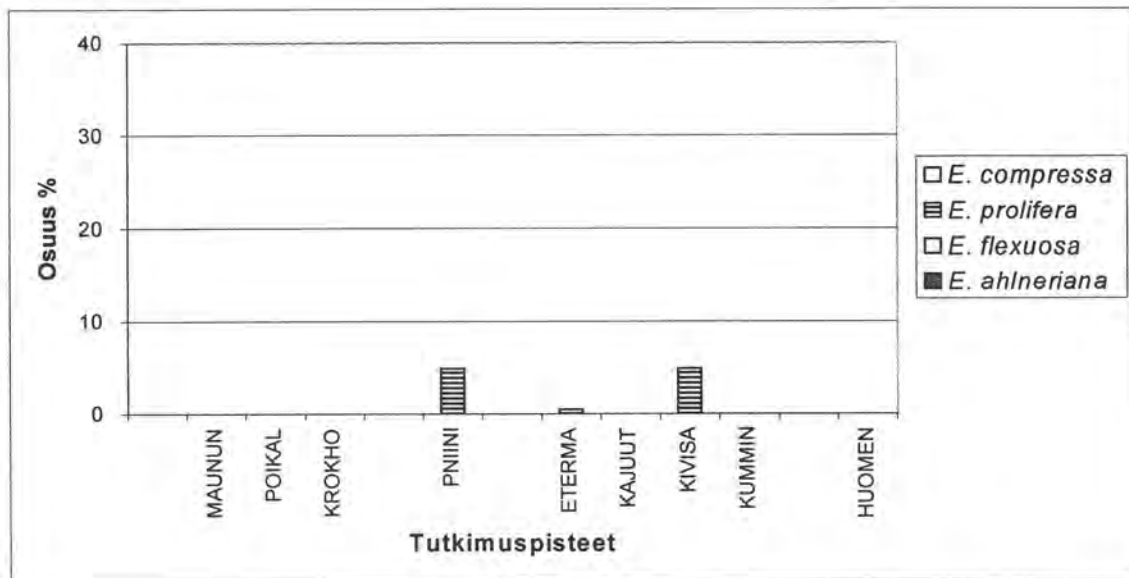
Vaikka testi ei antanut merkitsevää tulosta, kuvista 23–26 seuraavilla sivuilla voidaan nähdä, että suolilevien määrä on vähentynyt 1984–1997. Testin luotettavuutta saattaa häiritä puuttuvien näytteiden määrä vuosina 1984 (2 kpl) ja 1993 (4 kpl). Lisäksi tulee muistaa, että suolilevien määrään vaikuttaa myös vedenpinnan korkeuden vaihtelu sekä veden lämpötila. Mikäli veden pinta nousee keväällä, nopeakasvuksille viherleville tarjoutuu jatkuvasti uutta kasvualaa. Mikäli veden pinta laskee, viherlevät (kuten suolilevät) kuivuvat ja kuolevat (Viitasalo 1988). Myös veden lämpötila vaikuttaa suolileviin: lämpötilan nousu suosii niitä litoraalissa (Ilus & Keskitalo 1980).



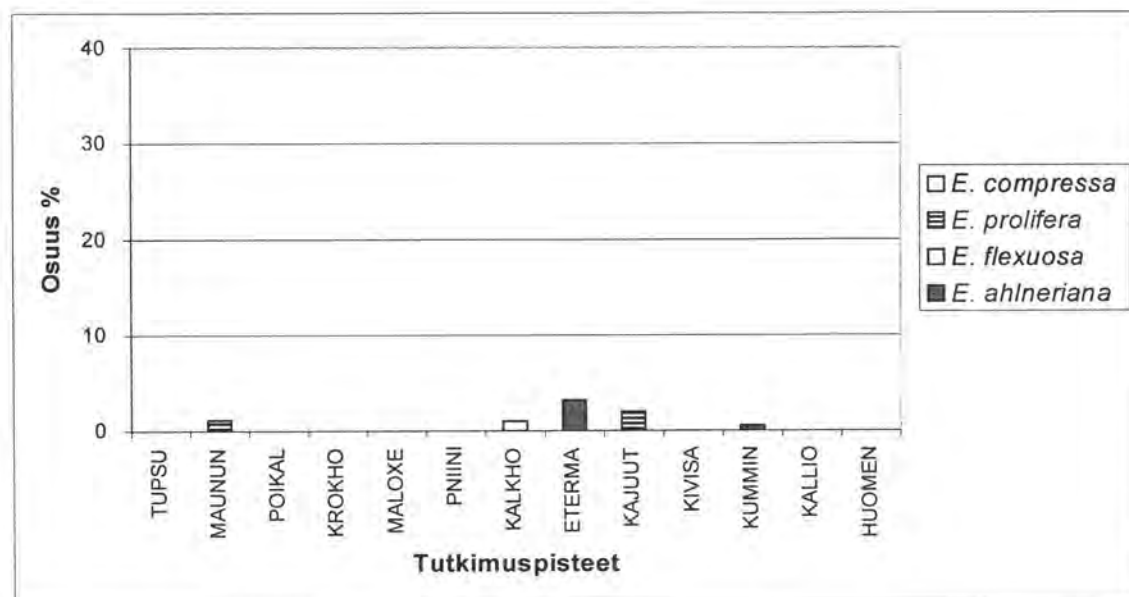
Kuva 23. Rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien osuus näytteestä vuonna 1984.



Kuva 24. Rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien osuus näytteestä vuonna 1988.

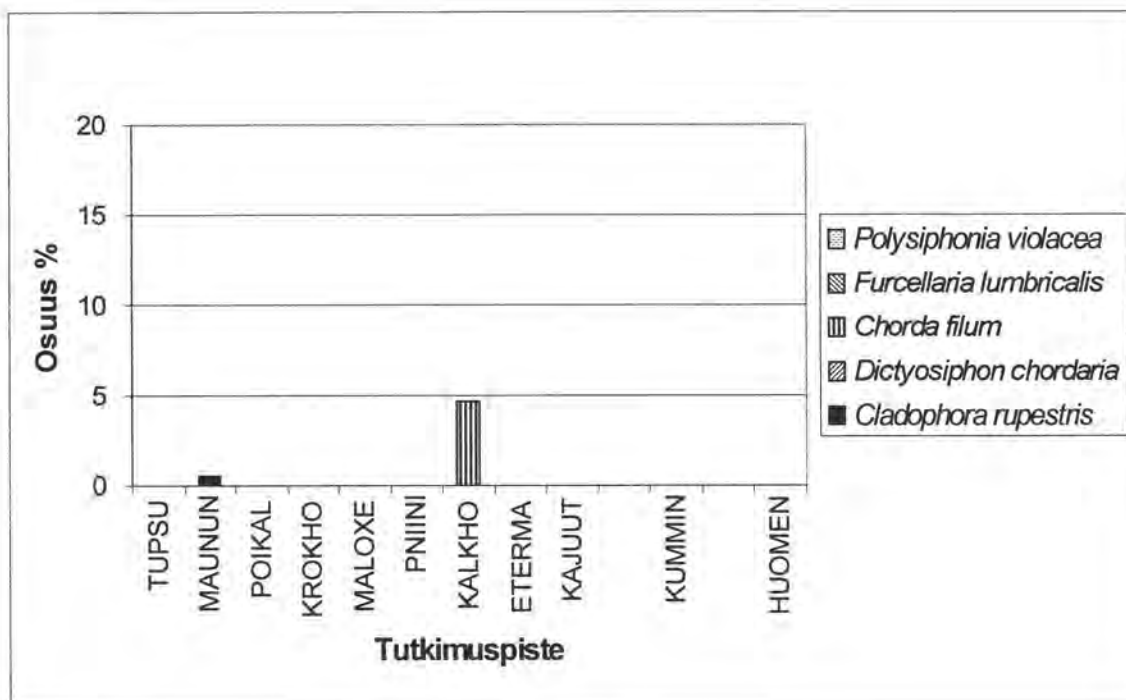


Kuva 25. Rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien osuus näytteestä vuonna 1993.

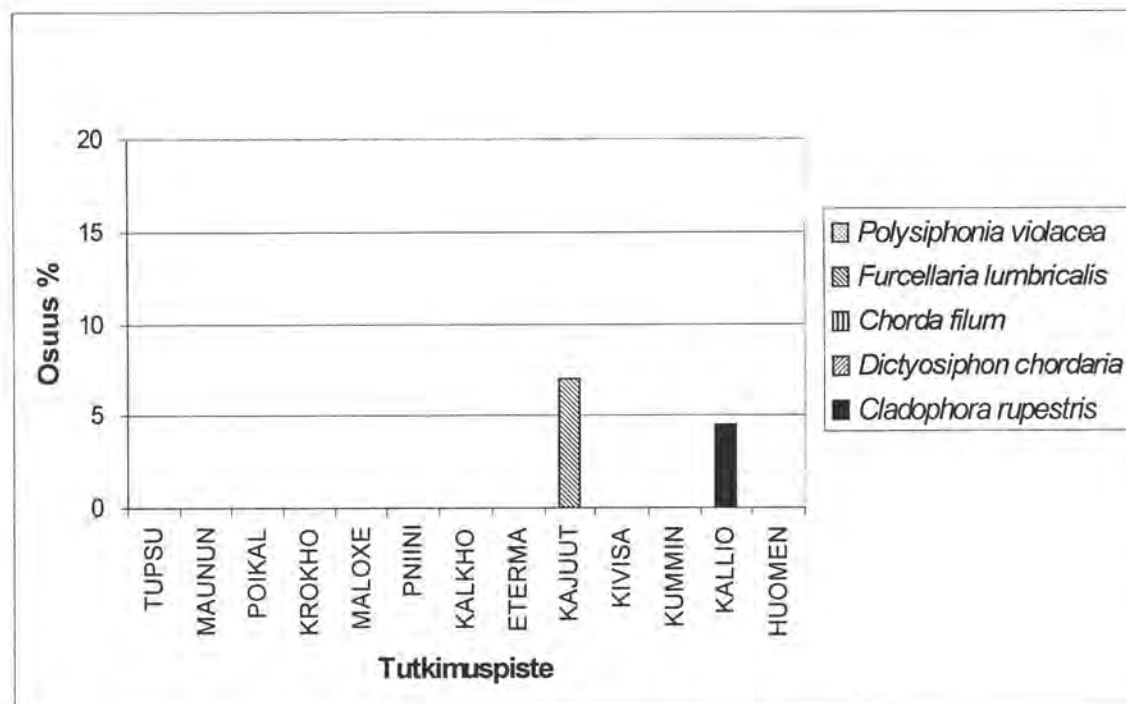


Kuva 26. Rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien osuus näytteestä vuonna 1997.

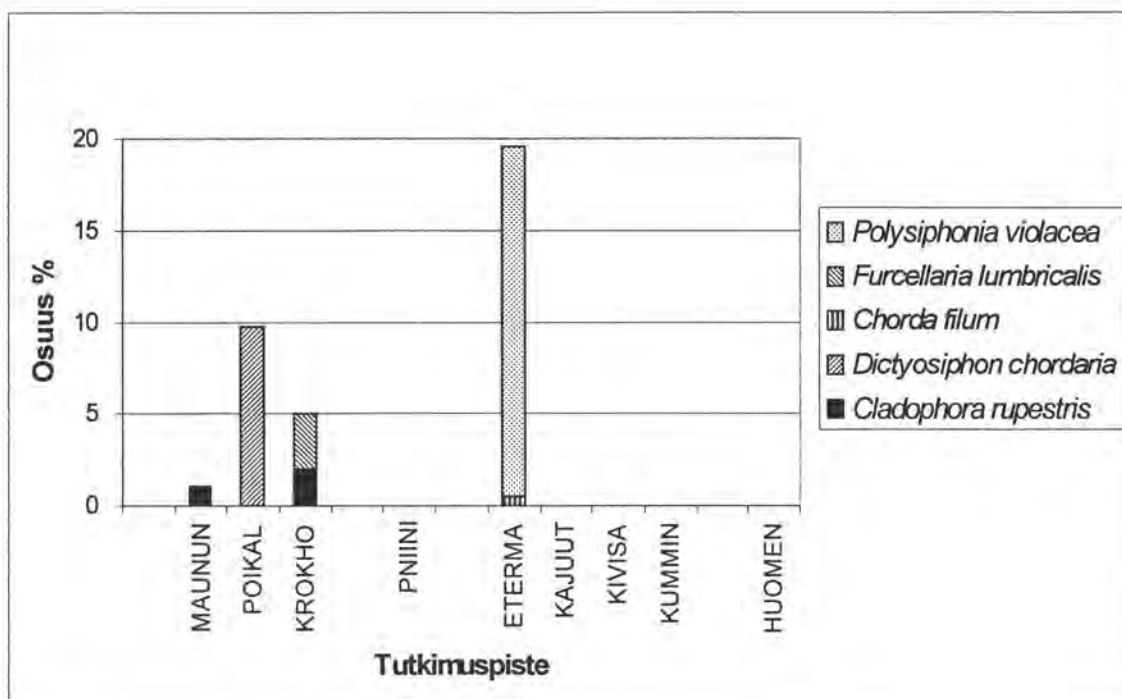
Rehevöitymisestä kärsiville lajeille vastaavassa Kruskalin-Wallis testissä vuosien välillä oli tilastollisesti erittäin merkitsevä ero ($H = 20,5$, $df = 3$, $p = 0,0001$). Rehevöitymisestä kärsivien lajien määrä on kasvanut välillä 1984–1997 (kuvat 27–30). Tänä aikana suolapitoisuudessa on tapahtunut pieni muutos (kuva 3, s. 17): jokaisella mittauspisteellä 5 ‰:n raja ylittyi vuoden 1997 kasvukauden aikana. Viitasalon (1988) mukaan 5 ‰ suolaisuus sallii kaikkien Suomenlahden tavallisimpien lajien kasvun alueella. Suolaisuuden muutos on kuitenkin pieni aiempiin vuosiin verrattuna, paitsi mittauspisteellä 113 (lähellä Etermaholmenia), missä suolapitoisuus oli noussut yhdellä promillella. Suolapitoisuuden nousulla saattaa olla merkitystä lajiston koostumukseen, sillä rehevöitymisestä kärsivät lajit ovat alkuperältään mereisiä. On luultavaa, että rehevöitymisestä kärsivien lajien määrän nousu heijastaa kuitenkin lähinnä ravinnepitoisuuksien laskua tutkimusalueella.



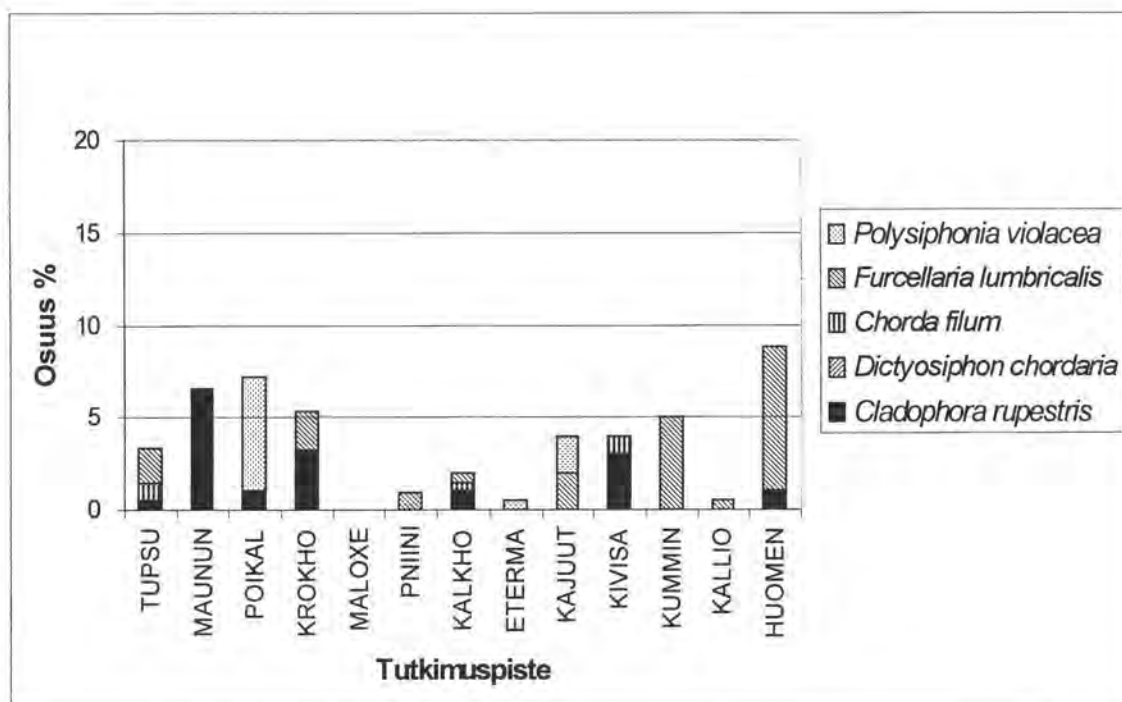
Kuva 27. Rehevöitymisestä kärsivien lajien osuus näytteestä vuonna 1984. Näyte puuttuu kahdelta näytestä.



Kuva 28. Rehevöitymisestä kärsivien lajien osuus näytteestä vuonna 1988.



Kuva 29. Rehevöitymisestä kärsivien lajien osuus näytteestä vuonna 1993. Näyte puuttuu neljältä näytesteeltä.



Kuva 30. Rehevöitymisestä kärsivien lajien osuus näytteestä vuonna 1997.

Elachista fucicola -ruskolevän määrän muuttumista eri vuosina testasin χ^2 -testillä, joka ottaa huomioon vain havaintojen määrän (havaittu / ei havaittu). Vuosien välillä oli merkitsevä ero lajin esiintymisessä ($\chi^2 = 10,21$, $df = 3$, $p = 0,017$). Lajin osuus näytteissä on kasvanut viimeisimmän 4 näytteenottovuoden aikana. Tämä tukee rehevöitymisestä kärsivien indikaattorilajien vertailusta saamaani tulosta, jonka mukaan merialueen tila on kohentunut 1984–1997 välisenä aikana.

Testasin myös ahdinparran pituutta (alle 10 cm / yli 10 cm) χ^2 -testillä. Vuosien välillä oli erittäin merkitsevä ero pituuden suhteen ($\chi^2 = 19,76$, $df = 3$, $p = 0,002$). Etenkin vuoden 1993 arvot poikkesivat odotetuista eli pitkiä ahdinpartoja oli tällöin odotettua enemmän. Ahdinparran pituus on kasvanut viimeisimmän 4 näytteenottovuoden aikana. Tämä tulos ei kuitenkaan tue muita saamiani tuloksia vaan antaa veden tilasta täysin päinvastaisen kuvan. Ahdinparran perusteella voisi tulkita merialueen tilan rehevöityneen tultaessa 1980-luvulta 1990-luvulle. Tulos antaa aihetta epäillä ahdinparran perusteella tehtävien johtopäätösten luotettavuutta merialueen tilasta.

3.4. Vuosaaren jätevesiputken vaikutus

Vuosaaren entinen jätevesiputki sijaitsee nauhamaisen tutkimusalueen puolivälissä. Laskin näytepisteiden etäisyydet jätevesiputkesta ja selvitin logistisella regressio-analyysillä vuosien 1984, 1988 ja 1993 (jätevesivaikutuksen alaiset vuodet) rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien ja rehevöitymisestä kärsivien lajien määrää eri etäisyyksillä jätevesiputkesta. Lajien osuudet muutin ensin suhteellisiksi osuuksiksi. Testasin ensin vuosia erikseen ja sen jälkeen kolmen vuoden keskiarvoa, mutta tilastollisesti merkitseviä tuloksia erilaisesta jätevesivaikutuksesta eri etäisyyksillä jätevesiputkesta ei syntynyt. Testasin samalla myös onko nauhamaisen tutkimusalueen länsi- tai itäpuolella erilaista indikoivaa kasvillisuutta, mutta tilastollisesti merkitsevää eroa ei ollut.

Kohdan 3.3. mukaan indikaattorilajien määrän perusteella arvioiden merialueen tila on kohentunut jätevesien päästöjen loputtua. Jos tulosta verrataan jätevesipäästöjen ravinnepitoisuuksiin (kuva 19) tutkimusvuosina, huomataan, että fosforin määrä jätevedessä on noussut vuoteen 1988 saakka, jonka jälkeen pitoisuudet ovat laskeneet.

Typen määrä puolestaan on kasvanut tasaisesti vuoteen 1990 saakka, jonka jälkeen vasta vuonna 1994 määrät laskivat. Kasvillisuuden perusteella arvioiden fosforipäästöjen aleneminen on parantanut vesialueen tilaa, sillä etenkin rehevöitymisestä kärsivät lajit ovat runsastuneet.

Selvittääkseni jätevesiputken lopettamisen vaikutuksia tarkemmin, testasin vielä χ^2 -testillä *Elachista fucicola* -ruskolevän määrää (havaittu / ei-havaittu) ja ahdinparran pituutta (alle 10 cm / yli 10 cm) jätevesivaikutuksen alaisina vuosina (1984, 1988 ja 1993 yhteenlaskettuna) ja vertasin sitä vuoteen 1997, jolloin jätevesivaikutusta ei tutkimusalueelle enää tullut. Testin mukaan *Elachista*-havaintoja tehtiin jätevesivaikutuksen loputtua tilastollisesti merkitsevästi enemmän ($\chi^2 = 5,85$, $df = 1$, $p = 0,016$), mutta ahdinparran pituuden muutoksessa ei ollut merkitsevää eroa ($\chi^2 = 1,03$, $df = 1$, $p = 0,31$) pituuden muutoksesta. Ilmeisesti ahdinparran pituus ei reagoi veden tilan muutokseen samalla tavoin kuin muut tässä työssä käyttämäni indikaattorilajit.

3.5. Makrofytytilajit vuosina 1984, 1988, 1993 ja 1997

Vuonna 1984 tutkimusalueelta (vuosien välisessä vertailussa käytettiin 13 tutkimuspistettä) tavattiin 15 makrolevälajia (joista näkinpartaisia (Charophyceae) tavattiin yhdellä pisteellä *Spirogyra* sp.) ja 4 putkilokasvilajia (taulukko 8). Makrolevistä suolileviä (*Enteromorpha intestinalis*, *E. ahlneriiana*, *E. flexuosa*, *E. prolifera* ja *E. compressa*) oli paljon: neljällä pisteellä n. 20 % ja kolmella pisteellä (272 Maununkari, 333 Krokhölmshället ja 339 Kajuuttaluodot) jopa n. 40 % näytteestä. Ahdinparta oli yhtä poikkeusta lukuunottamatta lyhyttä (alle 10 cm). Lajia *Cladophora rupestris* tavattiin vain yhdeltä näytepisteeltä pienen tupsun verran. Ruskolevistä *Pilayella littoralis* oli runsasta kahdella pisteellä. *Dictyosiphon foeniculaceus* tavattiin suurimmalta osalta pisteitä. Lajia *Chorda filum* tavattiin vain yhdeltä näytepisteeltä. Rakkolevä oli lähinnä fertiiliä. *Elachista fucicola* peitti rakkolevää usealla näytepisteellä, mutta vain vähäisessä määrin. Punalevistä lajia *Furcellaria lumbricalis* ei tavattu lainkaan. *Ceramium tenuicorne* havaittiin muuta tutkimusvuosia harvemmin ja vähäisempinä määrinä. *Polysiphonia violacea* ei esiintynyt näytteissä lainkaan. Putkilokasveista löytyi seuraavia: *Potamogeton*

pectinatus, *P. perfoliatus*, *Zannichellia palustris* ja *Ranunculus baudotii*. Lajia *P. perfoliatus* esiintyi Kalkholmenissa (336C) runsaasti, mikä kertoo näytteen otetun osittain pehmeältä pohjalta.

Vuonna 1988 alueelta tavattiin 18 makrolevälajia (joista näkinpartaisia yksi laji, *Chara baltica*) ja putkilokasveja tavattiin 3 lajia (taulukko 9). Viherlevistä suolileviä esiintyi näytteissä noin puolet vähemmän kuin vuonna 1984. *Rhizoclonium*-lajeja tavattiin muita vuosia useammin, mikä saattaa selittyä huolellisella mikroskopoinnilla. Ahdinparta oli yhtä näytepistettä lukuunottamatta lyhyttä (alle 10 cm). *Cladophora rupestris* esiintyi vain yhdellä pisteellä. Ruskolevistä *Sphacelaria arctica* ja *Stictyosiphon tortilis* tavattiin yhdeltä pisteeltä. *Dictyosiphon foeniculaceus* tavattiin kahdelta pisteeltä vähäisessä määrin. *Chorda filum* ei esiintynyt näytteissä lainkaan. Rakkolevä oli lähinnä steriiliä ja epifyyttiä *Elachista fucicola* esiintyi vain kolmella pisteellä. Punalevistä *Furcellaria lumbracalis* esiintyi vain yhdessä näytteessä, mutta sen sijaan *Ceramium tenuicorne* tavattiin vähäisenä miltei kaikilta näytepisteiltä. Punalevää *Polysiphonia violacea* ei ollut näytteissä lainkaan. Putkilokasveja tavattiin vain kahdelta pisteeltä. Etermaholmenissa (337) kasvoi *Potamogeton pectinatus* ja *P. perfoliatus* sekä Pikku Niinisaaren pohjoispuolella (335) tavattiin *Ranunculus baudotii*.

Vuonna 1993 löydettiin 20 makrolevälajia (joista näkinpartaisia *Spirogyra* sp.) ja yksi putkilokasvilaji, *Ranunculus baudotii* (taulukko 10). Viherlevistä suolileviä löytyi yli puolet vähemmän kuin vuonna 1988. Ahdinparta oli yhtä poikkeusta lukuunottamatta pitkää (yli 10 cm), mikä poikkeaa aiemmista vuosista. *Cladophora rupestris* tavattiin kahdella pisteellä. Ruskolevää *Pilayella littoralis* esiintyi paikoin runsaasti. Lajeja *Sphacelaria arctica* ja *Stictyosiphon tortilis* ei tavattu lainkaan, mutta *Dictyosiphon foeniculaceus* tavattiin aiempaa runsaampana. Yhdellä pisteellä tavattiin *Dictyosiphon chordaria*, jota muina vuosina ei löydetty lainkaan. *Chorda filum* löydettiin vähälukuisena yhdellä pisteellä. Rakkolevä oli pääasiassa fertiiliä. Rakkolevän epifyyttiä *Elachista fucicola* tavattiin kahdeksalla pisteellä vähäisessä määrin. Punalevistä *Furcellaria lumbricalis* tavattiin vain yhdellä pisteellä. *Ceramium tenuicorne* esiintyi kaikilla tutkituilla pisteillä. Maununkarilla (272) tavattiin *Callithamnion roseum*, jota ei muina vuosina tavattu lainkaan. *Polysiphonia violacea* tavattiin Etermaholmenissa (337) erittäin runsaana.

Vuonna 1997 vertailututkimuksessa käytetyiltä pisteiltä löytyi 18 makrolevälajia (näkinpartaisista *Chara aspera*) ja 5 putkilokasvilajia (taulukko 11). Viherlevistä suolileviä esiintyi vähemmän kuin vuosina 1984 ja 1988, mutta vuotta 1993 runsaammin. Suolilevistä *E. intestinalis* oli runsasta, kun taas haarovia suolileviä esiintyi vain vähän. Ahdinparta oli puolella pisteistä lyhyttä (alle 10 cm) ja puolella pisteistä pitkää (yli 10 cm). *Cladophora rupestris* esiintyi selvästi muita vuosia useammin ja runsaampana. *Ectocarpus siliculosus* esiintyi runsaana Eterma-holmenissa, mutta vähäisempänä muutamalla muullakin pisteellä. *Sphacelaria arctica* tavattiin kuudella pisteellä vähälukuisena. Lajia *Stictyosiphon tortilis* havaittiin yhden yksilön verran Poikaluodoilla (273). *Dictyosiphon foeniculaceus* tavattiin vuosia 1984 ja 1988 useammin. *Chorda filum* tavattiin kolmesta näytteestä. Rakkolevä oli suurimmassa osassa näytteitä fertiiliä. *Elachista fucicola* esiintyi muita vuosia selvästi runsaampana. Myös punalevä *Furcellaria lumbricalis* esiintyi aiempaa useammin ja runsaampana. *Ceramium tenuicorne* tavattiin lähes kaikilta näytepisteiltä. Punalevää *Polysiphonia violacea* löytyi kolmelta pisteeltä. Putkilokasveja tavattiin aiempia vuosia useammin, mutta niiden määrät näytteissä olivat vähäisiä.

Neljän tutkimusvuoden aikana lajikoostumus on pysynyt melko samantyyppisenä, poikkeuksina ovat levät *Chaetomorpha* sp. ja *Dictyosiphon chordaria*, jotka esiintyivät vain kerran näytteenottovuosien aikana (molemmat vuonna 1993: ensimmäinen Kumminhälletilla (358) ja jälkimmäinen Poikaluodoilla (273)). *Sphacelaria arctica* ei esiintynyt lainkaan vuosina 1984 ja 1993, mutta 1997 sitä löytyi monesta pisteestä, tosin vähäisinä määrinä. *Stictyosiphon tortilis* havaittiin yhdellä pisteellä vain vuosina 1988 ja 1997. Lajin *Chara aspera* esiintyminen vuonna 1997 johtunee sopivan hiekka-sorapohjan sattumisesta näytealalle (Luther 1951b). Itämeressä on havaittu rihmamaisten viherlevien määrän runsastuneen rehevöitymisen johdosta (esim. Wallentinus 1979a, Hällfors ym. 1984, Mäkinen ym. 1984). Rihmamaisten viherlevien määrän runsastumista vuosien aikana ei oman tutkimukseni (kvalitatiiviset näytteet) perusteella voi havaita.

Tutkimusvuosien lajilistat on esitetty kokonaisuudessaan taulukkoina seuraavilla sivuilla. Vuosien 1984, 1988 ja 1993 taulukot on saatu Helsingin kaupungin ympäristökeskuksesta.

Taulukko 9. Tiedot vuoden 1988 näytepisteiden lajikoostumuksesta. Luvut ovat prosentteja näytteessä, jota ei vielä ole suhteutettu 100 %:iin. Tiedot: Helsingin kaupungin ympäristökeskus.

	TUUSUB8	MAUNUB8	POIKALUB8	KROKHOB8	MALOXE88	FNINIE88	KALKHO88	ETERMAB8	KAJUUT88	KIVISAB8	KUMMIN88	KALLIO88	HUOMEN88
<i>Ulothrix pseudoflaccida</i>													
<i>Ulothrix subflaccida</i>													
<i>Percursaria percura</i>													
<i>Blidingia minima</i>										0,5	2		1
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	10	5	4			5							
<i>Enteromorpha ahneriana</i>	15		1	20									
<i>Enteromorpha flexuosa</i>					25	20	7						10
<i>Enteromorpha compressa</i>													
<i>Chaetomorpha</i> sp.													
<i>Rhizoclonium implexum</i>			2		5	5	5						3
<i>Rhizoclonium riparium</i>						2							
<i>Cladophora rupestris</i>													5
<i>Cl. glomerata</i> : kork. 1-10 cm	50	40	1	50	60	50	20	50	60	40	60		50
<i>Cl. glomerata</i> : kork. yli 10 cm													
<i>Urospora</i> sp.						1	1	2					
<i>Spirogyra</i> sp.													
<i>Chara canescens</i>													
<i>Chara tomentosa</i>													
<i>Chara baltica</i>											1		
<i>Chara aspera</i>													
<i>Pilayella littoralis</i>													1
<i>Ectoc. siliculosus</i> + E. sp.			2		0,5		1			5			
<i>Sphaecelaria arctica</i>													
<i>Eudesme virescens</i>													
<i>Stictyosiphon tortilis</i>													5
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>													2
<i>Dictyosiphon chordaria</i>													
<i>Chorda filum</i>													
<i>Fucus vesiculosus</i> /fert.													40
<i>Fucus vesiculosus</i> /ster.	50	50	80	50	40	50	60	60	40	50			50
<i>Fucus: Electra</i> +Bal.<10%	50	50	50	40	40	60	60	60	40	50			50
<i>Fucus: Electra</i> +Bal.>10%	50	80	80	50	50	60	60	60	40	50			50
<i>Furcellaria lumbricalis</i>													10
<i>Phyllophora truncata</i>													
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>													
<i>Ceramium tenuicorne</i>	5	2	1	5	2	2	4	5	5	5			0,5
<i>Callithamnion roseum</i>													
<i>Polydora nigrescens</i>													
<i>Polysiphonia violacea</i>													
<i>Rhodomela confervoides</i>													
<i>Potamogeton pectinatus</i>													10
<i>Potamogeton perfoliatus</i>													5
<i>Zannich. palustris</i> + Z. sp.													
<i>Ceratophyllum demersum</i>													
<i>Panunculus baudoitii</i>													10
<i>Myriophyllum spicatum</i>													
<i>Najas marina</i>													
<i>Elachista fucicola</i> (0-3)							2						1

Taulukko 10. Tiedot vuoden 1993 näytepisteiden lajikoostumuksesta. Luvut ovat prosentteja näytteessä, jota ei vielä ole suhteutettu 100 %:iin. Tiedot: Helsingin kaupungin ympäristökeskus.

TUPSU93 MAUNUN93 POIKAL93 KROKHO93 MALOXE93 ENINI93 KALKHO93 ETERMA93 KAJUUT93 KIVISA93 KUMMIN93 KALLIO93 HUOMEN93			
Ulothrix pseudoflaccida	1		
Ulothrix subflaccida			
Percussaria percurva			
Blidingia minima			
Enteromorpha intestinalis	0,5	10	0,5 1 20
Enteromorpha ahneriana			
Enteromorpha flexuosa		5	0,5 5
Enteromorpha prolifera			
Enteromorpha compressa			
Chaetomorpha sp.			
Rhizoclonium leptum	0,5	0,5	0,5 5
Rhizoclonium riparium			
Cladophora rupestris	1	2	25
Cl. glomerata: korke. 1-10 cm			
Cl. glomerata: korke. yli 10 cm	40	50	45 20 30 15 35 25
Urospora sp.	1		0,5 5
Spirogyra sp.			
Chara canescens			
Chara tomentosa			
Chara baltica			
Chara aspera			
Pilayella littoralis	5	10	2 15 10 5
Ectoc. siliculosus E. sp.			
Sphacelaria arctica			
Eudeme virescens			
Stictyosiphon tortilis			
Dictyosiphon foeniculaceus	10	10	1 7 10 5
Dictyosiphon chordata			
Chorda filum			
Fucus vesiculosus/fert.	35	40	30 0,5 40 65 30 50
Fucus vesiculosus/ster.			
Fucus: Electr+Bal.<10%			
Fucus: Electr+Bal.>10%	35	40	30 40 65 30 50
Furcellaria lumbricalis			
Phyllophora truncata		3	
Phyllophora pseudoceranoides			
Ceramium tenuicorne	5	2	10 1 5 5 10 5
Callithamnion roseum	1		
Polysiphonia nigrescens			
Polysiphonia violacea			
Rhodospira confervoides			
Potamogeton pectinatus			
Potamogeton perfoliatus			
Zannich. palustris + Z. sp.			
Ceratophyllum demersum			
Ranunculus baudotii			
Myriophyllum spicatum		20	10
Najas marina			
Elachista fucicola (0-3)	0,5	0,5	0,5 0,5 0,5 0,5 0,5

Taulukko 11. Vuoden 1997 kasvillisuuskartoituksen tulokset 19 näytesteiltä. Luvut ilmaisevat osuuden näytteestä suhteutettuna 100 %:iin. Vuosien välisessä vertailussa käytettyjen näytesteiden koodinumerot ja nimet on kursivoitu.

	271	272	273	354	358	359	360	335	335C	335D	339	333	334	337D	336C	337	337B	337C	297
Näytesteen koodi	TUPSU	MAUNUN	POIKAL	KIVISA	KUMMIN	KALLIO	HUOMEN	FINIINI	SARKAN	PNIINS	KAJUUT	KROKHO	MALOXE	LILLAK	KALKHO	ETERMA	PELIHO	KALYRA	MARASK
Enteromorpha intestinalis	4,9	0,5	10,4	19,9	1	1,1	1	0,5	9,8	0,5	3	0,5	0,5	6,8	13,5	7,4	8,7	1,9	0,5
Enteromorpha compressa					0,5						2			1,9	1	3,2	4,3		
Enteromorpha ahneriana																			
Enteromorpha prolifera		1,1																	
Rhizoclonium sp.	0,5	6,6	1	3			1			1	2								0,5
Cladophora rupestris	43,7	11	36,3	24,9	66,4	52,9	44,3	33,3	49	64,7	55,3	3,2	45,9	29,1	33,8	5,3	21,7	32,7	95,5
Cladophora glomerata												43,2			0,5				
Chara aspera	3,9	0,5		5	0,5	0,5		2,8	27	1	0,5			1	0,5	31,9	21,7	4,7	0,5
Playella littoralis			1								0,5								
Ectocarpus siliculosus			2,1	0,5	0,5		1	0,5	0,5		0,5				0,5				
Sphacelaria arctica			0,5																
Stictyosiphon tortilis		2,2	0,5	6						0,5		4,3							
Dictyosiphon foeniculaceus	1,9					0,5	0,5												
Chorda filum	1			1															2
Fucus vesiculosus	29,1	77,3	41,5	39,8	25,5	42,3	39,4	57,1	34,3	29,9	30,2	43,2	51	58,3	48,3	42,6	39,1	56,1	0,5
Furcellaria lumbricalis	1,9				5,1	0,5	7,9	1	1	0,5	2	2,1		0,5	0,5				
Ceramium tenuicorne	2,9	0,5	0,5		0,5	2,1	4,9	1	0,5	2	0,5	3,2	2	0,5	0,5	0,5		0,5	0,5
Polysiphonia violacea			6,2								2			1					
Potamogeton pectinatus	1,9							2,8	2,9		3		0,5						
Potamogeton perfoliatus	2,9										0,5								
Zannichellia sp.	0,5																3,5		
Zannichellia palustris																			0,9
Ranunculus baudotii																			0,9
Ranunculus baudotii	4,9							1	1		0,5			1		3,2	0,5	0,9	0,5
Myriophyllum spicatum																			

Taulukko 12. Ahdinparran (*Cladophora glomerata*) ja rakkolevän (*Fucus vesiculosus*) tila vuonna 1997 19 näytepisteellä.

Koodi	271	272	273	354	358	359	360	335	335C	335D	339	333	334	337D	336C	337	337B	337C	297
Tutkimuspaite	TUPSU MAUNUIN	POIKAL	KIVISA	KUMMIN	KALLIO HUOMEN	PNIIINI	SARKAN	PNIIINS	KAJUIUT KROKHO	MALOXE	LILLAK	KALKHO	ETERMA	PELIHO	KALVRA	MARASK			
<i>Cladophora</i> : pituus (cm)	20	15	10	5...10	25	10	10	12	20	20	15	20	10	20	10	...10	4	6	15
<i>Fucus</i> : pituus (cm)	20	30	20	25...30	25	20	25	25	20	20	20	20...	30	30...35	20	35	20	35	*
<i>Fucus</i> : ster./fert.	fert.	ster.	ster.	fert.	fert.	fert.	ster.	fert.	fert.	fert.	fert.	fert.	fert.	fert.	fert.	ster.	ster.	ster.	
<i>Fucus</i> : kaasurakkulat (on/ei)	on	on	on	on	ei	on	ei	on	on	on	ei	ei	on	on	on	on	on	on	
<i>Fucus</i> : epifyytit yht. % (sis. <i>Electra</i>)	...10	40	60	10...	20	10	...10	20...	10...	...10	40	20	20	35...40	35	40	30	25	
<i>Enteromorpha</i> sp.	0,5																		
<i>Enteromorpha inteslin.</i>	0,5				0,5									0,5					
<i>Cladophora glomerata</i>	...1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	...1	0,5	3	0,5		0,5		0,5	0,5		
<i>Pilayella littoralis</i>				1	0,5														
<i>Ectocarpus</i> sp.																			
<i>Dictyosiphon foen.</i>	0,5								0,5					0,5		0,5	0,5	0,5	
<i>Chorda filum</i>																			
<i>Ceramium tenuicorne</i>	0,5	0,5	0,5	0,5	10	1	2	1,5	0,5	0	0,5	0,5	2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
<i>Elachista</i> (1-3)	1	1	0	2	3	1	1	2	3	2	2	2	1	1	1	0	0	0	
<i>Balanus</i> (1-3)	1	0,5	1,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2	0	0	0,5	0,5	0	0	2	2	2	2	
<i>Electra</i> (1-3)	2	3	3	2	1	2	1	3	2,5	1	3	2	2	3	3	3	3	3	
	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**

seilytys asteikolla 0-3: 0=ei ole

1=vähän

2=jonkin verran (2%-)

3=runsaasti (kymmeniä%)

** *Electra* eritt. runsas (lähes 40%)

HUOM:

ster+1fert ei+1on

* = Rakkolevävyöhykke niin alhaalla, että vain yksi pieni *Fucus* näyteessä

3.6. Ahdinparta ja rakkolevä vuonna 1997

Taulukkoon 12 (s. 61) on koottu tiedot ahdinparran ja rakkolevän pituuksista eri näytepisteillä. Pituudet on arvioitu kentällä näytteenoton yhteydessä. Lisäksi taulukkoon on koottu havaintoja rakkolevän epifyyiteistä, rakkolevän fertiiliydestä sekä kaasurakkuloista. Epifyytit on määritetty laboratorioissa, fertiiliys- ja kaasurakkula -havainnot on tehty kentällä näytteenoton yhteydessä.

Ahdinparta oli vuonna 1997 noin puolella pisteistä lyhyttä (alle 10 cm) ja noin puolella pitkä (yli 10 cm). Vuonna 1997 ahdinparta oli keskimäärin lyhyempää kuin vuonna 1993, mutta pitempää kuin vuosina 1984 ja 1988. Pisintä ahdinparta oli Kumminhälletillä (358), joka on lintujen suosima luotojen ryhmä Skatanselällä. Kumminhälletillä havaittiin runsaasti lintujen jätöksiä, jotka ovat lannoittaneet rannan makroleviä. Lyhyintä ahdinparta oli Sipoon puolella sisäsaaristossa (335E Peliholmen, 337C Kalvratan). Ahdinparran keskipituus oli noin 13 cm.

Rakkolevän epifyytteinä esiintyivät vuonna 1997 lajit *Enteromorpha* sp. (niin pienikokoista ja lyhyttä, että tunnistus oli vaikeaa), *Enteromorpha intestinalis*, *Cladophora glomerata* (ahdinparta), *Pilayella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus*, *Elachista fucicola*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Chorda filum*, *Ceramium tenuicorne* sekä päällyseläimet *Balanus improvisus* ja *Electra crustulenta*. Yleisimmät epifyytit olivat ruskolevä *Elachista fucicola* ja punalevä *Ceramium tenuicorne* (punahelmilevä). Paikoin kaikkien epifyyttien yhteenlaskettu prosentuaalinen pinta-ala rakkolevällä oli jopa 40 % rakkolevän pinnasta, mikä viittaa veden rehevöitymiseen. Keskimäärin kaikki yhteenlasketut epifyytit peittivät noin neljänneksen rakkolevän pinnasta.

Rakkolevässä havaitsin kaasurakkuloita noin 70 %:ssa näytepisteistä. Fertiiliä rakkolevä oli 12 näytepisteellä ja steriiliä 6 näytepisteellä. Rakkolevän keskipituus oli n. 25 cm. Kautskyn ym. (1992) mukaan rakkolevä tulee fertiiliksi keskimäärin yli 25 cm pitkänä eli n. 2–3 vuotiaana. Rakkolevän kaasurakkuloiden taas on todettu korreloivan eksposition kanssa: rakkulat vähenevät eksposition kasvaessa (mm. Jordan & Vadas 1972, Kautsky ym. 1992).

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Tutkimusalueen makrofyytit 1970–1990 -luvuilla

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen suorittamissa Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailuissa on tutkittu veden tilaa kemiallisin mittauksin sekä kasviplankton-, pohjaeläin- ja makrofytyttitutkimuksin. Helsingin ympäristökeskuksen tutkija Ilkka Viitasalo on tehnyt makrofytyttitutkimuksia velvoitetarkkailuvuosina. Hän on käyttänyt ns. alueellista saprobialuokittelua meren tilan selvittämiseksi. Tällä menetelmällä hän on vertaillut vuosia 1974, 1979, 1984, 1988 ja 1993 keskenään (Viitasalo 1988, 1990, 1995). Omassa työssäni halusin verrata aiempaa tarkemmin eri lajien ja lajiryhmien esiintymisessä tapahtuneita muutoksia, jotta merialueen tilasta saataisiin monipuolisempi kuva. Näiden kahden erityyppisen vertailun avulla merialueen tilasta saadaan kenties monipuolisempi kuva. Toisaalta tulee muistaa, että kumpikin tarkastelutapa pohjautuu indikaattorilajien tarkasteluun ja haraamalla tehtyyn näytteenottoon.

Saprobialjärjestelmä käsittää indikaattorilajeja ja -assosiaatioita, joiden esiintyminen ilmentää eriasteista ja -tyyppistä likaantumista. Kolkwitz ja Marsson kehittivät saprobialjärjestelmän Keski-Euroopan virtaavien vesien puhtausarviointiin jo vuonna 1902. Kolkwitz ja Marsson jakoivat määrittelemänsä vesikasvivyhdyskunnat viiteen saprobisuusluokkaan: polysaprobinen (hyvin voimakkaasti likaantunut), α -mesosaprobinen (voimakkaasti likaantunut), β -mesosaprobinen (jonkin verran likaantunut), oligosaprobinen (heikosti likaantunut) ja katarobinen (luonnontilainen) (Kolkwitz & Marsson 1902, Ray 1974).

Saprobialjärjestelmässä kasvillisuudesta määritellään likaantuneisuus- eli saprobisuusluokat tiettyjen indikaattorilajien esiintymisen tai esiintymättömyyden, kasvien kunnon, kasvutavan ja runsauden perusteella. Vastaavaa yksittäisten indikaattorilajien perusteella tapahtuvaa luokittelua ovat tehneet muutkin tutkijat jo 1900-luvun alkupuolelta saakka. Luokittelua on tehty hieman eri kriteereillä ja osittain eri nimikkeitä käyttäen. Viitasalo on tehnyt oman versionsa luokittelusta 1985. Viitasalon saprobisuusluokituksella saadaan tietoa eri kasvilajien suhteesta vesien

likaantumiseen, lähinnä rehevöitymiseen. Saprobisuusluokituksessa vesikasvillisuus on jaettu kuuteen likaantuneisuusluokkaan (taulukko 13).

Taulukko 13. Saprobisuusluokat (Viitasalo ym. 1994).

Luokka	Suomenkielinen selite	Soveltuvia käyttömuotoja
Polysaprobinen	voimakkaasti likaantunut	vesiliikenne
α -mesosaprobinen	likaantunut	maisema- ja satamakäyttö
β -mesosaprobinen	lievästi likaantunut	uinti, ellei sameus estä
α -oligosaprobinen	häiriintynyt	uinti, virkistyskalastus
β -oligosaprobinen	lievästi häiriintynyt	kaikki virkistyskäyttömuodot
Katarobinen	luonnontilainen	kaikki käyttötavat

Indikaattorilajeihin perustuvan luokittelun avuksi lajeille annetaan lajikohtainen *s*-arvo (*s*) (Maa ja Vesi 1976, Viitasalo 1985, 1990). Arvo *s* vaihtelee välillä $-2 \dots +4$. Mitä likaisemmassa vedessä kasvilaji tulee toimeen, sitä korkeammaksi *s*-arvo nousee. Arvojen määrittämisessä arvioidaan mahdollisimman huolellisesti lajin suhdetta rehevöitymiseen ja muut vaihtelua aiheuttavat ekologiset tekijät (lämpötila, valaistus, saliniteetti, allokko vaikutus ym.) pyritään eliminoimaan. Likaantumisyvyshykkeet eivät luonnossa ole selvärajaisia, joten tietyltä alueelta löytyy aina kahden tai useamman likaantumislukan indikaattorilajeja. Kaikille lajeille *s*-arvoa ei ole määritetty (Viitasalo ym. 1994).

Taulukko 14. Saprobialuokittelun indikaattorilajeja ja niiden s-arvoja (mukailtu Viitasalo 1990 ja Viitasalo ym. 1994 mukaan).

	Polysapr.	α -mesosapr.	β -mesosapr.	α -oligosapr.	β -oligosapr.	Katarobinen
Tyypilajeja	Bacteria,	Flagellata,	<i>Enteromorpha</i>	<i>E. ahlnneriana</i> +	<i>C. glomerata</i>	<i>C. glomerata</i>
Helsingin	Protozoa,	Cyanobacteria,	> 40-60 %,	<i>E. prolifera</i> +	> 12 cm,	lyhyt,
edustalla	Flagellata,	<i>Balanus</i> ,	<i>E. confervoides</i> ,	<i>E. intestinalis</i>	Diatoma	<i>C. rupestris</i> ,
		<i>Cordylophora</i> ,	<i>C. glomerata</i> :	< 10 %,	> 50 %,	<i>Elachista</i> ,
		<i>Laomedea</i>	kääpiömuoto,	<i>Fucus</i> : steriili,	<i>E. intestinalis</i> ,	<i>D. chordaria</i> ,
			<i>Ceratophyllum</i>	Eläinepifyytit	<i>Fucus</i> : fertiili,	<i>Chorda</i> ,
				> 40 %,	Ei <i>Elachistaa</i> ,	<i>Pilayella</i> ,
				<i>C. glomerata</i>	<i>D. foenicul.</i> ,	<i>Ectocarpus</i> ,
				> 50 %,	<i>S. tortilis</i> ,	<i>Sphacelaria</i> ,
				<i>Myriophyllum</i> ,	<i>Ceramium</i>	<i>Furcellaria</i> ,
				<i>Ranunculus</i> ,	> 50 %,	<i>Polysiphonia</i> ,
				<i>Potamogeton</i>	<i>Zannichellia</i>	<i>Phyllophora</i> ,
						<i>Chara</i> ,
						<i>Tolypella</i> ,
						<i>Najas</i>
Ohjeellinen s-indeksin vaihteluväli	+4...+3	+2...+1	+1,5...0	+1...-1,4	-1,4...-1,6	-1,6...-2

Tietyn alueen vesikasvillisuudelle voidaan määrittää ns. näytekohtainen saprobisuusindeksi (S), joka on alueella esiintyvien lajien lajikohtaisten s-arvojen runsaudella painotettu keskiarvo. Indeksiksi lasketaan kaavan mukaan seuraavasti:

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

a = näytteessä olevien kasvilajien prosentuaalinen runsaus

s = kunkin kasvilajin lajikohtainen s-arvo

Summat lasketaan vain niille lajeille, joiden s -arvo $\neq 0$. Nolla-arvon saavat lajit, joista on liian vähän tietoa tai jotka eivät ole rehevöitymiseen reagoivia lajeja (Viitasalo ym. 1994).

Viitasalon (1988, 1990, 1995) vertailututkimuksissa todettiin Helsingin itäisen saariston tilan olleen vuonna 1974 β -oligosaprobinen, uloimmat tutkimusalueet olivat katarobisia. Vuonna 1979 alueen tila oli hieman huonontunut ollen α - ja β -oligosaprobinen, uloimmat pisteet olivat jälleen katarobisia. Vuonna 1984 tila oli tutkimusvuosien huonoin: α - ja β -oligosaprobinen, suurin osa kuitenkin α -oligosaprobialla. Tilanne parani hieman vuonna 1988, jolloin alue oli α - ja β -oligosaprobista, suurin osa kuitenkin β -oligosaprobialla ja uloimmat pisteet katarobialla. Vuonna 1993 alue oli β -oligosaprobinen, jälleen uloimmat pisteet katarobisia. Viitasalo (1988) toteaa vuosien 1974–1984 merialueen tilan huononemisen johtuneen sisäsaaristossa Vuosaaren jätevedenpuhdistamon päästöistä ja ulkosaaristossa Itämeren yleisestä rehevöitymiskehityksestä. Vuoden 1984 jälkeen alueen tila on Viitasalon tutkimusten perusteella kohentunut. Sama kehitys näkyy myös omissa tuloksissani.

Oman vertailututkimukseni perusteella rehevöitymisestä hyötyvien suolilevien määrä on tutkimusalueella muuttunut (kuvat 23–26), mutta muutos ei ole riittävä tilastollisen merkitsevyyden saamiseksi. Itämeren rihmamaisten, lähinnä viherlevien, määrän kasvamisesta riesaksi asti ovat raportoineet monet tutkijat (mm. Peussa & Ravanko 1975, Wallentinus 1979a, Kangas ym. 1982, Salemaa & Kangas 1984, Viitasalo 1985, Trei ym. 1987, Kautsky 1988, Valiela ym. 1997). Saamani tulokset olisivat saattaneet olla selvempiä, mikäli vedenkorkeusvaihtelut olisivat olleet samantyyppiset eri tutkimusvuosina. Kuvien 14–17 (s. 30–31) mukaan vedenkorkeuden vaihtelun suunta oli vuosien 1984 ja 1993 keskikesällä nouseva, vuonna 1988 tasainen ja vuonna 1997 laskeva. Vedenkorkeus on siis suosinut suolileviä eniten kesinä 1984 ja 1993. Vuosi 1984 oli tavanomaista sateisempi (valunta tuo ravinteita maalta), mikä saattaa korkean veden ja jätevesipäästöjen ohella olla syynä suolilevien runsaslukuisuuteen. Myös vuonna 1988 suolileviä oli runsaasti. Kesä oli lämmin ja jätevesipäästöjen ravinnepitoisuudet olivat etenkin fosforin kohdalla huipussaan, mikä saattaa selittää

suolilevien määrää. Valitettavasti vuonna 1993 näytepisteistä neljä oli jäänyt tutkimatta, joten suolilevien todellista määrää tänä vuonna ei voida arvioida.

Vuonna 1997 keskikesän vedenkorkeus oli laskeva, jolloin vesirajan rihmaleviä on kuivunut. Jätevesivaikutusta alueelle ei enää tullut. Myös vähäinen sademäärä voi osaltaan selittää suolilevien vähälukuisuutta. Toisaalta veden korkea lämpötila puolestaan vaikuttaa suolileviin suosivasti, varsinkin kun helteet ja matala vesi sattuvat samaan aikaan, jolloin pohjan sedimenteistä on saattanut mobilisoitua ravinteita uudelleen kiertoon. Kesien 1988 ja 1997 helteet eivät kuitenkaan näy yksiselitteisesti saamissani tuloksissa.

Sen sijaan rehevöitymisestä kärsivien lajien määrä oli tutkimusvuosien aikana kasvanut erittäin merkittävästi. Tulosta voidaan pitää luotettavana, vaikka näytteet onkin otettu kvalitatiivisesti: Blomster (1995) tutki omassa pro gradu -työssään nk. minimialaa, eli makrofytyttitutkimuksessa käytettävien ruutujen pienintä riittävää pinta-alaa, joka vaaditaan, jotta kartoituksessa tulisivat mukaan kaikki alueella esiintyvät lajit. Läntisen Suomenlahden oloissa Blomster päätyi siihen, että 0,64 m² ruudulla tulivat mukaan kaikki rihmalevävyöhykkeen lajit, kun ruudulta raavittiin kaikki kasvillisuus talteen myöhempää määrittystä varten. Rakkolevävyöhykkeessä ruudun tulisi olla kooltaan n. 1 m². Blomsterin johtopäätösten perusteella omat näytepisteeni (n. 3–5 m x 1,6–2 m) olivat kooltaan riittävän kokoisia kaikkien pisteillä esiintyvien lajien löytämiseksi, vaikka näyteenotto tehtiinkin haraamalla. Myös epifyyttisen rehevöitymisestä kärsivän *Elachista fucicola* -ruskolevän vertailututkimus osoitti vesialueen tilan kohentuneen tutkimusvuosien välillä, mikä tukee muiden negatiivisten indikkaattorilajien perusteella saatua tulosta.

Ahdinparran pituus ei muuttunut tutkimusvuosien aikana edellisiä tuloksia tukevasti. Ahdinparran keskipituus on sen sijaan kasvanut tullessa 1980-luvulta 1990-luvulle. Pituuden muuttumiseen ovat saattaneet vaikuttaa muut tekijät kuin veden tila. Ahdinparta muodostaa useita sukupolvia vuodessa (mm. Norin & Waern 1973, Wallentinus 1979a) ja tämä on saattanut vaikuttaa ahdinparran pituuteen näyteenottohetkellä. Myös herbivorien määrä ahdinparralla on saattanut vaihdella eri vuosina ja siten vaikuttaa ahdinparran pituuteen. Wallentinuksen (1979a) mukaan

ahdinparran kasvuvauhdin optimi on 18–25°C vedessä. Mielenkiintoinen yksityiskohta on, että materiaalini perusteella ahdinparta oli pisimmillään vuonna 1993, jolloin oli tavallista kylmempi kesä. Toisaalta tavallista kylmempi kesä on voinut johtaa siihen, että herbivorit ovat passiivisempia ja ehkä vähälukuisempia kuin lämpimänä kesänä.

Vuosaaren jäteveden puhdistamo lopetti toimintansa syyskuussa 1994. Tämän jälkeen vuonna 1997 tutkimusalueella havaittiin enemmän rakkolevän epifyyttiä *Elachista fucicola* kuin jätevesipäästöjen alaisina vuosina. Ahdinparran pituus sen sijaan ei muuttunut jätevesipuhdistamon päästöjen loputtua.

Vuosaaren jätevesiputken lakkauttamista voidaan pitää osasyynä tutkimusalueen tilan kohenemiseen. Kuitenkaan yritykseni osoittaa makrofyttikasvillisuudessa indikaattorilajien määrän eroja eri etäisyyksillä Vuosaaren puhdistamosta (vuosina, jolloin puhdistamo vielä oli toiminnassa) ei onnistunut. Syynä voi olla myös useiden näytepisteiden tulosten puuttuminen, joka on heikentänyt tilastollisen testin tehoa.

Helsingin rantavesien viimeaikaiseen puhdistumiseen suurimpana syynä lienee Helsingin seudun jätevesien puhdistuslaitosten keskittäminen ja pienten laitosten (kuten Vuosaaren puhdistamo) lakkauttaminen. Pääkaupunkiseudulla on nykyisin enää kaksi puhdistamoita, Viikinmäki ja Suomenoja, joiden tehostetusti puhdistetut jätevedet johdetaan pitkillä tunneleilla ulkosaaristoon asti. Aikaisemmin pienten puhdistamojen lyhyet poistoputket rehevöittivät rantavesiä aivan toisella tavalla.

Myös kesän 1997 poikkeuksellisen vähäinen sademäärä on voinut vaikuttaa tutkimusalueellani veden ravinnepitoisuuteen ja sitä kautta kasvillisuuteen, sillä ravinteikasta sadevettä on tullut valuntana maalta tavallista vähemmän. Valunnan merkitys lienee kuitenkin tutkimusalueellani vähäinen, sillä alueella on vain muutama puro, jokia ei ole lainkaan. Vantaanjoen vaikutus saattaa tosin tuntua silloin, kun virtaukset ovat itäänpäin. Myös kumpuaminen voi muuttaa meriveden ravinnepitoisuutta, mutta kumpuamisen merkitystä omalla tutkimusalueellani on hyvin vaikea selvittää (tarvittavia mittauksia ei ole saatavilla).

4.2. Rannan avoimuuden vaikutus makrofyytteihin

Kirjallisuudesta löytyy tutkimuksia etenkin rakkolevän sekovarren ulkonäön muuttumisesta kasvupaikan eksposition mukaan (Jordan & Vadas 1972, Kautsky ym. 1992, Bäck 1993, Saura & Willamo 1993). Merkitsin itsekkin muistiin rakkolevän ulkonäköä koskevia tietoja (taulukko 12), mutta suuremman mielenkiinnon herätti näytepisteiden erityyppiset fetch-arvot ja niiden mahdollinen vaikutus rehevöitymisestä kärsivän makrofyyttilajiston koostumukseen. Oletetusti totesin rakkolevävyöhykkeen sijoittuvan alemmas litoraalisissa fetchin kasvaessa. Samoin rihmalevävyöhyke ulottui fetchin kasvaessa syvemmälle.

Tarkastellessani rehevöitymisestä kärsivien lajien suhdetta fetchiin totesin lajin *Furcellaria lumbricalis* määrän kasvavan näytteessä fetchin kasvaessa. Punalevä *Polysiphonia violacea* puolestaan näyttää esiintyvän enemmän suojaissilla kuin avoimilla rannoilla, vaikkakaan ero ei ole tilastollisesti merkitsevä. Lajeihin *Cladophora rupestris* ja *Chorda filum* fetch-arvo ei tutkimusalueellani vaikuttanut.

Rakkolevän lajispesifinen epifyytti *Elachista fucicola* esiintyi suuremmassa määrin avoimilla, aallokkoisilla alueilla kuin suojaisemmilla rannoilla. Tämä voi johtua siitä, että *Elachista* ei kestä sedimentoituvaa ainesta tai siitä, että vesi ulommilla näytepisteillä oli kirkkaampaa.

Edellisen perusteella näytepisteiden fetch-arvot tulisi mielestäni ottaa huomioon indikaattorilajeja sisältävien näytteiden koostumusta tarkasteltaessa. Vain fetch-arvoltaan toisiaan muistuttavat makrofyyttinäytteet ovat vertailtavissa toisiinsa. Olisi järkevää laskea etukäteen kartalta esim. kolmentyyppisiä fetch-arvoja omaavia näytepisteitä (esim. suojainen – vastaisi sisäsaaristoa, melko avoin – vastaisi ulkosaaristoa, avoin – vastaisi ulkomerta) ja suorittaa merialueen tilan arvioiminen näiden kolmen ryhmän sisällä erikseen. Näin välttyttäisiin vertailemasta sisäsaariston ja ulkomeren lajeja toisiinsa, jolloin tulokset antaisivat väärän kuvan meren tilasta.

4.3. Kasvillisuus seurannan ongelmia ja kehittämisehdotuksia

Vaikka ravinteikkailla alueilla tavataankin tiettyjä lajeja, ei näiden nimeäminen indikaattorilajeiksi ole ongelmatonta. Usein lajin esiintymistä saattaa rajoittaa ravinteiden sijaan jokin muu abioottinen tai bioottinen tekijä (esim. Viitasalo 1985). Lajien ekologia, fysiologia ja reagointinopeus tulisi tuntea perinpohjaisesti, ennen kuin tietylle lajille voidaan antaa indikaatioarvoa. Usein esim. puhtaan merialueen lajistoksi mielletään ulkosaariston lajistoa, jota tavataan sisäsaaristosta, mikä ei suinkaan vastaa tarkoitusta (Blomster 1996).

Käytännössä lajien esiintymisessä havaittavat runsaussuhteiden vaihtelut voivat aiheutua suorasti tai epäsuorasti monista tekijöistä tai näiden tekijöiden yhteisvaikutuksesta. Jonkun lajin kohdalla esiintymisen vaihteluun vaikuttaa muutos valaistusolosuhteissa, aallokkoisuudessa tai sedimentoituvan aineksen määrässä, jonkun toisen lajin kohdalla vaihtelun voi selittää suolapitoisuuden tai ravinnepitoisuuden muutos. Mikäli muutoksen voidaan todeta johtuvan rehevöitymisestä, analyysia vaikeuttaa vielä ihmisperäisen ja luonnollisen rehevöitymisen erottaminen toisistaan – littoraalin kasvillisuus reagoi molempiin samalla tavoin. Intensiivinen merialueiden fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien jatkuva tutkimus ja seuranta ovatkin tarpeen, mikäli halutaan selvittää eliömaailmassa havaittujen muutosten syy- ja seuraussuhteet.

Vuosien välillä voi olla suuria eroja kasvillisuuden lajikoostumuksessa ja biomassassa. Kasvillisuustutkimuksissa tulisi olla varovainen vertailtaessa nopeakasvuisten lajien vaihtelua tietyllä aikavälillä, sillä lajeihin vaikuttavat niin monet tekijät kasvukauden aikana (Kautsky 1988). Jälleen voidaan todeta vahvan ekologisen tiedon tarpeellisuus, jotta vertailututkimuksista saataisiin luotettavaa tietoa. Mikäli lajien ekologiasta ei tiedetä tarpeeksi, voidaan muutos kuitenkin todeta, vaikkei vielä osattaisikaan selittää sen syytä. Myös tällainen tutkimustieto on arvokasta. Nämä vertailtavuusongelmat eivät koske yksinomaan vesikasvillisuuden tilaan kohdistuvaa tutkimusta, vaan ovat yhteisiä kaikille biologisille kenttä-tutkimuksille.

Vertailututkimuksissa yksi ongelma on näytteenotossa. Litoraalin monimuotoisuus vaikeuttaa vertailukelpoisten näytteiden saamista. Kalliorannat ovat itseasiassa mosaiikki sileitä kalliopintoja, uurteita, monimuotoisia kivikkoja ja sopiviin koloihin ja kallion alapuolelle kertynyttä pehmeää sedimenttiä. Tämä mosaiikkimaisuus heijastuu kasvillisuudessa ja vaikeuttaa näytteen tulkintaa, sillä kasvualustan pienmuodot jäävät usein tutkijalta huomaamatta. Lisäksi olosuhteet vaihtelevat kesän mittaan. Omassa tutkimuksessani ongelmana oli se, että näytteet oli otettu eri vuosina eri henkilöiden toimesta. Tällöin vertailukelpoisten näytteiden saaminen saattaa olla vaikeaa, sillä jokaisella näytteenottajalla on oma subjektiivinen käsityksensä hyvästä näytteenotosta ja näytteen edustavuudesta. Kuitenkin uskon näytteiden ottajien suhtautuneen työhönsä sillä vakavuudella, että ne ovat ainakin suuntaa-antavasti vertailukelpoisia – haraamalla suoritettuna näytteenotollahan on tarkoitus lähinnä selvittää lajien runsaussuhteita toisiinsa. Seurantatutkimuksissa kannattaisi myös panostaa useiden rinnakkaisnäytteiden ottoon.

Toinen virhelähde haraustutkimuksissa on se, että haraan saattaa joutua myös muualta kulkeutuneita leväyksilöitä, joita ei näytepisteellä itseasiassa kasva lainkaan. Toisaalta hara ei välttämättä irrota pienikokoisimpia leväyksilöitä kasvualustaltaan lainkaan. Lisäksi näytesyvyys on vain reilut pari metriä. Luotettavamman näytteen saaminen onnistuu ainoastaan sukeltamalla, mikä on kalliimpaa ja vie enemmän aikaa. Silti sukeltamalla kannattaisi ottaa edes osan näytteistä – samalla voitaisiin selvittää kuinka haraamalla ja sukeltamalla samalta alueelta saadut näytteet vastaavat toisiaan.

Pohjan morfologia eli muoto vaikuttaa siihen, miten aallokko pääsee vaikuttamaan makrofyytteihin. Loivalla rannalla aallokko vaimenee ennen osumistaan kasvillisuuteen, mutta jyrkällä rannalla aallokon koko voima pääsee vaikuttamaan makrofyyttien kasvuympäristöön. Myös se, onko tutkimusalue kallion kärjessä, suoralla rannalla tai kallion suojaisessa ruhjeessa tms., vaikuttaa aallokon voimakkuuteen. Tämän takia eri tutkimusalueilla tulisi ottaa huomioon, että vertailualueet olisivat sekä avoimuudeltaan että pohjamorfologialtaan mahdollisimman samantyyppisiä. Tietenkään koskaan ei päästä ihannelanteseen, eli siihen, että rannat olisivat fetchin ja rannan morfologian suhteen samanlaisia.

Näytteenotto kannattaisi tehdä silokalliorannoilta ja suurikokoisilta tasaisilta kiviltä, joilla levät viihtyvät parhaiten.

Vertailututkimusten ongelmallinen virhelähde on vuodenaikaissukcession aiheuttama kasvillisuuden muuttuminen sekä kasvillisuuden luonnolliset satunnaisvaihtelut. Putkilokasvit ja yksivuotiset levät saavuttavat suurimman biomassansa loppukesällä (Kautsky 1989), joten vuodenaikaan tulee kiinnittää huomiota vertailuja tehtäessä. Vuosien väliset sääolojen muutokset aiheuttavat kasvillisuudessa sen, että lajit kehittyvät eri nopeudella ja eri tavalla eri vuosina. Makrolevistä osa on kevtälajeja (esim. *Pilayella littoralis*, *Ulvopsis (Monostroma) grevillei*, *Halosiphon tomentosus (Chorda tomentosa)* ja *Acrosiphonia centralis*), jolloin niitä ei enää välttämättä havaita keskikesällä. Suurin osa lajeista on kesälajeja, jolloin niitä ei taas voida havaita keväällä. Jotkut lajit ovat parhaimmillaan vasta syksyllä (esim. *Rhodochorton purpureum (Audouinella purpurea)*). Tällöin vuosien välisiin seurantatutkimuksiin voi syntyä eroavaisuuksia lajidiversiteetissä sään ollessa ainoa syy vaihteluun. Näytteenotto tulisi siis tehdä joka vuosi samana sukcessoajankohtana, joka voi vaihdella kesän kehittymisestä riippuen viikkoja eri vuosina. Väärä näytteenoton ajoitus vääristää tuloksia. Omassa tutkimuksessani yksi virhelähteistä lienee juuri näytteenoton ajoittuminen eri kesinä hieman eri ajankohtaan, jolloin sukcession vaihe on saattanut olla hieman erilainen. Myös monet käytännön syyt voivat siirtää näytteenottoa suunniteltua aikaisemmaksi/myöhemmäksi.

Lajien, jotka vaihtelevat vuoden mittaan ja eri vuosien välillä, vertailua tulisi tehdä erityisen varovasti. Leväsukcessio muuttuu eri vuosien välillä etenkin jään kulutuksen ja vedenpinnan korkeusvaihtelun takia ("vihreät ja ruskeat vuodet", koskien etenkin ahdinpartaa ja ruskolevää *Pilayella littoralis*; Kautsky 1989), mikä aiheuttaa lajikoostumuksessa muutoksia. Jään kulutus vapauttaa uutta elintilaa kasvillisuudelle eri vuosina eri tavalla. Lisäksi vesirajan läheisyydessä kasvavat lajit saattavat kuolla joinakin vuosina kuivuuteen merenpinnan laskiessa. Joinakin vuosina samojen lajien määrä voi olla suuri nousevan merenpinnan korkeuden takia. Jäätalvien laatu ja vedenpinnan korkeuden vaihtelu on huomioitava joka vuosi tutkimuksia tehtäessä ja mielestäni vain tässä suhteessa samantyyppisiä vuosia voi verrata keskenään. Onnekseni tässä työssä näytteenotto sijoittui vuosille, joita edelsi leuto tai

keskimääräinen talvi. Ankaraa jäätalvea seuraavan kesän lajikoostumus olisi voinut olla hyvinkin erilainen ja tulkintaongelmia olisi ollut enemmän. Huolellisesta näytteenoton suunnittelusta huolimatta tulee muistaa, että näyte heijastaa vain senhetkistä tilaa ja olosuhteiden muuttuessa myös yhteisö muuttuu nopeasti. Salemaan ja Kankaan (1984) mukaan pieneltäkin vaikuttava ympäristömuutos voi johtaa laajoihin ja selvästi näkyviin muutoksiin litoraalissa. Sen takia on vaikeaa ratkaista, mitä yksityiskohtaa muutosten verkossa tulisi käyttää indikaattorina.

Makrofyyttien lajikoostumuksen tarkasteluun perustuvan tutkimuksen ohella kannattaisi tehdä kemiallisia analyysyjä (hiili, typpi ja fosfori sekä haluttaessa raskasmetallit) makrofyyttien solunsisällöstä, jonka on todettu heijastavan veden kemiallista koostumusta (esim. Wallentinus 1979b, Aulio 1986, Kangas & Autio 1986). Näin saataisiin parempi kokonaiskuva veden ja vesikasvillisuuden tilasta.

Suomea ympäröivillä merialueilla monet makrolevälajit elävät lähellä fysiologisia ja ekologisia rajojaan. Tällaisessa stressitilanteessa yhteisöt ovat tavallista herkempiä ympäristössä tapahtuville muutoksille, kuten suola- tai ravinnepitoisuuden vaihteluille. Pienetkin muutokset voivat aiheuttaa laajoja muutoksia ekosysteemissä (Kangas ym. 1982). Tämän takia Itämeren kuormituksen vähentäminen ja eliöiden tarkkailu on korostetun tärkeää. Meren tilaa tutkitaan makrofyyttien osalta usein pelkkien indikaattorilajien ja makrofyyttien kasvunopeuden tai ravinnepitoisuuden perusteella. Pelkästään tämäntyyppinen yksipuolinen seuranta ei kuitenkaan riitä takaamaan, että kaikki Itämeren lajiversiteetissä tapahtuvat muutokset havaitaan – tarvitaan myös laajoja vesikasvillisuuskartoituksia, jotta mahdolliset muutokset havaitaan välittömästi.

Litoraalien käyttö ympäristön seurannassa on koettu erityisen vaativaksi. Makrofyyttitutkimus vaatii erityisasiantuntemusta ja on hidasta. Rutiiniseurantaan makrofyyttitutkimus ei siis aina sovellu. Toisaalta makrofyyttien iso koko ja siten helppo havaittavuus vesistöistä ilman monimutkaisia apuvälineitä puoltaa makrofyyttitutkimuksen mielekkyyttä. Tutkimusmenetelmien yhtenäistäminen on kuitenkin vaatimuksena, mikäli tutkimuksia lisätään (Toivonen 1984).

Suomessa on kehitteillä rannikon vedenalaisen kasvillisuusvyöhykkeen seurantaohjelma, jossa esitetään seuranta-alueet ja käytettävät menetelmät. Menetelmäohjeita rantavyöhykkeen kasvillisuuden seurantaan ei vielä ole täysin yhdennetty, mutta ohjeistoa on laadittu yhteistyössä Itämeren maiden kesken. Menetelmäohjeet sisällytetään HELCOM:n (Helsinki Commission) Combine-ohjelmaan (rannikko- ja ulappavesien seurantaohjelma) ensi vuoden keväällä. Näitä ohjeita Suomessa noudatetaan kansallisessa rantavyöhykkeen seurantaohjelmassa (suull. tiedonanto, Saara Bäck, Suomen ympäristökeskus).

Bäck (1998) on toimittanut luonnoksen menetelmäohjeista yhteistyössä asiantuntijaryhmän kanssa. Ohjeisto soveltuu puhtaiden merialueiden seurantaan. Ohjeen mukaan näytteenotto suoritetaan aina sukeltamalla. Kussakin Itämeren maassa seuranta-alueet sijoitetaan sellaisille pohjille, jotka maalle ovat tyypillisiä, esim. Suomessa näytteet otetaan kalliorannoilta. Seuranta-alueelle perustetaan pysyvä kalliorantalinja, joka tutkitaan sukeltamalla linjaköyttä pitkin. Samalla arvioidaan visuaalisesti makrofyyttien peittävyyttä pinta-alakehikkoa apuna käyttäen. Tarkempaa lajistoanalyysiä varten makrofyytit voidaan kerätä talteen myöhempää määrittystä varten. Näytteenottolinjan pituus on vesirajasta kasvillisuuden alarajalle saakka, mutta maksimissaan kuitenkin 50 m. Linja merkitään tarkasti kartalle ja pysyvästi maastoon (Bäck ym. 1996, Bäck 1998).

Yhtenäinen ohjeisto edistää tulosten vertailukelpoisuutta eri vuosina. Luonnontilaisten alueiden seurannan ohella on kehitteillä likaantuneiden tai kuormituksesta toipuvien alueiden seurantamenetelmiä. Näitä ovat mm. rihmalevien kasvatustutkimusten kehittäminen ja ravinneanalyysit. Vanhojen aineistojen käyttökelpoisuutta voidaan selvittää tutkimalla haraamalla ja sukeltamalla otettujen näytteiden vertailtavuutta. Näin voitaisiin hyödyntää Itämerellä tehtyjä vanhempia tutkimuksia uusien ohjeiden mukaisten seurantojen taustamateriaalina. Muutoin menetetään ”vanhoihin menetelmiin” perustuvien tutkimusten tieto, jolloin samalla menetetään mahdollisuus pitkän aikavälin vertailututkimuksiin.

5. Kiitokset

Suurimmat kiitokset Ilkka Viitasalolle, Åke Niemelle, Hannu Pietiäiselle, Ari Ruuskaselle, Ari Laineelle, Mikko Kiirikille ja Saara Bäckille avustanne ja neuvoistanne työn eri vaiheissa. Lämmin kiitos Marko Niemiselle perehdyttämisestä matemaattisten testien maailmaan. Kenttätyöavusta kiitos Lauri Hänniselle. Erityiskiitos Matiakselle ja koko perheelleni, huiskuhännät mukaanlukien, tuesta ja avusta. Kiitokset myös Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen Lauri Pesoselle sekä Merentutkimuslaitoksen, Helsingin yliopiston ja Helsingin Veden tutkijoille, jotka luovuttivat käyttöni arvokasta tausta-aineistoa tai muuten uhrasivat aikaansa. Työtäni rahoittivat Societas Pro Fauna et Flora Fennica ja Helsingin kaupungin ympäristökeskus, mistä heille lämmin kiitos.

6. Kirjallisuus

- Aulio, K. 1986: Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution. — Teoksessa: Kangas, P. & Forsskähl, M. (toim.), Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 68: 171–174.
- Bliding, C. 1963: A critical survey of European taxa in Ulvales, part I. — Opera Botanica Soc. Bot. Lundensi 8(3):1–160.
- 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 vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät. — Luonto ja luonnonvarat 5: 1–45. Suomen ympäristökeskus.
- Bäck, S. 1993: Morphological variation of northern Baltic *Fucus vesiculosus* along the exposure gradient. — Ann. Bot. Fennici 30: 275–283.
- Bäck, S. (toim.) 1998: Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic sea. — Draft April 5, 1998. Finnish Environment Institute. 27 s.
- Bäck, S., Ekeboom, J., Kangas, P., Kautsky, H., Mäkinen, A. & Rönnerberg, O. 1996: Mapping and monitoring of phytobenthic biodiversity in the northern Baltic Sea. Background, methods and recommendations. — Tema Nord 559: 1–91. Nordic Council of Ministers.
- Du Rietz, G. E. 1930: Algbälten och vattenståndsväxlingar vid svenska Östersjökusten. — Botaniska Notiser 1930: 421–432. Lund.
- Eloranta, P. 1984: Perustuottajayhteisöt ympäristön indikaattoreina. — Luonnon Tutkija 88: 88–91.
- Eloranta, P. 1992: Vesikasvien tuntemus ja ekologia. Opintomoniste vesimakrofyyttien syventävän tuntemuksen opiskeluun. — Helsingin yliopiston limnologian ja ympäristönsuojelun laitos / limnologian osasto. Elokuu 1992. Moniste. 57 s.
- Håkanson, L. 1981: A manual of lake morphometry. — Springer-Verlag. Berlin. 78s.
- Hällfors, G., Kangas, P. & Niemi, Å. 1984: Recent changes in the phytal at the south coast of Finland. — Ophelia. Suppl. 3: 51–59.

Hällfors, G., Niemi, Å., Ackefors, H., Lassig, J. & Leppäkoski, E. 1981: Biological oceanography. — Teoksessa: Voipio, A. (toim.), The Baltic Sea. Elsevier Ocean. Ser. 30: 219–274.

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

Häyrén E. 1900: Längs-zonerna i Ekenäs skärgård. — *Geografiska föreningens Tidskrift* 5 & 6: 1–13.

Häyrén, E. 1921: Studier över föröreningens inflytande på strändernas vegetation och flora i Helsingfors hamnområde. — *Bidrag till kännedom af Finlands natur och folk*. H. 80(3): 1–128.

Häyrén, E. 1944: Studier över saprob strandvegetation och flora i några kuststränder i södra Finland. — *Bidrag till kännedom af Finlands natur och folk* 88(15): 1–120.

Häyrén, E. 1948: Skärgårdens längszoner. — Teoksessa: Lindberg, H. (toim.), *Skärgårdsboken*: 242–256. Nordenskiöld-samfundet i Finland. Söderström & co, Helsinki.

Ilmatieteen laitos 1984: Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon. — Vuosikerta 78. Tammi-heinäkuu 1984.

Ilmatieteen laitos 1988: Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon. — Vuosikerta 82. Tammi-heinäkuu 1988.

Ilmatieteen laitos 1993: Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon. — Vuosikerta 87. Tammi-heinäkuu 1993.

Ilmatieteen laitos 1997: Ilmastokatsaukset 01/97, 02/97, 03/97, 04/97, 05/97, 06/97 ja 07/97. — Vuosikerta 2. Tammi-heinäkuun sää 1997.

Ilus, E. & Keskitalo, J. 1980: First experiences of the environmental effects of cooling water from the nuclear power plant at Loviisa (South coast of Finland). — *Ophelia*, Suppl. 1: 117–122.

Jordan, A. & Vadas R. 1972: Influence of environmental parameters on intraspecific variation in *Fucus vesiculosus*. — *Mar. Biol.* 14: 248–252.

Kalliosaari, S. & Seinä, A. 1987: Jäätalvet 1981–1985 Suomen merialueilla. — *Finnish Marine Research* 254: 1–63.

Kalliosaari, S. & Seinä, A. 1991: Jäätalvet 1986–1990 Suomen merialueilla. — *Finnish Marine Research* 259: 3–61.

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 1977–81. — *Acta Bot. Fennica* 118: 1–27.

Kangas, P. & Autio, H. 1986: Macroalgae as indicators of heavy metal pollution. — Teoksessa: Kangas, P. & Forsskåhl, M. (toim.), Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 68: 183–189.

Kautsky, H. 1988: Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Dissertation. — University of Stockholm. Department of Zoology. 29 s. + 5 artikkelia.

Kautsky, H. 1989: Quantitative distribution of plant and animal communities of the phytobenthic zone in the Baltic Sea. — *Contr. Askö Lab.* 35: 1–80. University of Stockholm.

Kautsky, H. 1991: Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. — *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76(3): 423–432.

Kautsky, H. & van der Maarel, E. 1990: Multivariate approaches to the variation in the benthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. — *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 60: 169–184.

Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U. & Lindblad, C. 1992: Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. — *Acta phytogeogr. Suec.* 78: 33–48.

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. Prog. Ser.* 28: 1–8.

Kiirikki, M. 1996a: Dynamics of macroalgal vegetation in the northern Baltic Sea – evaluating the effects of weather and eutrophication. — Väitöskirja. Walter and André de Nottbeck Foundation Scientific Reports 12: 1–15 + 5 artikkelia.

Kiirikki, M. 1996b: Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. — *European Journal of Phycology* 31: 225–232.

Kiirikki, M. 1996c: Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. — *European Journal of Phycology* 31: 61–66.

Kiirikki, M. & Lehvo, A. 1997: Life strategies of filamentous algae in the northern Baltic Proper. — *Sarsia* 82: 259–267.

Kiirikki, M. & Ruuskanen, A. 1996: How does *Fucus vesiculosus* survive ice scraping? — *Bot. Marina* 39: 133–139.

Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1902: Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. — Mittheilungen d. kgl. prüfungsanstalt f. wasserversorgung u. abwässerbeseitigung. Heft 1: 1–72 s. Berlin.

Kukk, H. 1995: Phytobenthos. — Teoksessa: Ojaveer, E. (toim.), Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990. s. 131–138. Estonian Academy Publishers. Tallinn. 277 s.

Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F. 1985: Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. — *Ambio* 14(1): 9–14.

Levring, T. 1951: Havets växtvärld. — Teoksessa: Spens, E. (toim.), Boken om havet. Havet utforskas: 256–265. Sohlmans förlag.

Lindgren, L. 1973: Algal zonation on the rocky shores outside Helsinki as a basis for pollution monitoring. — *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 344–347.

Lindgren, L. 1978: Algonzoneringsen på klippiga stränder i Porkkala, Helsingfors och Sibbo som bas för fortsatt kontroll av föroreningsläget. — Pro gradu avhandling Helsingfors stads byggnadskontor. Gatubyggnadsavdelning. Vattenlaboratoriet. 155 s. + liitteet.

Luther, H. 1951a: Verbreitung und ökologie der höheren wasserpflanzen im brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I. Allgemeiner teil. — *Acta Bot. Fennica* 49: 1–231.

Luther, H. 1951b: Verbreitung und ökologie der höheren wasserpflanzen im brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. II. Spezieller teil. — *Acta Bot. Fennica* 50: 1–370.

Maa ja Vesi 1976: Helsingin ranta-alueiden likaantumisaste litoraalin kasviyhdyksuntien perusteella vuosina 1974–1975. — Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Moniste. 44 s. + liitteet.

Maanmittaushallitus 1974: Peruskartta. 1: 50 000.

Mäkinen, A. & Aulio, K. 1986: *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) as an indicator of coastal eutrophication. — *Vesientutkimuslaitoksen Julkaisuja* 68: 160–163. Vesi- ja ympäristöhallitus.

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.

Nehring, D., Aertebjerg, G., Alenius, P., Astok, V., Fonselius, S., Hannus, M., Tervo, V., Troszinska, A., Tulkki, P. & Yurkovskis, A. 1987: Nutrients. — Teoksessa: Lassig, J. (toim.), First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea area, 1980–1985. *Baltic Sea environm. Proc.* 20: 1–56.

Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. 1995: Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea. — *Acta Bot. Fennica* 155:1–51. The Baltic marine biologists publication no. 38.

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

Norha, T. & Pesonen, L. (toim.) 1985: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1984. — Helsingin kaupunki. Vesi- ja viemärilaitos. Vesiensuojelulaboratorio. Tarkkailuselostus 31.5.1985: 1–83 + liitteet.

Norin, L. & Waern, M. 1973: The zone of algal low standing crop near Stockholm. — *Oikos. Suppl.* 15: 179–184.

Pankow, H. 1971: *Algenflora der Ostsee. I. Benthos.* — 419 s. VEB Gustav Fisher Verlag. Jena.

Pesonen, L. (toim.) 1997: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1996. — *Ympäristökeskuksen julkaisuja 5/97.* Helsingin kaupunki. Ympäristökeskus. Vesistötutkimus. 147 s. + liitteet.

Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I., Viitasalo, I. & Viljamaa H. 1995: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. — Helsingin kaupunki. Ympäristökeskus. Vesistötutkimus. 5.9.1995. Moniste 1: 1–143.

Peussa, M. & Ravanko, O. 1975: Benthic macroalgae indicating changes in the Turku sea area. — *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 339–343.

Ray, I.-L. 1974: Vattenväxlighet och förorening – en studie av saprobiförhållanden i Helsingfors området 1968. — Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Katurakennusosasto. Vesiensuojelulaboratorio. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 2: 1–166.

Salemaa, H. & Kangas, P. 1984: Itämeren litoraaliyhteisö meriympäristön tilan ilmentäjänä. — *Luonnon Tutkija* 88: 96–99.

Saura, H. & Willamo, R. 1993: Vesien suurkasvillisuuden tärkeimpiä indikaattorilajeja. — *Ympäristönsuojelun opetusmoniste no. 12.* Helsingin yliopiston limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 4. painos, Helsinki 1993. Moniste. 36 s. + liite.

Seinä, A., Grönvall, H., Kalliosaari, S. & Vainio, J. 1996: Jäätalvet 1991–1995 Suomen merialueilla. — *Meri* 27: 15–77.

Seinä, A. & Palosuo, E. 1996: The classification of the maximum annual extent of ice cover in the Baltic Sea 1720–1995. — *Meri* 27: 79–91.

- Toivonen, H. 1984: Makrofyyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. — *Luonnon Tutkija* 88: 92–95.
- Trei, T., Kukk, H. & Kukk, 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.
- Uotila, P. 1979: Vesien putkilokasvit. — Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 55: 1–82.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D. & Foreman, K. 1997: Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. — *Limnol. Oceanogr.* 42(5, part 2): 1105–1118.
- Varmo, R. & Nevalainen, A. (toim.) 1995: Helsingin kaupungin vesilaitoksen Toimintakertomus 1995. — 34 s. Helsinki 1996.
- Viitasalo, I. 1985: Rantavyöhykkeen oposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. — Helsingin kaupungin vesi- ja viemärlaitos. Viemärlaitososasto. Vesien suojelulaboratorio. Vesien suojelulaboratorion tiedonantoja 16: 1–40 + liitteet.
- Viitasalo, I. 1988: Helsingin ja Espoon saariston rantojen vesikasvillisuuden tila vuosina 1974, 1979, ja 1984. — Teoksessa: Pesonen, L. (toim.), Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärlaitos. Käyttöosasto. Tutkimustoimisto. Tutkimustoimiston tiedonantoja 17: 147–165.
- Viitasalo, I. 1990: Rantavyöhykkeen oposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1988 – vertailu vuosiin 1979 ja 1984. — Helsingin kaupungin vesi- ja viemärlaitos. Käyttöosasto. Tutkimustoimisto. Tutkimustoimiston tiedonantoja 18: 1–33 + liitteet.
- Viitasalo, I. 1995: Rantavyöhykkeen oposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1983–1993. — Teoksessa: Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I., Viitasalo, I. & Viljamaa, H., Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Vesistö tutkimus. Moniste 1: 115–121 + liite.
- Viitasalo, I., Laine, A., Martin, G. & Ryhänen, P. 1994: Rantavyöhykkeen oposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1993. — Helsingin kaupunki. Ympäristökeskus. Moniste. 15.6.1994: 1–40 + liitteet.
- Vuokko, S. 1997: Tyrskyjen armoilla. — *Suomen Luonto* 11: 28–29.
- Waern, M. 1952: Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago. — *Acta Phytogeogr. Suec.* 30: 1–298.

Wallentinus, I. 1976: Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. I. Hydrographical and chemical parameters, and the macrophytic communities. — *Contr. Askö Lab.* 15: 1–138. University of Stockholm.

Wallentinus, I. 1979a: Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. — *Contr. Askö Lab.* 25: 1–210. University of Stockholm.

Wallentinus, I. 1979b: Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. III. On the significance of chemical constituents in some macroalgal species. — University of Stockholm. Institute of Botany and Askö laboratory. (Manus.) May 1979. 34 s. + litteet.

Wallentinus, I. 1979c: On the ecology of macroalgae and submersed phanerogams in a Baltic archipelago. — Institute of Botany and Askö Laboratory. University of Stockholm. May 1979.

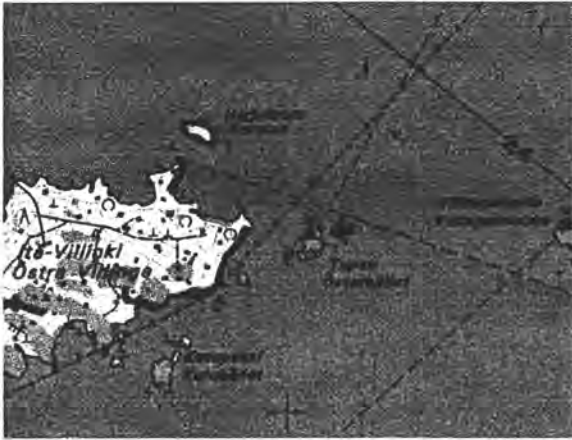
Wetzel, R. G. 1983: *Limnology*. Second edition. — Saunders College Publishing. 767 s.

Liite 1. Makrolevistä käytettyjä synonyymejä eri teoksissa

nimi Pankowin (1971) mukaan	nimi Wallentinuksen (1979a) mukaan	nimi Nielsenin ym. (1995) mukaan
<i>Ulothrix pseudoflacca</i>	<i>Ulothrix pseudoflacca</i>	<i>Ulothrix flacca</i>
<i>Ulothrix subflaccida</i>	<i>Ulothrix subflaccida</i>	<i>Ulothrix subflaccida</i>
<i>Percursaria percursa</i>	<i>Percursaria percursa</i>	<i>Percursaria percursa</i>
<i>Blidingia minima</i>	<i>Blidingia minima</i>	<i>Blidingia minima</i>
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	<i>Enteromorpha intestinalis</i>	<i>Enteromorpha intestinalis</i>
<i>Enteromorpha ahlnneriana</i>	<i>Enteromorpha ahlnneriana</i>	<i>Enteromorpha ahlnneriana</i>
<i>Enteromorpha flexuosa</i>	<i>Enteromorpha flexuosa</i>	<i>Enteromorpha flexuosa</i>
<i>Enteromorpha prolifera</i>	<i>Enteromorpha prolifera</i>	<i>Enteromorpha prolifera</i>
<i>Enteromorpha compressa</i>	<i>Enteromorpha compressa</i>	<i>Enteromorpha compressa</i>
<i>Chaetomorpha</i> sp.	<i>Chaetomorpha</i> sp.	<i>Chaetomorpha</i> sp.
<i>Rhizoclonium implexum</i>	<i>Rhizoclonium implexum</i>	<i>Rhizoclonium implexum</i>
<i>Rhizoclonium riparium</i>	<i>Rhizoclonium riparium</i>	<i>Rhizoclonium riparium</i>
<i>Cladophora rupestris</i>	<i>Cladophora rupestris</i>	<i>Cladophora rupestris</i>
<i>Cladophora glomerata</i>	<i>Cladophora glomerata</i>	<i>Cladophora glomerata</i>
<i>Urospora</i> sp.	<i>Urospora</i> sp.	<i>Urospora</i> sp.
<i>Spirogyra</i> sp.	<i>Spirogyra</i> sp.	<i>Spirogyra</i> sp.
<i>Chara canescens</i>	<i>Chara canescens</i>	<i>Chara canescens</i>
<i>Chara tomentosa</i>	<i>Chara tomentosa</i>	<i>Chara tomentosa</i>
<i>Chara baltica</i>	<i>Chara baltica</i>	<i>Chara baltica</i>
<i>Chara aspera</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Chara aspera</i>
<i>Pilayella littoralis</i>	<i>Pilayella littoralis</i>	<i>Pilayella littoralis</i>
<i>Ectocarpus</i> sp.	<i>Ectocarpus</i> sp.	<i>Ectocarpus</i> sp.
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	<i>Ectocarpus siliculosus</i>
<i>Ectocarpus confervoides</i> **	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	<i>Ectocarpus siliculosus</i>
<i>Sphacelaria arctica</i> f. <i>arctica</i>	<i>Sphacelaria arctica</i>	<i>Sphacelaria arctica</i>
<i>Elachista fucicola</i>	<i>Elachista fucicola</i>	<i>Elachista fucicola</i>
<i>Eudesme virescens</i>	<i>Eudesme virescens</i>	<i>Eudesme virescens</i>
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	<i>Stictyosiphon tortilis</i>
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
<i>Dictyosiphon chordaria</i>	<i>Dictyosiphon chordaria</i>	<i>Dictyosiphon chordaria</i>
<i>Chorda filum</i>	<i>Chorda filum</i>	<i>Chorda filum</i>
<i>Fucus vesiculosus</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>
<i>Furcellaria fastigiata</i>	<i>Furcellaria fastigiata</i>	<i>Furcellaria lumbricalis</i>
<i>Phyllophora brodiaei</i>	<i>Phyllophora truncata</i> *	<i>Coccotylus truncatus</i> *
<i>Phyllophora membranifolia</i>	<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>	<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>
<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Ceramium tenuicorne</i>
<i>Callithamnion roseum</i>	<i>Callithamnion roseum</i>	<i>Aglaothamnion roseum</i>
<i>Polysiphonia nigrescens</i> *	<i>Polysiphonia nigrescens</i> *	<i>Polysiphonia fucoides</i> *
<i>Polysiphonia violacea</i> *	<i>Polysiphonia violacea</i> *	<i>Polysiphonia fucoides</i> *
<i>Rhodomela confervoides</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>

* Näiden lajien kohdalla pro gradussa käytetty lajinimiä Wallentinuksen (1979a) mukaan.

Liite 2. Tutkimuspisteet ja inventointitiedot



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Pilayella littoralis*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Chorda filum*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium tenuicorne*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Zannichellia* sp., *Ranunculus baudotii*.

No. 271

Villinki Tupsu

näyte otettu 14.7.1997

näytesyvyys: 0,1–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 20 cm*Fucus* pituus: 20 cmkaasurakkuloita: on
fertiili*Elachista*: vähän*Electra*: yli 10 % (= yli 10 %
rakkolevän pinta-alasta
peittynyt leväruvella)*Balanus*: alle 10 %

lämpötila: 19°

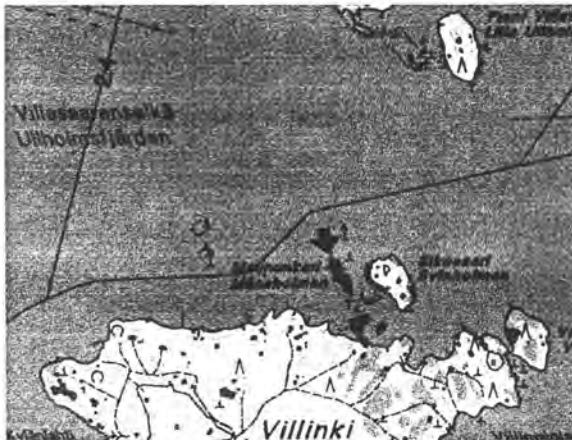
secchi: 2,80 m

huom: kotiloita jonkin verran

tuuli: voimakkuus: 7 m/s

suunta: eteläkaakko

vedenkorkeus: -13 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha prolifera, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Pilayella littoralis*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Fucus vesiculosus*, *Ceramium tenuicorne*.

No. 272

Villinki Maununkari

näytesyvyys: 0,1–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 15 cm*Fucus* pituus: 30 cmkaasurakkuloita: on
steriili*Elachista*: vähän*Electra*: runsaasti, lähes 40 %*Balanus*: n. 1 %

lämpötila: 18°

secchi: 2,80 m

huom: kotiloita runsaasti

tuuli: voimakkuus: 7 m/s

suunta: eteläkaakko

vedenkorkeus: -13 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Ectocarpus siliculosus*, *Sphacelaria arctica*, *Stictyosiphon tortilis*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Fucus vesiculosus*, *Ceramium tenuicorne*, *Polysiphonia violacea*.

No. 273

Jollas Poikaluodot

näyte otettu 14.7.1997

näytesyvyys: 0,1–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 10 cm

Fucus pituus: 20 cm

kaasurakkuloita: on
steriili

Elachista: ei ole

Electra: runsaasti, lähes 40 %

Balanus: jonkin verran (pari %)

lämpötila: 19°

secchi: 2,90 m

huom: poikkeuksellisen
runsaasti epifyyttejä

tuuli: voimakkuus: 7 m/s

suunta: eteläkaakko

vedenkorkeus: –13 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Pilayella littoralis*, *Sphacelaria arctica*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Chorda filum*, *Fucus vesiculosus*.

No. 354

Kivisaari, itäranta

näyte otettu 14.7.1997

näytesyvyys: 0,1–1,9 m

pohjan laatu: kallio

peittävyys: 80 %

Cladophora pituus: 5–10 cm

Fucus pituus: 25–30 cm

kaasurakkuloita: on
fertiili

Elachista: pari %

Electra: pari %

Balanus: vähän

lämpötila: 18,5°

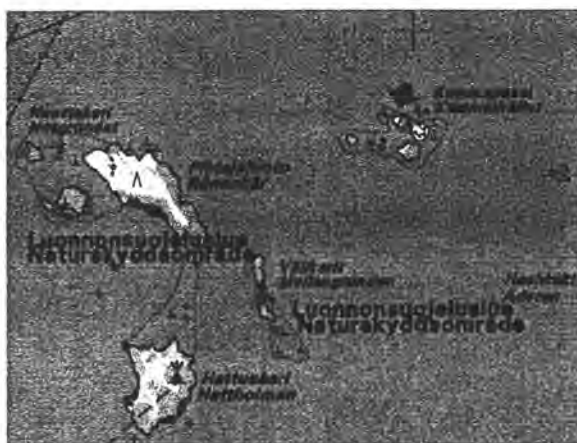
secchi: 2,70 m

huom: luonnonsuojelualue

tuuli: voimakkuus: 7 m/s

suunta: eteläkaakko

vedenkorkeus: –13 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha ahlneriana, *Cladophora*
glomerata, *Pilayella littoralis*,
Sphacelaria arctica, *Fucus vesiculosus*,
Furcellaria lumbricalis, *Ceramium*
tenuicorne.

No. 358
 Kumminhället Skata
 näyte otettu 15.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,7 m
 pohjan laatu: kallio
Cladophora pituus: 25 cm
Fucus pituus: 25 cm
 kaasurakkuloita: ei
 fertiili
Elachista: runsaasti
Electra: vähän
Balanus: (hyvin vähän)

lämpötila: 18°
 secchi: 3,40 m
 huom: muutamia kotiloita
 tuuli: voimakkuus: 6 m/s
 suunta: kaakko
 vedenkorkeus: -17 cm



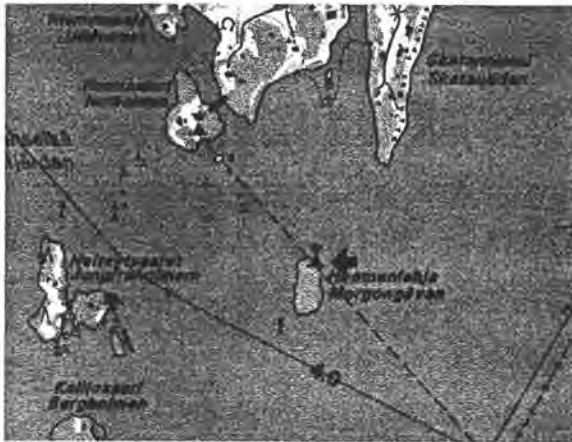
Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora*
glomerata, *Pilayella littoralis*,
Dictyosiphon foeniculaceus, *Fucus*
vesiculosus, *Furcellaria lumbricalis*,
Ceramium tenuicorne.

No. 359
 Kalliosaari Vuosaari
 näyte otettu 15.7.1997

näytesyvyys: 0,1–1,8 m
 pohjan laatu: kallio
Cladophora pituus: 10 cm
Fucus pituus: 20 cm
 kaasurakkuloita: on
 fertiili
Elachista: vähän
Electra: pari %
Balanus: hyvin vähän

lämpötila: 18°
 secchi: 2,30 m
 huom: ranta poikkeuksellisen loiva
 tuuli: voimakkuus: 6 m/s
 suunta: kaakko
 vedenkorkeus: -17 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Sphacelaria arctica*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium tenuicorne*.

No. 360

Huomenlahja (Morgongåva) Skata
näyte otettu 15.7.1997

näytesyvyys: 0–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 10 cm

Fucus pituus: 25 cm

kaasurakkuloita: ei
steriili

Elachista: vähän

Electra: n. 1 %

Balanus: (hyvin vähän)

lämpötila: 18°

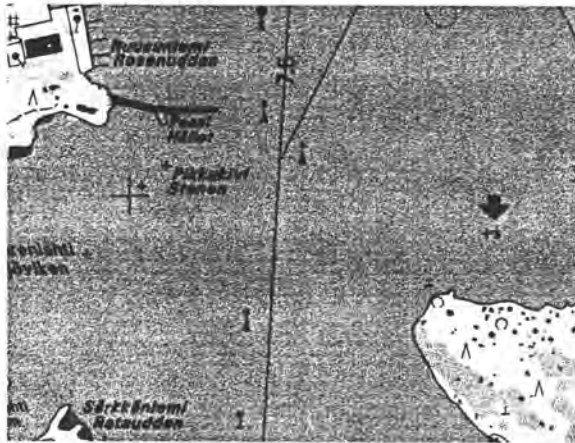
secchi: 2,90 m

huom: poikkeuksellisen jyrkkä ranta

tuuli: voimakkuus: 6 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: –17 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora glomerata*, *Pilayella littoralis*, *Sphacelaria arctica*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium tenuicorne*, *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*.

No. 335

Pikku-Niinsaari, pohjoiskari
näyte otettu 16.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,7 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 12 cm

Fucus pituus: 25 cm

kaasurakkuloita: on
fertiili

Elachista: pari %

Electra: n. 20 %

Balanus: jonkin verran

lämpötila: 18°

secchi: 2,30 m

huom: kotiloita jonkin verran

tuuli: voimakkuus: 7 m/s

suunta: itäkaakko

vedenkorkeus: –18 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha prolifera, *Cladophora*
glomerata, *Pilayella littoralis*,
Sphacelaria arctica, *Dictyosiphon*
foeniculaceus, *Fucus vesiculosus*,
Furcellaria lumbricalis, *Ceramium*
tenuicorne, *Potamogeton pectinatus*,
Myriophyllum spicatum.

No. 335 C

Särkänniemi, itäranta
 näyte otettu 16.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,7 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 20 cm

Fucus pituus: 20 cm

kaasurakkuloita: on
 fertiili

Elachista: runsaasti

Electra: on, n. 10 %

Balanus: ei

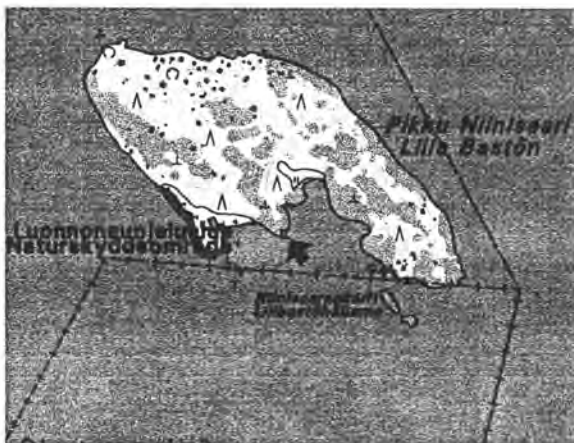
lämpötila: 18°

secchi: 2,40 m

huom: melko loiva ranta,
 luonnonsuojelualue

tuuli: voimakkuus: 7 m/s
 suunta: itäkaakko

vedenkorkeus: –18 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora*
rupestris, *Cladophora glomerata*,
Pilayella littoralis, *Dictyosiphon*
foeniculaceus, *Fucus vesiculosus*,
Furcellaria lumbricalis, *Ceramium*
tenuicorne.

No. 335 D

Pikku-Niinisaaari, eteläranta
 näyte otettu 16.7.1997

näytesyvyys: 0,2–1,7 m

pohjan laatu: kallio, syvempänä hiekka

Cladophora pituus: 15 cm

Fucus pituus: 20 cm

kaasurakkuloita: on
 fertiili

Elachista: jonkin verran

Electra: n. 1 %

Balanus: pari yksilöä

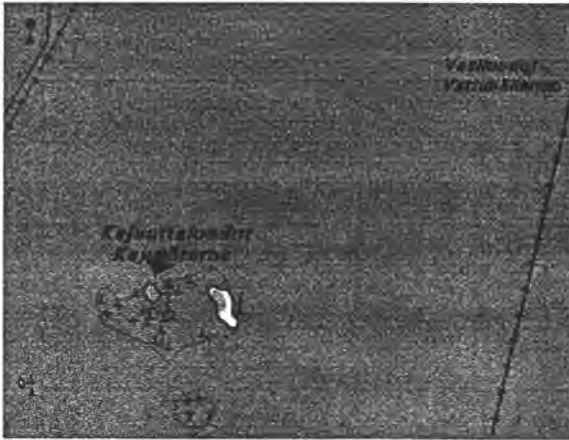
lämpötila: 18°

secchi: 2,60 m

huom: *Fucus* pienikokoista (nuorta)

tuuli: voimakkuus: 7 m/s
 suunta: itäkaakko

vedenkorkeus: –18 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha prolifera, *Cladophora*
glomerata, *Pilayella littoralis*,
Ectocarpus siliculosus, *Fucus*
vesiculosus, *Furcellaria lumbricalis*,
Ceramium tenuicorne, *Polysiphonia*
violacea, *Potamogeton pectinatus*,
Zannichellia sp., *Myriophyllum spicatum*.

No. 339

Kajuuttaluodot

näyte otettu 20.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,8 m
 pohjan laatu: kallio, osittain
 syvemmällä lieju

Cladophora pituus: 15 cm

Fucus pituus: 20 cm

kaasurakkuloita: ei
 fertiili

Elachista: pari %

Electra: yli 30 %

Balanus: muutama yksilö

lämpötila: 20°

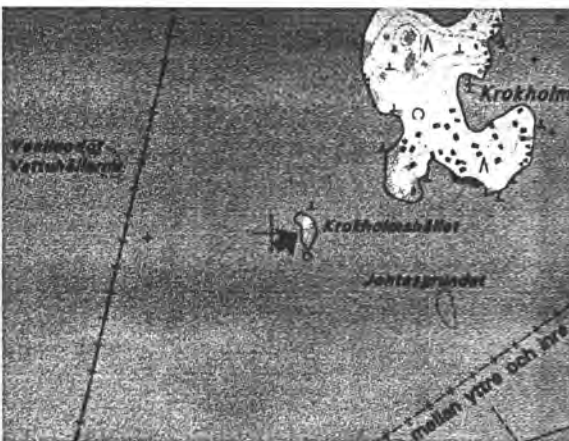
secchi: 2,90 m

huom:

tuuli: voimakkuus: 5 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: –27 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora*
rupestris, *Cladophora glomerata*,
Dictyosiphon foeniculaceus, *Fucus*
vesiculosus, *Furcellaria lumbricalis*,
Ceramium tenuicorne.

No. 333

Krokholskällan

näyte otettu 20.7.1997

näytesyvyys: 0,02–1,8 m
 pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 20 cm

Fucus pituus: yli 20 cm

kaasurakkuloita: ei

steriili, yksi yksilö fertiili

Elachista: n. 2 %

Electra: n. 2 %

Balanus: pari yksilöä

lämpötila: 20°

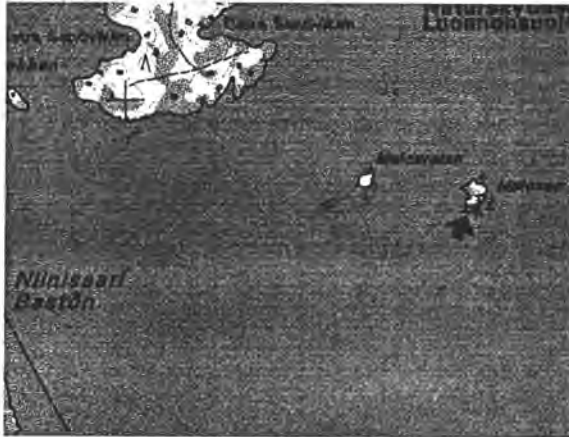
secchi: 2,80 m

huom:

tuuli: voimakkuus: 5 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: –27 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora glomerata*, *Fucus vesiculosus*, *Ceramium tenuicorne*, *Potamogeton pectinatus*.

No. 334

Maloxen Mölandet
näyte otettu 21.7.1997

näytesyvyys: 0,02–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 10 cm

Fucus pituus: 30 cm

kaasurakkuloita: oli vain

yhdessä yksilössä

fertiili

Elachista: vähän

Electra: n. 2 %

Balanus: ei

lämpötila: 21°

secchi: 1,30 m (näytteenottopäivänä
sinileväkukintaa vedessä)

huom: kotiloita melko paljon

tuuli: voimakkuus: 3 m/s

suunta: etelälounas

vedenkorkeus: -22 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha prolifera, *Cladophora glomerata*, *Pilayella littoralis*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium tenuicorne*, *Polysiphonia violacea*, *Ramunculus baudotii*.

No. 337 D

Lilla-Koören
näyte otettu 21.7.1997

näytesyvyys: 0,02–1,8 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 20 cm

Fucus pituus: 30-35 cm

kaasurakkuloita: on

fertiili

Elachista: vähän

Electra: yli 30 %

Balanus: ei

lämpötila: 22°

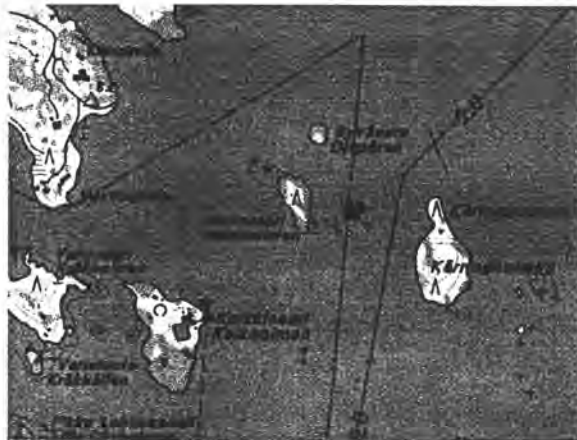
secchi: 1,60 m (näytteenottopäivänä
sinileväkukintaa vedessä)

huom: kotiloita runsaasti

tuuli: voimakkuus: 3 m/s

suunta: etelälounas

vedenkorkeus: -22 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha compressa, *Cladophora*
glomerata, *Pilayella littoralis*,
Sphacelaria arctica, *Chorda filum*, *Fucus*
vesiculosus, *Furcellaria lumbricalis*,
Ceramium tenuicorne.

No. 336 C

Kalkholmen, koillisuoto
 näyte otettu 23.7.1997

näytesyvyys: 0,01–1,7 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 10–15 cm

Fucus pituus: 20 cm (seassa yli 40 cm
 yksilöitä)

kaasurakkuloita: on
 fertiili

Elachista: vähän

Electra: yli 30 %

Balanus: n. 2 % rakkolevällä
 (kalliolla enemmän)

lämpötila: 22°

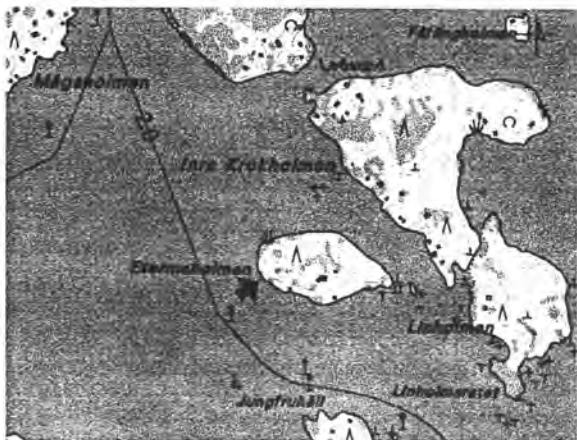
secchi: 2,00 m

huom: kotiloita melko runsaasti,
 aivan veneväylän vieressä.

tuuli: voimakkuus: 2 m/s

suunta: etelä

vedenkorkeus: –26 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha ahlnieriana, *Cladophora*
glomerata, *Chara aspera*, *Ectocarpus*
siliculosus, *Dictyosiphon foeniculaceus*,
Fucus vesiculosus, *Ceramium*
tenuicorne, *Polysiphonia violacea*,
Potamogeton pectinatus, *Potamogeton*
perfoliatus, *Zannichellia palustris*,
Ranunculus baudotii.

No. 337

Etermaholmen, länsiranta
 näyte otettu 23.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,9 m

pohjan laatu: kivi

Cladophora pituus: alle 10 cm

Fucus pituus: 35 cm

kaasurakkuloita: on
 steriili

Elachista: ei

Electra: n. 30–35 %

Balanus: n. 3 % rakkolevällä
 (kivillä enemmän)

lämpötila: 23°

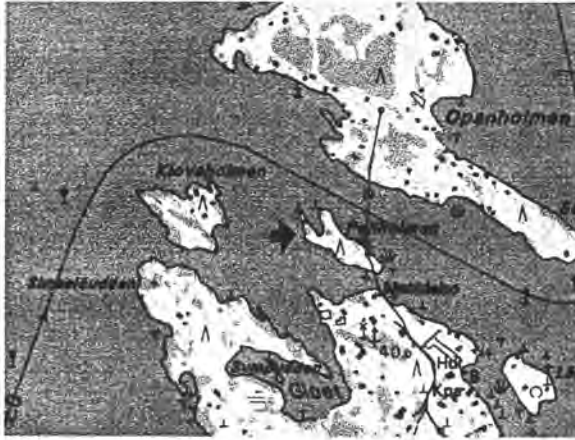
secchi: 1,70 m

huom: kotiloita melko vähän,
 veneväylän vieressä.

tuuli: voimakkuus: 2 m/s

suunta: etelä

vedenkorkeus: –26 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis,
Enteromorpha ahlneriana, *Cladophora*
glomerata, *Ectocarpus siliculosus*,
Sphacelaria arctica, *Fucus vesiculosus*,
Potamogeton perfoliatus, *Zannichellia*
palustris.

No. 337 B

Peliholmen, lounaisranta
 näyte otettu 24.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,7 m
 pohjan laatu: kallio, kiviä,
 syvemällä lieju

Cladophora pituus: n. 4 cm

Fucus pituus: 20 cm

(vaihtelu välillä 5–40 cm)

kaasurakkuloita: on
 steriili

Elachista: ei

Electra: n. 30 %

Balanus: n. 3 %

lämpötila: 24°

secchi: 1,40 m

huom: kotiloita runsaasti,
 vesirajassa *Calothrix* sp.

tuuli: voimakkuus: 3 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: –26 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora*
glomerata, *Chara aspera*, *Ectocarpus*
siliculosus, *Dictyosiphon foeniculaceus*,
Fucus vesiculosus, *Polysiphonia*
violacea, *Potamogeton pectinatus*,
Zannichellia palustris, *Ranunculus*
baudotii.

No. 337 C

Kalvratán, länsikärki
 näyte otettu 24.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,6 m

pohjan laatu: kallio, syvemällä lieju

Cladophora pituus: n. 6 cm

Fucus pituus: 35 cm

(jopa yli 50 cm yksilöitä)

kaasurakkuloita: on
 steriili

Elachista: ei

Electra: n. 30 %

Balanus: jonkin verran

lämpötila: 25°

secchi: 1,50 m

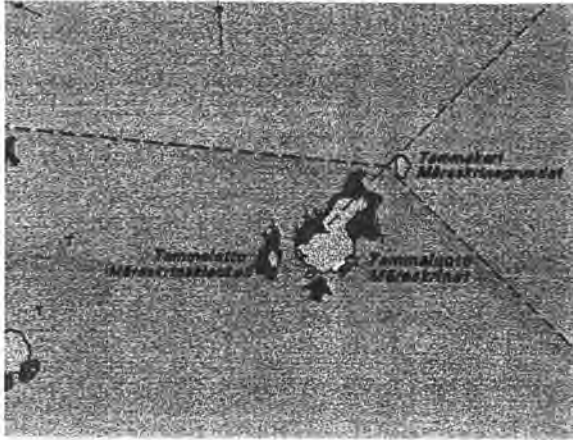
huom: kotiloita vähän,

Calothrix sp. vesirajassa.

tuuli: voimakkuus: 3 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: –26 cm



Havaitut lajit:

Enteromorpha intestinalis, *Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Sphacelaria arctica*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Fucus vesiculosus*, *Ceramium tenuicorne*.

No. 297

Märaskrin, lounaisranta
näyte otettu 24.7.1997

näytesyvyys: 0,05–1,9 m

pohjan laatu: kallio

Cladophora pituus: 15 cm

Fucus pituus: vain yksi taimi, 5 cm

lämpötila: 22°

secchi: 3,00 m

huom:

tuuli: voimakkuus: 3 m/s

suunta: kaakko

vedenkorkeus: -26 cm

Liite 2:n peruskartat:

© Maanmittauslaitos, lupa nro 461/MAR/98

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN MONISTEITA 1996

1. Ilmääneneristävyyden vaihtoehtoisten mittaustapojen vertailu
2. Päiväkotien ilmanvaihtolaitteiden epäpuhtaudet
3. Helsingin ympäristökysymykset lehtien palstoilla
4. Bottom macrophyte Communities in the Tallinn and Helsinki Water Areas as Bioindicators of the Coastal Sea
5. Katajaluodon jätevesitunnelin tukkeutumisen seuranta Helsingin vesialueilla ja Viikin-Vanhankaupunginlahden luonnonsuojelualueella

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN MONISTEITA 1997

1. Helsingin ympäristökeskuksen tekemät tutkimukset Pietarhovin palatsialueen vesijärjestelmästä vuosina 1995 - 1996
2. Development of a space-independent bioindication system for evaluation of eutrophication in coastal areas of the Gulf of Finland. Report of the Gulf of Finland year 1996 Seminar, Tvärminne, Nov. the 25-27th, 1996
3. Biological indicators in Helsinki and Tallinn Sea Areas. - Report of the 4th annual knowledge transfer seminar, Tvärminne, Dec. the 11-13th, 1996
4. Heavy metals in brackish water biota - A literature review. - Raskasmetallit murtoveden eliöstössä; kirjallisuuskatsaus. - Helsinki-Tallinn Bioindicator Project
5. Helsingin autoliikenteen pakokaasupäästöt 1980 - 2015
6. Raastetutkimus 1996
7. Kalatutkimus 1996
8. Pohjavesiseminaarin 18.3.1997 raportti
9. Bengtsårin niittykasvillisuuden seuranta pysyvillä näytealoilla 1989 - 1996
10. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelma 1994 - 1998: seurantaraportti 1997
11. Asiakirjojen/tiedon kulku ympäristöterveysyksikössä (raportti)
12. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuohjeet
13. Ympäristökasvatuksen keinot ja vaikuttavuus. Seminaariraportti

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN MONISTEITA 1998

1. Taurian puiston luontopolku Pietarin ympäristöviikolla 1997. Matti Nieminen, Jarmo Laine
2. Helsingin kaupungin valmiussuunnitelma koskien liikenteen typpipäästöistä aiheutuvia vakavia ilmansaastetilanteita. Rauno Tolonen ja Olavi Lyly
3. Kivihiilivoimalaitosten palamisjätteiden sijaintikartoitus Helsingin alueella. Mika Ruotsalainen
4. Maaperää likaavien riskikohteiden kartoitus. Laitosten osoitteita vuosilta 1946 - 1979. Virpi Salo
5. Kemiällisen pesulatoiminnan vaikutus maaperään Helsingin Kunnalliskodintiellä. Esiselvitys. Reetta Pyrylä
6. Purojen ja purovarsien merkitys ekokäytävinä Helsingissä. Jere Malinen
7. Selvitys ympäristökeskuksen sisäisen viestinnän nykytilasta. Marika Kallio
8. Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997 - Vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993. Sini-Pilvi Saarnio

Tilaukset: ympäristökeskuksen neuvonta
Helsinginkatu 24, 00530 HELSINKI
puh. 7312 2730, fax 7312 2235
