

Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1995–2001

Liisa Autio, Ilppo Kajaste, Katja Pellikka,
Lauri Pesonen ja Marjut Räsänen

Sisällysluettelo

Yhteenveto	2
Sammanfattning	4
Summary	6
1 Johdanto	8
2 Tarkkailualue ja -menetelmät sekä alueen sääolot	10
3 Merialueen kuormitus	18
4 Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen laatu	26
5 Kasviplanktonin lajisto ja biomassa	50
6 Kasviplanktonin perustuotantokyky	65
7 Eläinplankton	73
8 Alg@line-seurantatutkimus 1998–2001	87
9 Veden laatuluokitus Helsingin ja Espoon merialueilla	94
10 Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila 1998–991	98
11 Vedenlaadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–20011	99

Yhteenveto

Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1995–2001

Vuosina 1995–2001 Helsingin ja Espoon merialueella oli käytössä kaksi jätevedenpuhdistamoa: Helsingin Viikinmäki ja Espoon Suomenoja. Viikinmäen puhdistamolta jätevedet johdettiin tunnelissa saariston ulkoreunaan Katajaluodon eteläpuolelle. Suomenojan puhdistamolta jätevedet johdettiin ulkosaaristoon Gåsgrundetin itäpuolelle. Lähes kaikki alueelle johdettavat jätevedet puhdistettiin biologisesti ja kemiallisesti. Vuodenvaihteessa 1997–1998 molemmilla laitoksilla otettiin kemiallisen fosforinpoiston lisäksi käyttöön denitrifikaatioon perustuva typenpoisto, jonka jälkeen jätevesiperäinen typpikuormitus merialueelle on alentunut n. 50 %. Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamoiden jätevesivirtaama on vuosina 1995–2001 ollut yhteensä noin 120–130 milj. m³ vuodessa.

Näkösyyvyys merialueella vaihtelee voimakkaasti alueen mereisyyden ja ajankohdan mukaan. Rannikon lähellä, etenkin Vantaanjoen vaikutusalueella, jokivesien aiheuttama savisamennus vähentää veden läpinäkyvyyttä kaikkina vuodenaikoina. Varsinkin kesällä myös plankton pienentää näkösyyvyyttä lahtialueilla. Pienin näkösyyvyys on Vantaanjoen aiheuttaman savisamennuksen vuoksi Vanhankaupunginselällä, jossa vuotuisten näkösyyvyysarvojen keskiarvo oli 0,5 m. Saaristoalueella näkösyyvyys (vuosikeskiarvoina) on vaihdellut välillä 3–5 m.

Ulkosaaristossa jätevesien purkualueiden lähellä happitilanne on pysynyt melko hyvänä. Suomenlahden syvänteiden viime vuosina lisääntynyt hapettomuus ei ole merkittävästi yltänyt tarkkailualueen syvyysvyöhykkeelle. Matalia hapenkyllästysarvoja on alueella todettu tietyissä erillisissä syvännelkohdissa sisäsaaristossa ja lahtialueilla. Tällaisia alueita on pääasiassa Espoonlahdella, Espoon Suvisaariston sisäselillä ja Vartiokylänlahden suulla.

Fosfori- ja typpipitoisuus on selvästi korkein Vanhankaupunginselällä ja siihen liittyvillä alueilla Pohjoissatamassa ja Töölönlahdella sekä toisaalta rannanläheisillä alueilla Seurasaarenselän – Laajalahden alueella ja Espoonlahden perukassa. Vanhankaupunginselällä ja Espoonlahdella fosforipitoisuutta nostavat jokien mukanaan tuoma fosforikuorma ja lahtien sisäinen kuormitus, Laajalahdella ennen kaikkea sisäinen kuormitus. Purkualueilla Katajaluodon ja Knaperskärin lähellä pintaveden fosfori- ja typpipitoisuus on keskimäärin hieman korkeampi kuin muualla ulkosaaristossa.

Typpipitoisuus purkualueiden pintavedessä ei ole alentunut typenpoiston alkamisen vuoden 1998 alun jälkeen. Muutokset typpipitoisuudessa ovat purkualueilla olleet samansuuntaiset kuin vertailualueella Helsingin itäisessä ulkosaaristossa. Typen ja fosforin suhde (ravinteiden kokonaispitoisuutena) ei myöskään ole alentunut.

Hygieeninen laatu koko merialueella oli keskimäärin hyvä. Heikoin tilanne oli Vanhankaupunginselällä, satama-alueilla ja Kruunuvuorenselällä sekä läntisillä ranta-alueilla. Tähän oli syynä maalta tuleva hajakuormitus (joet, purot). Ulkosaaristossa jätevesien purkualueilla (Katajaluoto, Knaperskär) tavattiin

suolistoperäisiä bakteereja keskimäärin enemmän kuin muualla ulkosaaristossa.

Lokakuussa 1995 Viikinmäen puhdistamon poistotunneli sortui, ja jätevedet jouduttiin johtamaan Vanhankaupunginselälle huhtikuuhun 1996 asti. Typen pitoisuus nousi voimakkaasti Vanhankaupunginselällä jätevesien johtamisen alettua, mutta aleni nopeasti tavanomaiselle tasolle jätevesien johtamisen lopettamisen jälkeen. Fosforipitoisuudet eivät kohonneet. Fekaalisten kolimuotoisten bakteerien tiheys nousi nopeasti jätevesien johtamisen alettua, mutta palautui nopeasti tavanomaiseksi.

Kasviplanktonin kokonaisbiomassoissa ja *a*-klorofyllipitoisuuksissa ei ulkosaaristossa ole havaittavissa selvää nousevaa tai laskevaa trendiä vuosien 1995-2001 aikana. Kuitenkin lajistosuhteissa on tapahtunut muutoksia, jotka heijastavat paremminkin koko Suomenlahden yleistä tilannetta kuin jätevesien vaikutusta alueella. Kesällä sinilevien suhteellinen osuus on hiukan lisääntynyt ja keväällä panssarisiimalevien osuus on kasvanut piilevien kustannuksella. Vuosien 1995-2001 aikana Espoon purkualueen lähellä olevan Knaperskärin kevätkukinta on monena vuonna ollut erittäin voimakas, voimakkaampi kuin Helsingin alueen näytepaikoilla. Kasviplanktonin perustuotantokyky on ollut keskimäärin korkeampi purkualueiden lähellä sijaitsevilla havaintopaikoilla kuin ulkosaariston itäosassa. Lahtialueet olivat edelleen selvästi ulkosaaristoa rehevämpiä. Rehevöityneimmät alueet olivat Vanhankaupunginselkä ja Laajalahti.

Suurimmat eläinplanktonin kokonaisbiomassat havaittiin lahtialueilla. Niillä suurimman osan kokonaisbiomassasta muodostivat vesikirput lukuun ottamatta Vanhankaupunginselkää, missä rataseläimet olivat runsain ryhmä. Ulkosaaristossa hankajalkaiset muodostivat suurimman osan kokonaisbiomassasta. Vuonna 2001 kaikilla lahtialueiden havaintopaikoilla oli hyvin runsaasti vesikirppuja. Vesikirppujen runsastumisella on myönteisiä vaikutuksia kalanpoikasten ravintotilanteeseen Helsingin lahtialueilla.

Vuosien 1998-2000 perusteella laaditussa laatuluokituksessa Katajanokan ja Tahvonlahden pohjoispuoleinen alue (Vanhankaupunginselkä, Eläintarhanlahti ja Töölönlahti), Pikku Huopalahti sekä Laajalahden perukka kuuluivat luokkaan välttävä. Sisäsaariston alue linjan Melkki–Suomenlinna–Jollas–Vartiosaari–Kallvikiniemi sisäpuolella sekä pienet alueet jäteveden purkutunnelien lähistöillä kuuluivat luokkaan tyydyttävä. Muu merialue oli luokkaa hyvä. Luokkaan erinomainen kuuluvia alueita ei Helsingin lähistöllä ollut.

Rantojen vesikasvillisuus on Helsingin edustalla elpymässä. Vesikasvillisuudeltaan luonnontilaisen alueen pinta-ala oli vuonna 1998-99 tehdyssä tutkimuksessa hieman suurempi kuin edellisessä tutkimuksessa v. 1993.

Helsingin lahtien vedenlaadun parantuminen 1980-luvulta näkyy myös pohjaeläimissä. Sisälahtien pohjaeläimistö koostuu silti lähes kokonaan harvasukasmadoista ja surviaissäskien toukista. Ulkosaaristoalueen pohjaeläinlajisto on runsas. Vallitsevana lajina on liejusimpukka, mutta myös hyvähappisten syvien pohjien tyyppilajia valkokatkaa esiintyy.

Sammandrag

Den ålagda övervakningen av Helsingfors' och Esbos havsområden åren 1995-2001

Under åren 1995-2001 var två avloppsreningsverk i bruk på Helsingfors' och Esbos havsområden: Viksbacka reningsverk i Helsingfors samt Finnå reningsverk i Esbo. Avloppsvattnet från Viksbacka reningsverk leddes ut via en tunnel till skärgårdens ytterkant söder om Enskär. Från Finnå reningsverk leddes avloppsvattnen ut i den yttre skärgården öster om Gåsgrundet. Nästan allt avloppsvatten som leddes ut på havsområdet behandlades biologiskt och kemiskt. Vid årsskiftet 1997-1998 togs på båda reningsverken förutom den redan existerande kemiska fosforeringen även i bruk denitrifikationsbaserad kväverening, varefter den avloppsvattensbaserade kvävebelastningen på havsområdet har minskat med cirka 50 %. Avloppsvattensflödet från Viksbacka och Finnå reningsverk har under åren 1995-2001 varit sammanlagt 120–130 milj. m³ per år.

Siktdjupet på havsområdet varierar kraftigt som en funktion av områdets karaktär samt tidpunkten. Nära kusten och särskilt inom det område som påverkas av Vanda å minskas vattnets genomskinlighet av åvattnens lertillförsel under alla årstider. Speciellt under sommaren minskar också planktonet siktdjupet inom vikområdena. Det lägsta siktdjupet förekommer i den av Vanda ås lera grumlade Gammelstadsviken där medeltalet av de årliga siktdjupsvärdena var 0,5 m. I skärgården har siktdjupet (som årsmedeltal) varierat mellan tre och fem meter.

I den yttre skärgården nära avloppsvattnets utsläppspunkter har syretillståndet hållits rätt bra. Den ökade anoxian i Finska vikens djup har inte märkbart sträckt sig till det här granskade områdets djupzoner. Låga syremättningsvärden har på det här området konstaterats i vissa separata djup i den inre skärgården och i vikområdena. Sådana områden finns huvudsakligen i Esboviken, i innerfjärdarna vid Esbo Sommaröar samt vid Botbyvikens mynning.

Fosfor- och kvävehalterna är klart högst i Gammelstadsviken och de närliggande områdena i Norra hamnen och i Tölövikens, samt å andra sidan nära kusten på området Fölisöfjärden-Bredviken och i den innersta delen av Esboviken. I Gammelstadsviken och i Esboviken höjdes fosforhalten av åflödets fosforbelastning samt av den inre belastningen i vikarna, i Bredviken närmast av den inre belastningen. På utsläppsområdena nära Enskär och Knaperskär är ytvattnets fosfor- och kvävehalt i genomsnitt något högre än annorstädes i den yttre skärgården.

Kvävehalten i ytvattnet på utsläppsområdena har inte sjunkit sedan kvävereningen infördes i början av 1998. Förändringarna i kvävehalterna har på utsläppsområdet varit likartade som på jämförelseområdet i Helsingfors' östra ytterskärgård. Förhållandet mellan kväve och fosfor (som näringsämnenas totalhalter) har heller inte sjunkit.

Den hygieniska kvaliteten var på hela havsområdet i genomsnitt god. Situationen var sämst i Gammelstadsviken, på hamnområdena och Kronobergsfjärden samt inom de västra strandområdena. Orsaken till detta var den spridda belastningen från land (åar, bäckar). I ytterskärgården nära utsläppspunkterna (Enskär,

Knaperskär) påträffades i genomsnitt mera fekala bakterier än annorstädes i den yttre skärgården.

I oktober 1995 rasade Viksbacka utsläppstunnel och man var tvungen att leda ut avloppsvatten i Gammelstadsviken fram till april 1996. Kvävehalten i Gammelstadsviken steg häftigt då utsläppen börjat men sjönk hastigt ned till den normala nivån då de avslutats. Fosforhalterna steg inte. Tätheten av fekala koliforma bakterier steg snabbt då utsläppen börjat men sjönk hastigt tillbaka till normal nivå.

Det går inte att påvisa vare sig någon stigande eller sjunkande trend i växtplanktontotalbiomassan eller α -klorofyllhalterna i ytterskärgården under åren 1995-2001. Det har dock skett förändringar i artförhållandena som snarare speglar hela Finska vikens allmänna tillstånd än avloppsvattnets verkningar på området. På sommaren har andelen blågröna alger ökat något och på våren har dinoflagellaternas andel ökat på kiselalgerernas bekostnad. Under åren 1995-2001 har vårbloomningen vid Knaperskär nära utsläppsområdet i Esbo varit synnerligen kraftig, kraftigare än på provtagningsställena i Helsingfors. Växtplanktonets primärproduktionskapacitet har i medeltal varit högre på provtagningsstationerna nära utsläppsområdena än i ytterskärgårdens östra del. Vikområdena är fortfarande betydligt mer eutrofa än ytterskärgården. De mest eutrofierade områdena är Gammelstadsviken och Bredviken.

De största totalbiomassorna av djurplankton påträffades inom vikområdena. Där utgjorde vattenlopporna största delen av totalbiomassan med undantag för i Gammelstadsviken där hjuldjuren var den största gruppen. I ytterskärgården utgjorde hoppfotingar (loppkräftor) största delen av totalbiomassan. År 2001 påträffades mycket rikligt med vattenloppor på alla provtagningsstationerna på vikområdena. Ökningen av vattenloppor påverkar fiskynglens födoförhållanden positivt på vikområdena i Helsingfors.

I kvalitetsklassificeringen som uppgjorts för åren 1998-2000 hör området norr om Skatudden och Stansvik (Gammelstadsviken, Djurgårdsviken och Tölövik), Lill-Hoplaxviken samt den innersta delen av Bredviken till klassen nöjaktig. Den inre skärgården innanför linjen Melkö-Sveaborg-Jollas-Vårdö-Kallviksudden samt små områden nära avloppsvattnets utsläppspunkter hör till klassen tillfredsställande. Resten av havsområdet hörde till klassen god. Områden som hörde till klassen utmärkt förekom inte i närheten av Helsingfors.

Strändernas vegetation utanför Helsingfors håller på att återhämta sig. Det område vars vattenväxtlighet kan hållas för naturenlig var i den år 1998-99 utförda kartläggningen något större än i den föregående undersökningen år 1993.

Förbättringen av vattenkvaliteten i Helsingfors' vikar sedan 1980-talet märks också på bottendjuren. Bottendjursfaunan i innervikarna består trots detta nästan enbart av fåborstmaskar och fjädermygglarver. Bottendjursfaunan i ytterskärgården är riklig. Östersjomusslan är dominant, men också vitmärlor, en för djupa, väl syresatta botten typisk art, påträffas.

Summary

The required monitoring of the sea areas off Helsinki and Espoo in 1995-2001

In 1995-2001 two wastewater treatment plants were in operation in the Helsinki and Espoo sea area: Viikinmäki in Helsinki and Suomenoja in Espoo. The sewage water from Viikinmäki was led out to the outer limit of the archipelago south of Katajanluoto through a tunnel. From Suomenoja the wastewater was led out into the outer archipelago east of Gåsgrundet. Almost all wastewater led out into the area was processed biologically and chemically. In addition to chemical phosphorus removal, both treatment plants introduced nitrogen removal based on denitrification at the beginning of 1998, and after this the nitrogen load on the sea area caused by wastewater has declined about 50 %. The combined wastewater flow from the Viikinmäki and Suomenoja treatment plants in 1995-2001 has amounted to around 120-130 million m³ per year.

The secchi depth in the sea area varies substantially depending on the character of the area and on the sampling time. Near the shore, especially in the area influenced by the Vantaanjoki River, the clay turbidity caused by the rivers decreases the transparency of the water throughout the year. Especially in summer plankton-induced turbidity decreases the secchi depth in the bay areas. The lowest secchi depths are due to the clay turbidity brought by Vantaanjoki River and occur in Vanhankaupunginselkä Bay, where the average of the yearly secchi depth measurements was 0.5 m. In the archipelago area the secchi depth (yearly averages) has varied between 3-5 m.

The oxygen condition of the water in the outer archipelago near the wastewater outlets has remained quite good. The anoxia in the depths of the Gulf of Finland, which has increased lately, has not significantly affected the depths studied in this area. Low oxygen saturation has been measured in certain separate deeps in the inner archipelago and in the bay areas. Such areas are primarily found in Espoonlahti Bay, in the inner bays in Espoo Suvisaari and at the mouth of Vartionkylälahti Bay.

The concentrations of phosphorus and nitrogen are clearly highest in Vanhankaupunginselkä Bay and in the adjacent areas Pohjoissatama Harbour and Töölönlahti Bay and on the other hand in the near-shore areas in Seurasaarenselkä -Laajalahti Bay and in the innermost Espoonlahti Bay. In Vanhankaupunginselkä Bay and Espoonlahti Bay the phosphorus concentrations were raised by the riverine load of phosphorus and by the inner loading of the bays, in Laajalahti Bay above all by the inner loading. In the areas near the wastewater outlets near Katajanluoto and Knaperskär the concentrations of phosphorus and nitrogen in the surface water are generally slightly higher than elsewhere in the outer archipelago.

The nitrogen concentration of the surface water near the wastewater outlets has not decreased after nitrogen removal was introduced at the beginning of 1998. The changes in the nitrogen concentrations in the outlet areas have been similar to those in the comparison area in the eastern outer archipelago of Helsinki. The ratio of nitrogen to phosphorus (as total concentrations) has not decreased either.

The hygienical quality has generally been good throughout the sea area. The worst situation occurred in Vanhankaupunginselkä Bay, in the harbour areas and in Kruunun-

vuorenselkä as well as in the western shore areas. The reason behind this was the diffuse loading from the land areas (rivers, ditches). In the outer archipelago near the wastewater outlets (Katajaluoto, Knaperskär) more faecal bacteria were generally found than elsewhere in the outer archipelago.

In October 1995 the outlet tunnel from Viikinmäki collapsed, and the wastewater had to be led out into Vanhankaupunginselkä Bay until April 1996. The nitrogen concentration increased steeply in Vanhankaupunginselkä Bay when the process started, but decreased quickly to its ordinary level once the wastewater loading stopped. The phosphorus concentration did not increase. The density of faecal coliform bacteria increased quickly when the wastewater loading began, but declined quickly to normal levels.

No clear trend upwards or downwards can be discerned in either the total phytoplankton biomass or the chlorophyll a concentration in the outer archipelago in the years 1995-2001. Changes in the species composition have, however, occurred, which rather reflect the general situation of the entire Gulf of Finland than the effect of wastewater in the area. In summer, the share of blue-green algae has risen slightly, and in spring the share of dinoflagellates has increased while that of diatoms has decreased. During 1995-2001 the spring bloom has been very strong at Knaperskär near the Espoo wastewater outlet, stronger than at the sampling stations in the Helsinki area. The primary productivity has in general been higher at the sampling stations near the wastewater outlets than in the eastern part of the outer archipelago. The bay areas are still clearly more eutrophic than the outer archipelago. The most eutrophic areas are Vanhankaupunginselkä Bay and Laajalahti Bay.

The highest zooplankton biomasses were observed in the bays. There, the largest part of the total biomass consisted of water fleas (Cladocera) with the exception of Vanhankaupunginselkä Bay, where rotifers were dominant. In the outer archipelago copepods were responsible for most of the total biomass. In 2001 water fleas (Cladocera) were very abundant in all the bay areas. The increase in water fleas has positive effects on the food situation for fish larvae in the Helsinki bay areas.

In a quality classification based on the years 1998-2000 the area north of Katajanokka and Tahvonlahti (Vanhankaupunginselkä Bay, Eläintarhanlahti Bay and Töölönlahti Bay), Pikku-Huopalahti Bay and the innermost part of Laajalahti Bay were classified as passable. The inner archipelago area north of a line through Melkki-Suomenlinna-Jollas-Vartiosaari-Kallvikiniemi and small areas near the wastewater outlets belonged in the class satisfactory. The rest of the sea area was classified as good. Excellent areas were not found near Helsinki.

The aquatic vegetation on the shorelines off Helsinki is recovering. The area classified as in natural state with respect to the aquatic vegetation was slightly bigger in a study made in 1998-99 when compared to the previous study in 1993.

The amelioration of the water quality of the bays in Helsinki since the 1980s can also be seen in the benthic fauna. The benthic fauna of the inner bays still consists almost solely of oligochaetes and chironomid larvae, however. In the outer archipelago the benthic fauna is diverse. Baltic Tellin (*Macoma baltica*) is the dominant species, but some *Monoporeia affinis*, a species which is typical for well oxygenated deep bottoms, is also found.

1 Johdanto

Helsingin ja Espoon kaupunkien jätevesien mereen johtamisen vaikutuksia on vesioikeuden päätösten mukaisesti seurattu säännöllisesti 1960-luvun puolivälistä alkaen. Tänä aikana jätevedenpuhdistus on ulottunut koskemaan kaikkia kunnallisia jätevesiä, viemärointiä on täydennetty, jätevesien biologista käsitteilyä kehitetty, fosforinpoisto toteutettu kaikilla puhdistamoilla ja puhdistettu jätevesi alettu johtaa lahtialueiden sijaan ulkosaaristoon. Viikinmäen keskuspuhdistamo otettiin käyttöön keväällä 1994, jonka jälkeen lopetettiin viimeiset käytössä olleet Helsingin vanhat puhdistamot Kyläsaarella, Viikissä ja Vuosaarella.

Vuosina 1995-2001 alueella oli käytössä kaksi jätevedenpuhdistamoa: Helsingin Viikinmäki ja Espoon Suomenoja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta jätevedet johdettiin tunnelissa saariston ulkoreunaan Katajaluodon eteläpuolelle. Suomenojan puhdistamolta jätevedet johdettiin ulkosaaristoon Gåsgrundetin itäpuolelle. Lähes kaikki alueelle johdettavat jätevedet puhdistettiin biologisesti ja kemiallisesti. Vuodenvaihteessa 1997-1998 molemmilla laitoksilla otettiin kemiallisen fosforinpoiston lisäksi käyttöön denitrifikaatioon perustuva typenpoisto.

Tässä julkaisussa esitetään yhteenveto merialueen tarkkailusta vuosilta 1995-2001. Tarkkailua käsitellään yhteisesti Helsingin ja Espoon kaupungin osalta. Molempien kaupunkien jätevedet ovat laadullisesti likimain samanlaisia ja niiden vaikutusalueet osittain yhteneväiset.

Erityisesti rehevöitymis- ja kasviplanktontilanteen ajantasaista ja tiheennettyä seurantaan varten on vuodesta 1998 alkaen osallistuttu yhteistyöprojektiin, joka perustuu Helsinki-Tallinna -väliä liikennöivään autolauttaan asennetun automaattilaitteiston keräämään aineistoon.

Helsingin kaupungin jätevesien osalta tarkkailu perustui Länsi-Suomen vesioikeuden päätökseen nro 25/1995/1, joka annettiin 5.6.1995 ja jota vesiylioikeus on 22.2.1996 päätöksellä nro 25/1996 osittain muuttanut ja jonka korkein hallinto-oikeus on 19.5.1997 (taltio n:o 1216) pysytti vesiylioikeuden muuttamassa muodossa. Länsi-Suomen vesioikeus antoi 8.9.1999 päätöksen nro 59/1999/1 jätevedenpuhdistamon typen ja fosforin poiston lupamääräysten tarkistamisesta, mitä päätöstä Vaasan hallinto-oikeus osittain muutti 24.3.2000, nro 00/0011/2.

Espoon kaupungin jätevesien osalta tarkkailu perustui Länsi-Suomen vesioikeuden päätökseen No 101/1990/1, 14.11.1990, sekä vesiylioikeuden päätökseen No 167/1991, 18.9.1991, jolla muutettiin typenpoistoon kohdistuvaa lupaehtoa. Suomenojan jätevedenpuhdistamon uusi ympäristölupa on tullut voimaan vuonna 2002.

Tarkkailun tuloksia tarkastellaan raportissa parametreittain. Tulokset esitetään diagrammeina, karttoina ja taulukkoina. Veden fysikaalista, kemiallista ja hygieenistä tilaa sekä *a*-klorofyllin pitoisuutta ja kasviplanktonin perustuotantokykyä koskeva havaintoaineisto on toimitettu valtakunnalliseen

vedenlaaturekisteriin (PIVET). Vedenlaatutietoja tarkkailuun kuuluvilta havaintopaikoilta on ollut nähtävissä myös ympäristökeskuksen Internet-sivuilla osoitteessa www.hel.fi/ymk/tila.html.

Tarkkailun suoritti Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikön vesistötutkimus, Helsinginkatu 24, 00530 Helsinki, missä alkuperäismateriaalia samoin kuin mahdollisesti tämän selostuksen ulkopuolelle jätettyä aineistoa säilytetään.

Vuosien 1995-2001 tarkkailuaineistoa on käsitelty myös seuraavissa raporteissa:

Lauri Pesonen (toim.), 1996: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 1995. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/1996, Helsinki 1996, 111 s + liitteet.

Lauri Pesonen (toim.), 1997: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 1996. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/1997, Helsinki 1997, 147 s + liitteet.

Katja Pellikka ja Hilikka Viljamaa, 1998: Eläinplankton Helsingin merialueella 1969–1996. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/1998, Helsinki 1998, 48 s.

Lauri Pesonen (toim.), 1998: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 1997. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/1998, Helsinki 1998, 101 s + liitteet.

Lauri Pesonen (toim.), 1999: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 1998. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 5/1999, Helsinki 1999, 81 s + liitteet.

Lauri Pesonen (toim.), 2000: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 1999. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 5/2000, Helsinki 2000, 81 s.

Lauri Pesonen (toim.), 2001: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoite-tarkkailu vuonna 2000. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 3/2001, Helsinki 2001, 91 s.

I. Viitasalo, U.-M. Hyytiäinen, S. Pekuri, S.-P. Saarnio ja H. Toppinen, 2002: Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1998–99. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2002, Helsinki 2002, 48 s.

A. O. Laine, L. Pesonen, K. Myllynen ja T. Norha, 2003: Vedenlaadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973-2001. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja (valmisteilla).

Lauri Pesonen

2 Tarkkailualue ja -menetelmät sekä alueen sääolot

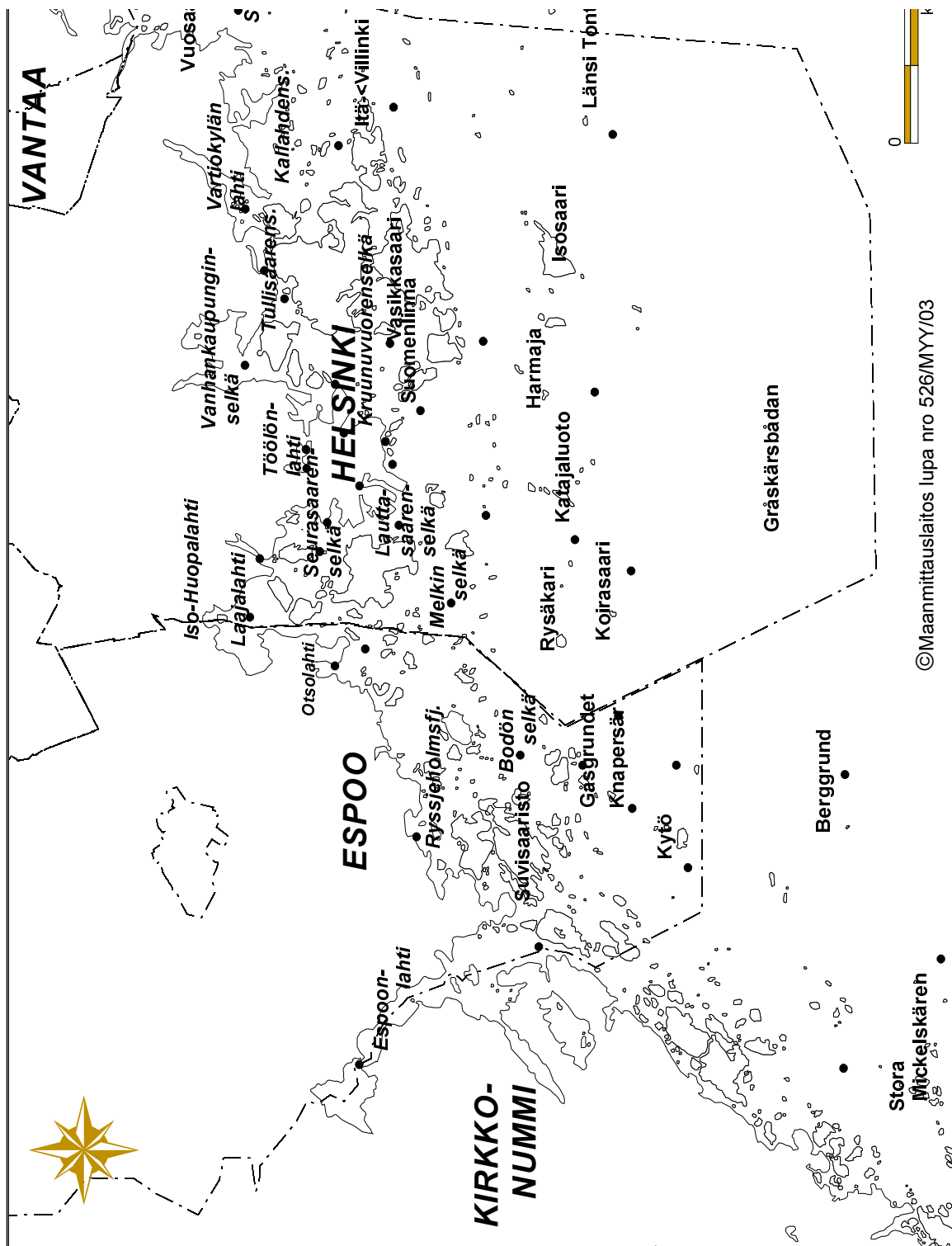
2.1 Tarkkailualue

Tarkkailualue käsitti Helsingin ja Espoon kaupunkien sekä osittain Kirkkonummien ja Sipoon kuntien merialueet (kuva 2.1).

Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. Se koostuu suhteellisen eristettyjen lahtien vyöhykkeestä, missä veden keskisyvyys on vain 1-3 m, tämän vyöhykkeen ulkopuolella olevasta 7-10 km levyisestä saaristovyöhykkeestä (syvyys 10-20 m) sekä uloimpana ulkoluotojen ja avomeren vyöhykkeestä, missä veden syvyys on yleensä yli 30 m. Alueella on neljä syvälle mantereen sisään ulottuvaa lahtea (Espoonlahti, Laajalahti, Vanhankaupunginlahti sekä Vartiokylänlahti), joilla vedenvaihtuvuus on heikkoa. Merkittävimmät alueelle laskevat joet ovat Vanhankaupunginlahteen laskeva Vantaanjoki sekä Espoonlahteen laskevat Espoon- ja Mankinjoki. Alueen itäosassa on merkitystä myös Sipoonlahteen laskevalla Sipoonjoella. Helsingin edustalla saaristo on harvahkoa, minkä vuoksi veden vaihtuvuus saaristossa on hyvä. Aluetta luonnehtivat kaakosta luoteeseen suuntautuvat syvänteet, joiden kautta vettä Suomenlahden syvemmilta alueilta siirtyy kumpuamisilmiön seurauksena sisemmäksi saaristoon.

Alueen vesi on murtovettä ja varsinkin Vantaanjoen vaikutusalueella on yleensä voimakas suolaisuuden gradientti. Pysyvää halokliinia ei alueella ole esiintynyt 1980-luvun alun jälkeen. Kesäaikana muodostuu lyhytaikaisesti termokliini, joka ulkosaaristossa yleensä sijaitsee noin 10 m syvyydessä. Varsinkin Espoonlahden - Suvisaariston alueella, mutta myös joillakin muilla kynnyksellisillä alueilla, kehittyy etenkin tavallista lämpimämpinä kesinä vahvistuneen termokliinin ja makean jokiveden aikaan saaman suolaisuuskerrostuneisuuden aiheuttamana tilanne, joka voi johtaa lahtialueiden erillisten syvänteiden hapettomuuteen.

Tarkkailuaikana alueella oli kaksi asumajätevesien purkupaikkaa. Helsingin Viikinmäen puhdistamolta jätevedet johdettiin kalliotunnelissa avomeren reunaan Katajaluodon eteläpuolelle noin 7 km etäisyydelle rannikosta. Espoon jätevedet johdettiin niin ikään kalliotunnelissa Suomenojan puhdistamolta noin 7 km päähän ulkosaaristoon Gåsgrundetin itäpuolelle. Purkukohtien etäisyys toisistaan itä-länsisuunnassa on noin 8 km.

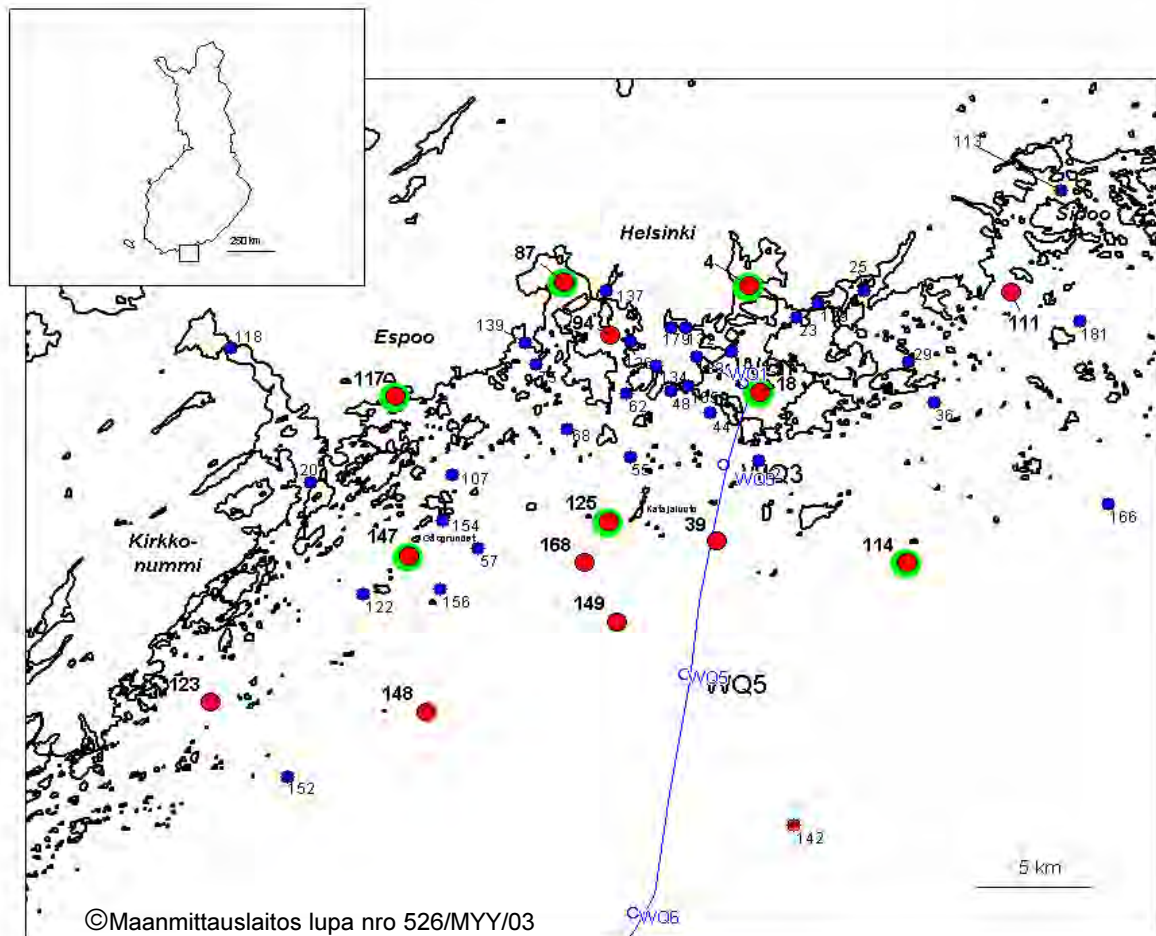


©Maanmittauslaitos lupa nro 526/MYY/03

Kuva 2.1. Tarkkailualue ja havaintopaikat.

2.2 Havaintopaikat ja menetelmät

Havaintopaikat ja tutkimusmenetelmät eri parametrien osalta on selvitetty kyseisten tulosten käsittelyn yhteydessä. Veden laatuun liittyvien parametrien (fysikaaliset, kemialliset ja hygieeniset parametrit, kasvi- ja eläinplankton) havaintopaikat on esitetty myös kuvassa 2.1. Taulukosta 1 käyvät ilmi tarkkailun periaatteet eri vuosina sekä kunakin vuonna tarkkailussa mukana olleiden havaintopaikkojen lukumäärät erikseen Helsingin ja Espoon osalta.



- Fysikaalinen, kemiallinen ja hygieeninen tarkkailu, klorofylli, 10-12 kertaa vuodessa
vertikaalinäytteet
- Fysikaalinen, kemiallinen ja hygieeninen tarkkailu, joka kolmas vuosi, 4 kertaa vuodessa
vertikaalinäytteet
- Rehevöityneisyysmittaukset (kasviplankton, kasviplanktonin perustuotanto- ja perustuotantokyky)
- Alg@line-seurantaan liittyvät havaintoasemat (Silja Serenade, Finnjet)

Kuva 2.2. Havaintopaikkojen sijainti. Havaintopaikkojen lukumäärä on eri parametrien osalta vaihdellut vuosittain. Tarkemmin vuosittaiset tarkkailuohjelmat käyvät ilmi ao. parametrien tarkastelun kohdalla.

Taulukko 1. Havaintopaikkojen lukumäärä menetelmittäin vuosina 1995 – 2001.

Vuosi		1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen tarkkailu, veden rehevöityminen								
Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen tarkkailu, klorofylli, 10–12 kertaa/vuosi	Helsinki	6	9	9	9	10	10	9
	Espoo	2	4	4	4	4	4	4
Happitilanteen ja kerrostuneisuuden kartoitus kesän stagnaatioaikana	Helsinki		31	30		32	9	
	Espoo		15	16		14	7	
Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen laaja tarkkailu, 2–4 kertaa/vuosi	Helsinki	34			22			24
	Espoo	12			9			10
Veden rehevöityneisyys, vesikasvillisuus								
Kasviplankton, joka toinen viikko, kasvukausi	Helsinki	11	10	9	9	5	5	2
	Espoo	4	2	3	4	2	2	1
Kasviplanktonin perustuotanto-kyky, joka toinen viikko, kasvukausi	Helsinki	11	2	2	2	5	5	2
	Espoo	4	1	1	1	2	2	1
Kasviplanktonin perustuotanto 'in situ', joka toinen viikko, kasvukausi	Helsinki	2						
	Espoo	1						
Litoraalin kasvillisuus	Helsinki+Espoo				154	koe- alaa		
Vaikutukset eläinplanktoniin, pohjaeläimistöön ja pohjasedimenttiin								
Eläinplankton, 4 havaintopaikkaa, joka toinen viikko, avovesikausi	Helsinki Espoo		9					4
Pohjaeläimistö, 1 kerta/vuosi (syksynäytteet)	Helsinki	9	9	9	9	9	9	9
	Espoo	7	7	7	7	7	7	7
Sedimentin laatu (mm. raskasmetallit)	Helsinki					3		
	Espoo					2		
Vieraiden aineiden rikastuminen ekosysteemiin								
Raskasmetallien ja orgaanisten myrkkyjen kerääntyminen eliöihin				2				
				1				
Muut selvitykset								
Jätevesien leviämisen ja vaikutusalueen laajuuden kartoitus, 2 kertaa				48				
Automaattiset mittaukset ja laivanäytteet (Algaline): lämpötila, saliniteetti, a klorofylli, kasvinravinteet							X	X

Tarkat käyntikerrat ja määritysten lukumäärät eri havaintopaikoilla kunakin vuonna käyvät ilmi ao. vuosien tarkkailuseluksista.

2.3 Sääolot

Vuosien sade- ja lämpötilaolot vaihtelevat melko paljon (kuvat 2.4 ja 2.5) , mutta todella poikkeava oli vuosi 1997, jolloin säteilysumma oli selvästi tavanomaista korkeampi ja sateisuus vastaavasti pieni. Kyseisenä vuonna esiintyi huomattavan intensiivisiä sinileväkukintoja.

Keskimääräistä sateisempia olivat vuodet 1998, 2000 ja 2001. Vuosina 1998 ja 2000 kesäkuukaudet olivat tavanomaista sateisempia. Vuonna 2000 satoi runsaasti myös loppusyksyllä, mikä näkyi puhdistamoiden ohitusten kasvuna. Vuonna 2001 suurin osa kesästä oli helteinen, elokuussa esiintyi voimakkaita myrskytuulia ja rankkasateita ja loppusyksy oli poikkeuksellisen myrskyinen. Keskimääräistä vähemmän satoi vuosina 1995, 1997 ja 1999. Vuonna 1997 vallitsi heinä-elokuussa poikkeuksellisen helteinen ja vähäsateinen säätyyppi ja kasvukauden säteilysumma oli normaalia suurempi. Kun lisäksi ravinnetilanne oli levätuotannolle suotuisa, säätilanne johti levätuotannolle suotuisan ravinnetilanteen lisäksi poikkeuksellisen runsaisiin sinileväkukintoihin.

Vuoden 1995 sadesumma oli jonkin verran keskimääräistä pienempi. Helmikuu ja toukokuu olivat kylläkin normaalia sateisempia, mutta lauhan talven vuoksi osa talven sadannasta valui vesistöihin jo talven kuluessa ja huhtikuuhun ajoittunut kevättulva jäi melko vähäiseksi. Huhtikuu sekä varsinainen kesäaika kesäkuusta elokuuhun olivat normaalia vähäsateisempia. Kasvukauden aikainen kokonaissäteilyn määrä oli likimain normaali.

Vuoden 1996 sadesumma oli keskimääräistä tasoa. Talvella lumipeite oli melko vahva, valunta vesistöihin oli talvella pientä ja koko kevään ja alkukesän jokien virtaamat olivat suuria, mikä johti suureen maalta tulevaan hajakuormitukseen. Kesää luonnehti elokuun alussa alkanut pitkälle syksyyn jatkunut kuiva helteinen jakso. Kasvukauden aikainen kokonaissäteilyn määrä oli normaalia pienempi, mikä aiheutui alkukesän sateisuudesta.

Vuoden 1997 sadesumma oli tavanomaista pienempi. Varsinkin heinä-elokuussa vallitsi poikkeuksellisen helteinen ja vähäsateinen säätyyppi. Kasvukauden säteilysumma oli normaalia suurempi. Säätilanne johti ravinnetilanteen kehittymisen lisäksi poikkeuksellisen runsaisiin sinileväkukintoihin.

Vuosi 1998 oli puolestaan keskimääräistä sateisempi. Varsinkin kesäkuukausina satoi selvästi tavanomaista enemmän. Vastaavasti kokonaissäteilyn määrä oli kesäkuukausina tavanomaista alempi.

Vuosi 1999 oli varsinkin alkukesän osalta tavallista kuivempi ja kokonaissäteily tavanomaista korkeampi. Kesä oli vuoden 1997 tapaan hellekesä. Toukokuussa ja heinäkuussa pohjanläheisen veden kumpuaminen pintaveteen alensi meriveden lämpötilaa, eikä meriveden lämpötila noussut tavanomaista korkeammaksi. Luultavasti tästä johtuen ei merialueella päässyt muodostumaan erityisen voimakkaita sinileväkukintoja edullisista ravinneoloista huolimatta.

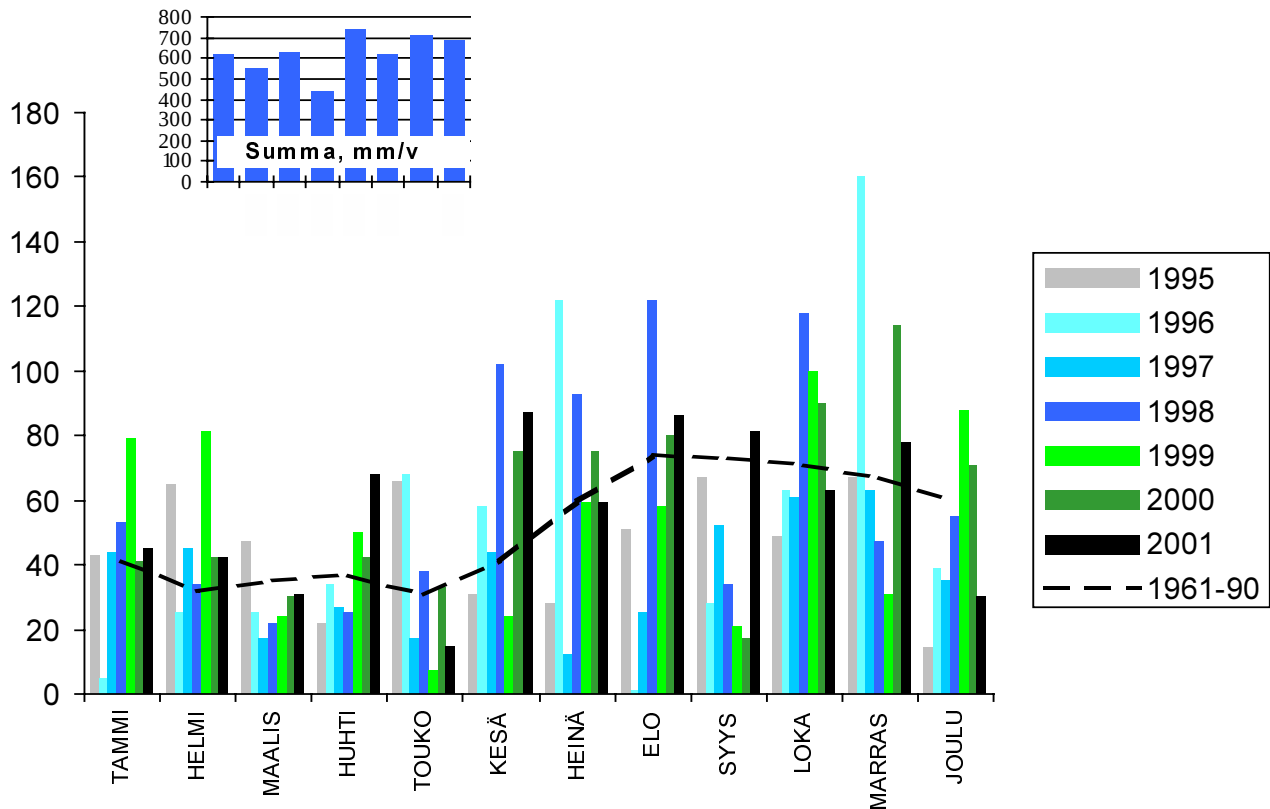
Vuosi 2000 oli jonkin verran keskimääräistä sateisempi. Kesäkuukausina ja varsinkin loppusyksyllä satoi runsaasti, mikä näkyi myös puhdistamoiden ohitusten kasvuna.

Myös vuosi 2001 oli jonkin verran keskimääräistä sateisempi. Säteilysumma kasvukauden aikana oli tavanomainen, toukokuu ja kesäkuun alkupuoli olivat kylmiä, heinäkuu ja elokuu sitä vastoin helteisiä. Elokuuta luonnehtivat kuitenkin myös myrskyt ja rankkasateet. Loppuvuosi oli tavanomaista myrskyisempi ja lumipeitekin saatiin rannikolle tavallista aikaisemmin, jo marraskuun loppupuolella.

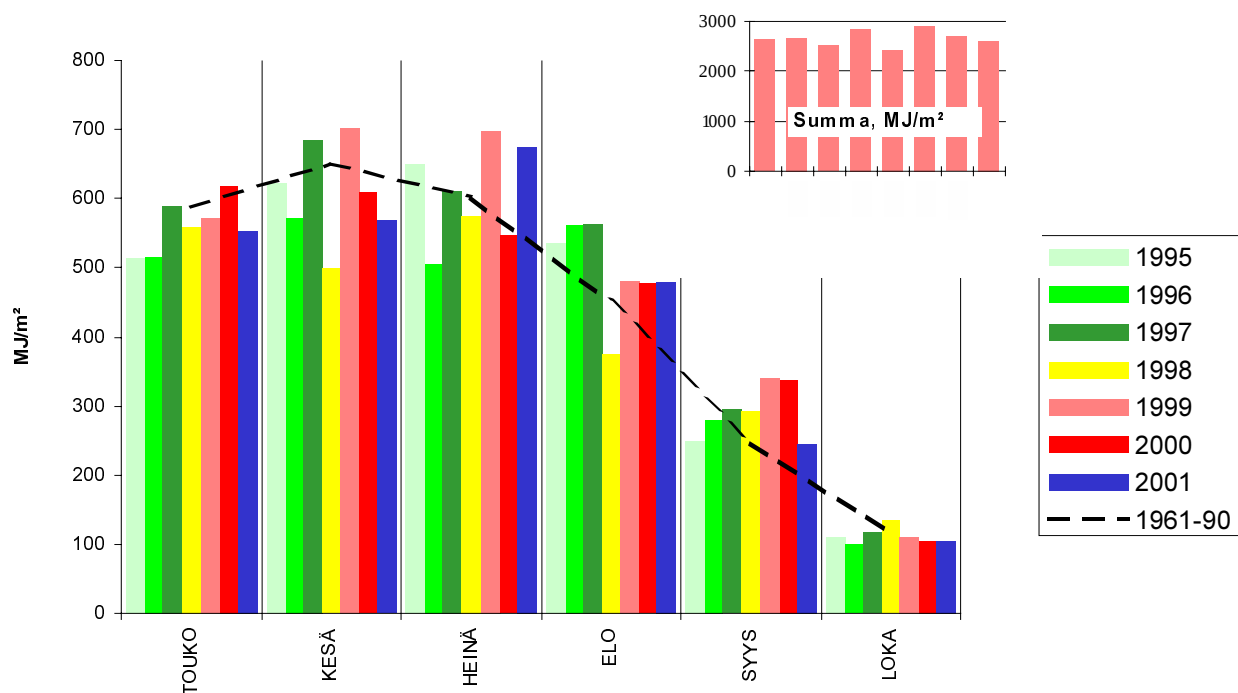
2.4 Jääpeite

Merialueen jääpeitteen kesto aika vaihtelee huomattavasti vuodesta toiseen. Viime aikoina on yleisesti arvioitu jäätalvien heikentyneen. Tarkkailujaksona jäätä esiintyi uloimmassa saaristossa kuitenkin useammin kuin edellisenä 10 vuoden jaksona. Lahtialueet ja sisäsaaristo saivat jääpeitteen joka vuosi (kuva 2.5). Lahti-alueilla (satama-alueet) jääpeitteen kesto aika vaihteli 77-142 vrk (keskimäärin 100 vrk), saaristossa 18-129 vrk (58 vrk) ja avomerellä 0-90 vrk (31 vrk). Tarkkailun aikana oli uloimmassa saaristossa vain yksi täysin jäätön talvi. Kuitenkin jääpeite oli useina vuosina avomerellä ja jätevesien purkualueilla uloimmassa saaristossa hyvin lyhytkestoinen. Talvi 1995/96 oli jakson talvista jäiden suhteen selvästi ankarin, tuolloin avomerikin oli Helsingin edustalla pysyvässä jääpeitteessä yli kahden kuukauden ajan.

Jäätyminen tapahtui lahtialueilla lähes aina ennen vuodenvaihdetta. Toukokuun loppuun mennessä jää oli lähtenyt pisimpäänkin kestäneinä talvina. Sisäsaaristossa meri jäättyi useimmiten ja ulkosaaristossa ja avomerellä aina - mikäli jäätymistä tapahtui - vasta vuodenvaihteen jälkeen.

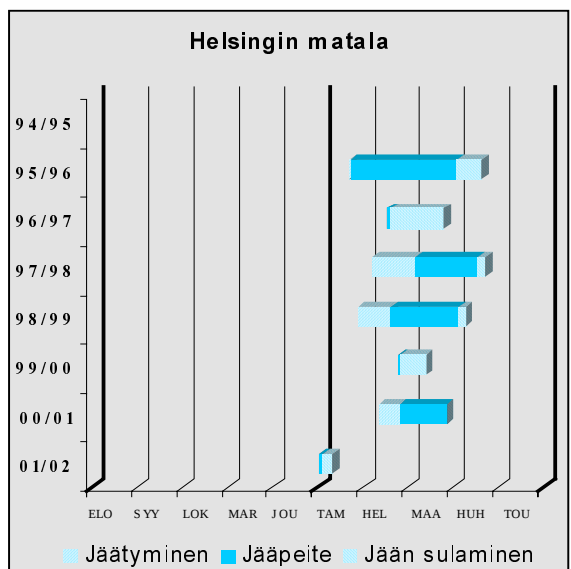
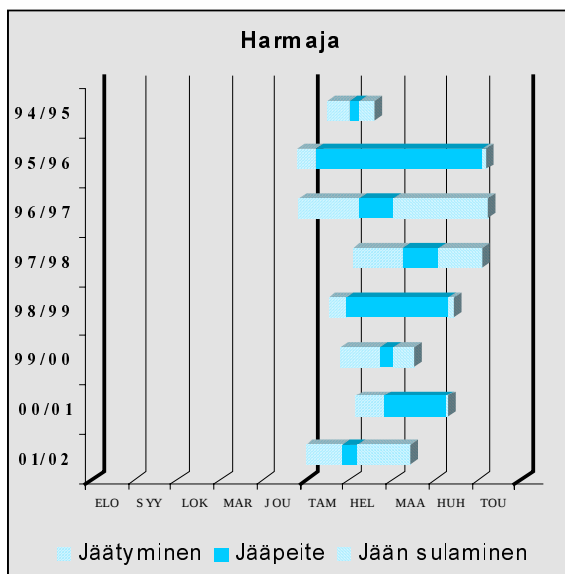
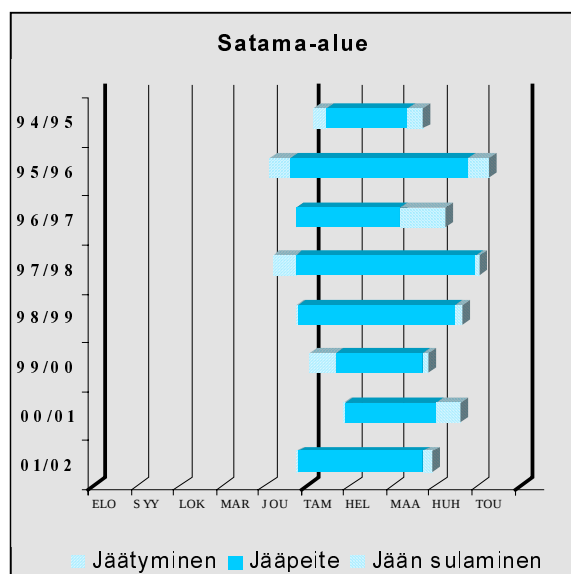


Kuva 2.3. Kuukauden sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 1961–90 (jakson keskiarvo = normaali) sekä vuosina 1995–2001.



Kuva 2.4. Kuukauden globaalisäteily (MJ/m²) Helsinki-Vantaan lentoasemalla vuosina 1961–90 (jakson keskiarvo = normaali) sekä vuosina 1995–2001.

Lähde: Ilmatieteen laitoksen kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon 1987–2002.



		A	B	C	D
Satama	1994/95	3.1.95	12.1.95	10.3.95	21.3.95
	1995/96	3.12.95	18.12.95	21.4.96	5.5.96
	1996/97	21.12.96	22.12.96	5.3.97	6.4.97
	1997/98	5.12.97	21.12.97	27.4.98	30.4.98
	1998/99	22.12.98	23.12.98	12.4.99	18.4.99
	1999/00	31.12.99	19.1.00	20.3.00	24.3.00
	2000/01	24.1.01	25.1.01	30.3.01	16.4.01
	2001/02	22.12.01	23.12.01	21.3.02	27.3.02
Harmaja	1994/95	13.1.95	29.1.95	5.2.95	15.2.95
	1995/96	23.12.95	5.1.96	30.4.96	3.5.96
	1996/97	24.12.96	5.2.97	1.3.97	5.4.97
	1997/98	31.1.98	7.3.98	1.4.98	2.5.98
	1998/99	14.1.99	26.1.99	8.4.99	12.4.99
	1999/00	22.1.00	19.2.00	29.2.00	14.3.00
	2000/01	2.2.01	22.2.01	6.4.01	8.4.01
	2001/02	29.12.01	24.1.02	3.2.02	12.3.02
Helsingin matala	1994/95	-	-	-	-
	1995/96	22.1.96	23.1.96	4.4.96	21.4.96
	1996/97	17.2.97	17.2.97	19.2.97	27.3.97
	1997/98	7.2.98	8.3.98	19.4.98	24.4.98
	1998/99	28.1.99	19.2.99	6.4.99	11.4.99
	1999/00	24.2.00	24.2.00	26.2.00	14.3.00
	2000/01	11.2.01	25.2.01	29.3.01	29.3.01
	2001/02	1.1.02	2.1.02	4.1.02	11.1.02

A = ensimmäinen jäätyminen

B = pysyvän jääpeitteen muodostuminen

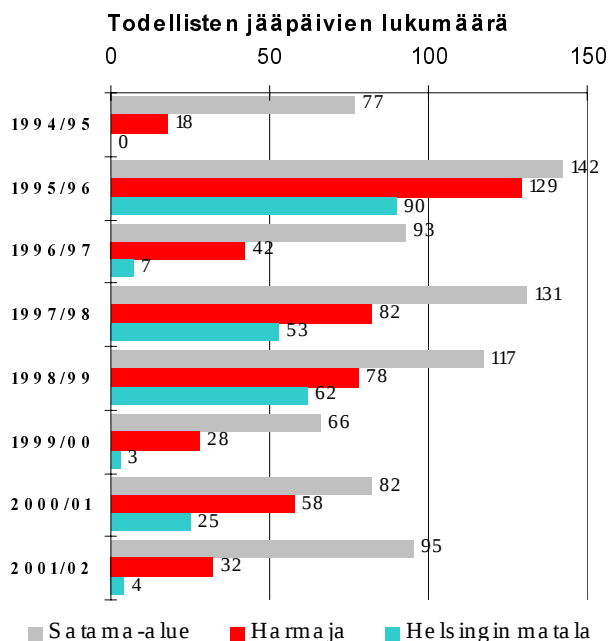
C = pysyvän jääpeitteen loppuminen

D = jään lopullinen katoaminen

Lähde:

- Ari Seinä, Hannu Grönvall, Simo Kalliosaari & Jouni Vainio, 1997: Jäätalvet 1991-1995 Suomen merialueilla. - Meri No 27, Helsinki 1996. - Finnish Marine Research, n:o 259, Helsinki 1991

- Ari Seinä, Hannu Grönvall, Simo Kalliosaari & Jouni Vainio, 2001: Jäätalvet 1996-2000 Suomen merialueilla. - Meri No 43, 2001, Jäätalvet 2000/01, 2001/02, Meritutkimuslaitoksen julkaisematonta aineistoa



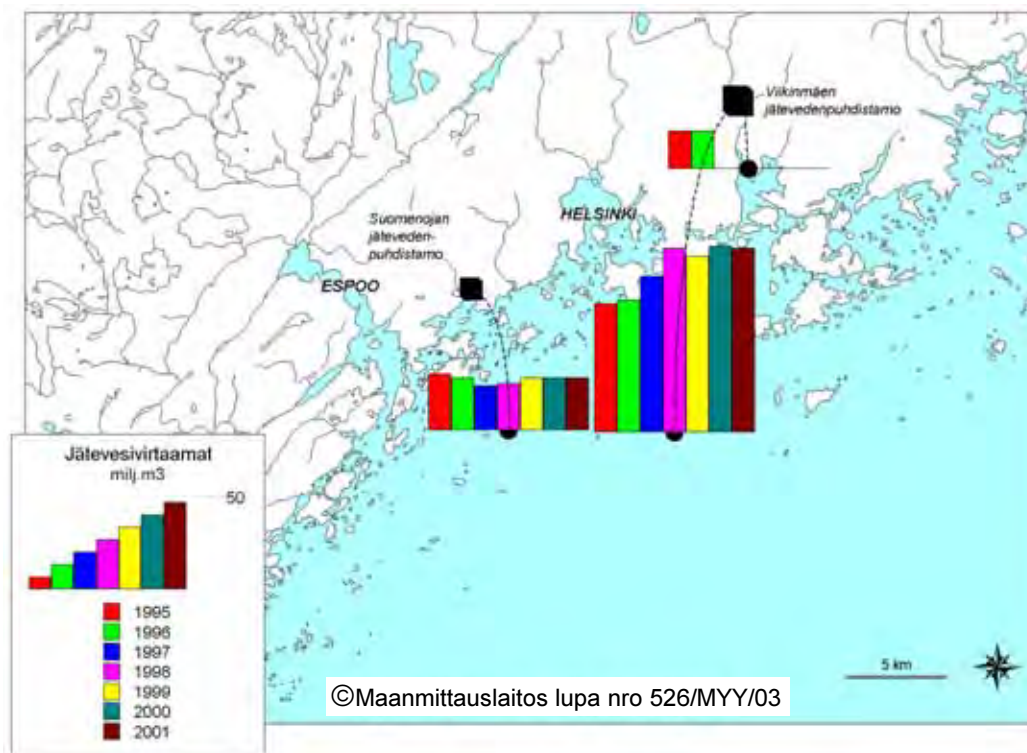
Kuva 2.5. Jäätyminen ja jään sulaminen Helsingin ja Espoon edustalla vuosina 1994-2002

Liisa Autio

3 Merialueen kuormitus

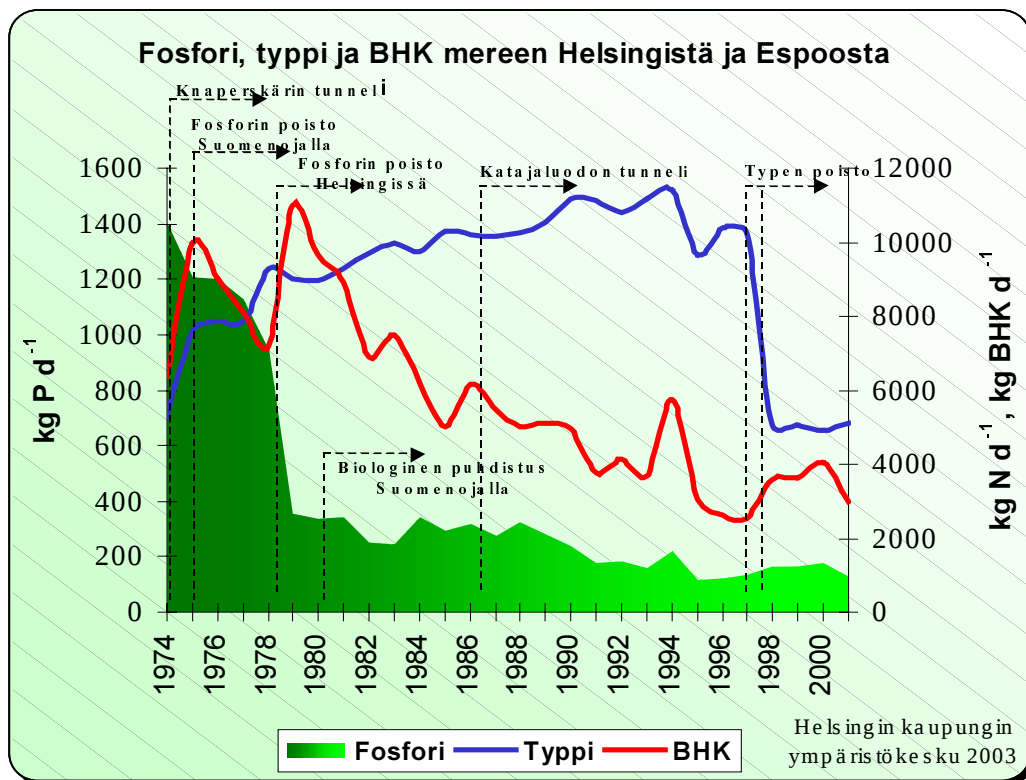
3.1 Yleistä

Helsingin ja Espoon kaupunkien sekä eräiden Keski-Uudenmaan kuntien jätevedet käsiteltiin vuosina 1995–2001 Helsingin Viikinmäen ja Espoon Suomenojan jätevedenpuhdistamoissa. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön keväällä 1994, jolloin lopetettiin viimeiset käytössä olleet vanhat puhdistamot Kyläsaarella, Viikissä ja Vuosaarella. Sekä Viikinmäen että Suomenojan jätevedenpuhdistamot ovat biologisia aktiivilietelaitoksia, joissa on käytössä fosforinpoisto rinnakkaissaostusperiaatteella (ferrosulfaatti) sekä esidenitrifikaatioon perustuva typenpoisto. Typenpoisto käynnistettiin täysimittaisesti puhdistamoille asetettuja typenpoistovaatimuksia vastaten vuoden 1997 lopulla ja mereen kohdistuva typpikuormitus on sen jälkeen alentunut noin 50 %. Jätevedet johdettiin puhdistamoilta kalliotunneleissa saariston ulkoreunaan Katajaluodon ja Ison Lehtisaaren ulkopuolelle. Lokakuussa 1995 Viikinmäen puhdistamon poistotunneli sortui, ja jätevedet jouduttiin johtamaan Vanhankaupunginselälle huhtikuuhun 1996 asti. Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamoiden jätevesivirtaama on vuosina 1995–2001 ollut yhteensä noin 120–130 milj. m³ vuodessa (kuva 3.1.). Helsingin ja Espoon jätevedenpuhdistuksen ja kuormituksen kehitystä 1970-luvun puolivälistä alkaen on esitetty kuvassa 3.2.



Purkupaikka	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Katajaluoto	68,1	70,1	83,3	97,4	94,1	98,9	97,7
Gåsgrundet	29,8	27,9	23,8	24,4	27,4	28,1	27,5
Viikki	20,1	20,3	0	0	0	0	0

Kuva 3.1. Helsingin ja Espoon kaupunkien jätevesien purkupaikat ja jätevesien kokonaisvirtaamat vuosina 1995–2001, milj. m³.



Kuva 3.2. Helsingin ja Espoon jätevedenpuhdistuksen ja kuormituksen kehitys 1970-luvun puolivälistä alkaen.

3.2. Helsingin jätevedenpuhdistamo

3.2.1 Puhdistusvaatimukset

Vuonna 1995 Viikinmäen puhdistamon poistotunneliin johdettaville jätevesille oli voimassa Länsi-Suomen vesioikeuden päätös nro 69/1990/1. Puhdistusvaatimukset olivat seuraavat:

Mereen johdettavan jäteveden keskimääräinen BHK_{7-ATU} -arvo ei saa neljännesvuosikeskiarvoina ylittää arvoa 20 mg/l eikä vuosikeskiarvona arvoa 15 mg/l. Vastaavasti fosforipitoisuus ei saa ylittää arvoa 1,5 mg P/l ja 1,0 mg P/l. Puhdistustehon on sekä BHK_{7-} :n että fosforin suhteen oltava vuosikeskiarvona vähintään 90 %.

Länsi-Suomen vesioikeus antoi 5.6.1995 uuden päätöksen nro 25/1995/1, jota vesiylioikeus on 22.2.1996 annettulla päätöksellä nro 25/1996 osittain muuttanut ja jonka korkein hallinto-oikeus on pysyttänyt vesiylioikeuden muuttamassa muodossa (nro 1216, 10.5.1997). Puhdistusvaatimukset olivat seuraavat:

Mereen johdettavan jäteveden BHK_{7-ATU} -arvo saa olla enintään 15 mg O₂/l ja kokonaisfosforipitoisuus enintään 0,5 mg P/l. Puhdistustehon tulee sekä BHK_{7-ATU} :n että fosforin suhteen olla vähintään 90 %. Arvot lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien.

Vuoden 1997 alusta lukien mereen johdettavan jäteveden BHK_{7-ATU}-arvo saa olla enintään 10 mg O₂/l ja kokonaisfosforipitoisuus enintään 0,5 mg P/l.

Puhdistamoa tulee käyttää ja hoitaa niin, että saavutetaan mahdollisimman hyvä kokonaispuhdistustulos typen suhteen. Puhdistamon prosessia tulee muuttaa typen poistoon soveltuvaksi niin, että vuoden 1997 loppuun mennessä koko laitoksen typen poiston teho on 50 % vuosikeskiarvona laskien mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien.

Vuoden 1997 loppuun mennessä luvan saajan on tehtävä vesioikeudelle hakemus typen ja fosforin poistoa koskevien lupaehtojen tarkistamiseksi. Tarkistuksen tavoitteena on typen poistotehon parantaminen vähintään tasolle 70 %. Poistoteho koskee biologisen käsittelyn tulosta silloin, kun prosessilämpötila on yli 12 °C. Tavoitteena on oltava 70 %:n typen poisto vuoden 2000 alusta lukien. Lisäksi on suunnittelun tavoitteena pidettävä fosforin osalta vähintään 95 %:n puhdistustehoa.

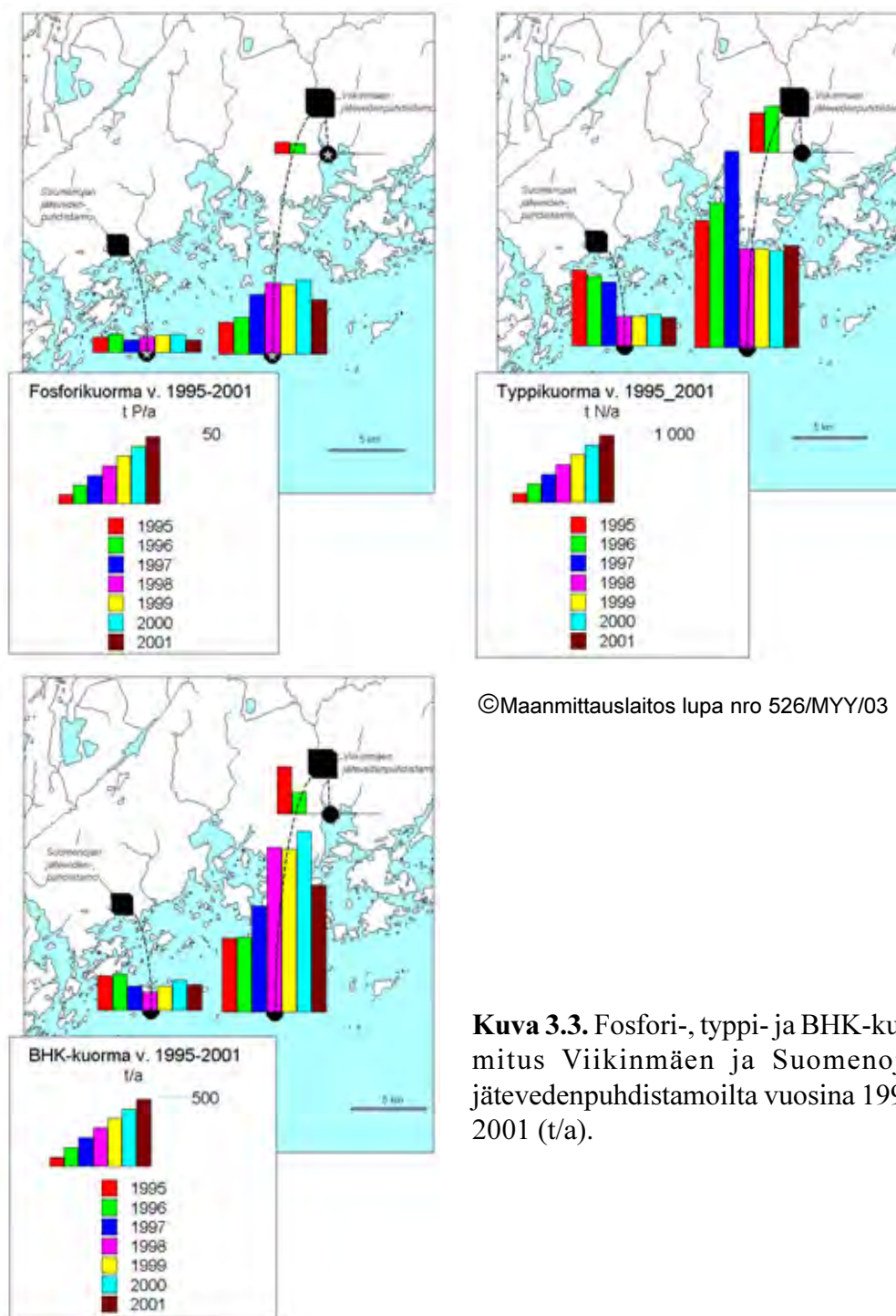
Typen ja fosforin päästörajoja tarkistettiin Länsi-Suomen vesioikeuden päätöksellä nro 59/1999/1, 8.9.1999, mitä päätöstä Vaasan hallinto-oikeus osittain muutti 24.3.2000 (nro 00/0011/2). Tarkistus oli seuraava:

Puhdistustehon typen suhteen tulee olla vähintään 50 % vuosikeskiarvona laskien mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien. Lisäksi vuodesta 2000 lähtien typen poistotehon tavoite on vähintään 70 %. Tavoite koskee biologisen käsittelyn tulosta silloin, kun prosessilämpötila on yli 12 °C jättäen kuitenkin huomioimatta ääriarvot, jotka johtuvat jäteveden johtamisesta mereen poikkeuksellisissa tilanteissa, joita voivat olla mm. rankkasateet, lumen äkillinen sulaminen tai erityisen kylmä ilma, tai näiden aiheuttamat häiriöt prosessissa. Suunnitelma 70 % typen poistovelvoitteeseen pääsemiseksi tulee toimittaa Uudenmaan ympäristökeskukseen vuoden 2000 loppuun mennessä.

3.2.2 Kuormitus Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta

Esidenitrifikaatioon perustuva typenpoisto on Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla ollut lupaehtojen mukaisesti käytössä vuoden 1997 lopusta. Typenpoiston käyttöönoton jälkeen on typpikuorma mereen alentunut vuositasolla noin 50 %. Tämän jälkeen typpikuormitus on pysynyt melko vakiona noin 1400 tonnissa per vuosi, eli hieman alle 4000 kilogrammassa per päivä (kuvat 3.3 ja 3.4). Fosfori- ja BHK-kuormitus on puolestaan hieman noussut 1990–2000 -lukujen vaihteessa verrattuna 1990-luvun puoliväliin.

Viikinmäen puhdistamolla lupaehtojen ylityksiä on tapahtunut melko usein BHK:n kohdalla ja joitakin kertoja fosforin kohdalla (taulukko 3.1). Ylitykset ovat tapahtuneet pääasiassa lumen sulamisen aikoihin keväällä tai erityisen sateisina aikoina, jolloin esiselkeytettyä jätevettä on jouduttu juoksuttamaan ohi biologisen puhdistuksen. Helsingin Veden mukaan Viikinmäen fosforikuormituksesta noin puolet tulee ohijuoksutuksista.

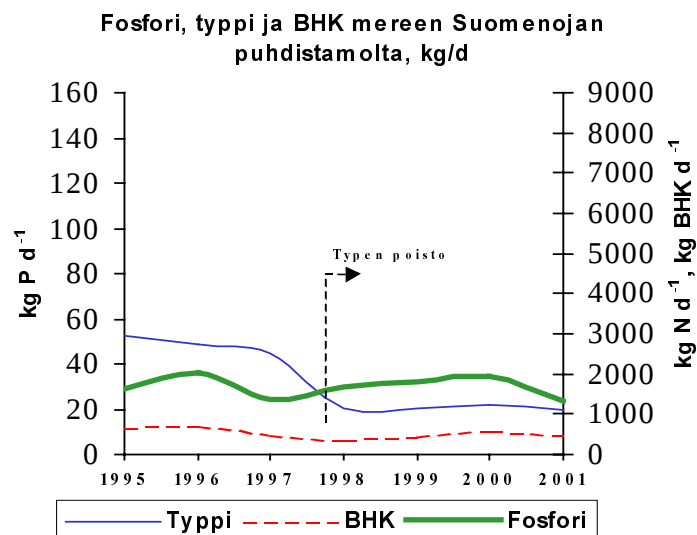
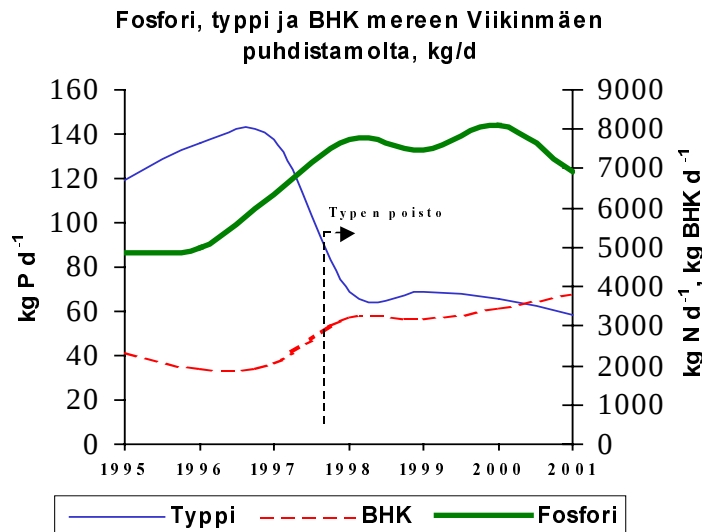


©Maanmittauslaitos lupa nro 526/MYY/03

Kuva 3.3. Fosfori-, typpi- ja BHK-kuormitus Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamoilta vuosina 1995–2001 (t/a).

Purkupaikka	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Katajaluoto, t P/a	22	25	41	50	49	52	38
Gåsgrundet, t P/a	11	13	9	11	12	13	8,7
Viikki, t P/a	9	7	0	0	0	0	0
Katajaluoto, t N/a	1840	2081	2832	1420	1420	1384	1460
Gåsgrundet, t N/a	1077	991	924	422	424	450	402
Viikki, t N/a	576	688	0	0	0	0	0
Katajaluoto, t BHK/a	526	536	750	1175	1161	1285	909
Gåsgrundet, t BHK/a	245	259	175	126	166	208	178
Viikki, t BHK/a	338	160	0	0	0	0	0

Lokakuussa 1995 Viikinmäen puhdistamon poistotunneli sortui, ja jätevedet jouduttiin johtamaan Vanhankaupunginselälle huhtikuuhun 1996 asti. Puhdistetun jäteveden virtaama Vanhankaupunginselälle oli noin 20 milj. m³ sekä vuoden 1995 lopussa että vuoden 1996 alussa (kuva 3.1). Vuonna 1986 ennen Katajalaudon purkutunnelin valmistumista, jolloin Viikin ja Kyläsaaren puhdistamoiden jätevedet johdettiin viimeistä vuotta Vanhankaupunginselälle, oli jätevesivirtaama sinne noin 70 milj. m³.



Kuva 3.4. Keskimääräiset päivittäiset fosfori-, typpi- ja BHK-kuormat Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamoilta (kg/d).

3.3. Espoon jätevedenpuhdistamo

3.3.1 Puhdistusvaatimukset

Vuosina 1995-2001 Suomenojan puhdistamon poistotunneliin johdettaville jätevesille oli voimassa Länsi-Suomen vesioikeuden päätös nro 101/1990/1, annettu 14.11.1990. Lupaehtojen keskeinen sisältö puhdistustuloksen kannalta oli seuraava:

Vesistöön johdettavan jäteveden $BHK_{7(ATU)}$ -arvo saa olla enintään 10 mg/l ja kokonaisfosforipitoisuus enintään 0,5 mg P/l neljännesvuosikeskiarvoina. Puhdistustehon on oltava kummankin osalta vähintään 90 %. Lisäksi on pidettävä tavoitteena kokonaisfosforin osalta vähintään 95 % puhdistustehoa. Tulokset lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina ohitukset ja häiriötilanteet mukaan lukien. Vesiylivoikeuden päätöksen (18.9.1991) mukaan jäteveden käsittelyssä on pyrittävä mahdollisimman hyvään ammonium- ja kokonaistypen poistoon. Tavoitteena tulee vuoden 1998 alusta olla vähintään 65 %:n kokonaistypen poisto vuosikeskiarvona laskettuna mahdolliset ohijuoksutukset ja häiriötilanteet mukaan lukien.

Länsi-Suomen ympäristölupaviraston uusi päätös nro 17/2001/1 annettiin 24.4.2001. Vaasan hallinto-oikeus antoi lopullisen päätöksen nro 02/0041/3 18.2.2002. Lupaehtojen keskeinen sisältö puhdistustuloksen kannalta on tällä hetkellä seuraava:

Vesistöön johdettavan jäteveden $BHK_{7(ATU)}$ -arvo saa olla enintään 10 mg/l ja kokonaisfosforipitoisuus enintään 0,5 mg P/l neljännesvuosikeskiarvoina. Puhdistustehon on oltava kummankin osalta vähintään 90 %. Tulokset lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina ohitukset ja häiriötilanteet mukaan lukien. Puhdistamoa tulee käyttää ja hoitaa siten, että saavutetaan mahdollisimman hyvä puhdistustulos typen suhteen. Puhdistamolta lähtevän veden kokonaistypen pitoisuus saa olla enintään 20 mg/l/vrk silloin, kun puhdistusprosessin lämpötila on vähintään 12 °C. Kokonaistypen poistotehon tavoitteen tulee kuitenkin olla 70 % vuosikeskiarvona laskettuna.

3.3.2 Kuormitus Suomenojan jätevedenpuhdistamolta

Myös Suomenojan puhdistamolla otettiin typenpoisto käyttöön vuoden 1997 lopussa, jolloin typpikuormitus mereen laski noin 50 % (kuvat 3.3 ja 3.4). Fosfori- ja BHK-kuormitus on pysynyt melko tasaisena vuosina 1995-2001. Suomenojan puhdistamon jätevesivirtaama ja kuormitus on ollut noin 28 % Viikinmäen virtaamasta ja kuormituksesta.

Vuosina 1996 (heinä- ja marraskuussa) sekä marraskuussa 2000 valui puhdistamon vieressä olevasta, jätevesimäärien tasaamiseen käytetystä lammikosta jätevettä viereiselle Ryssjeholmsfjärdenille. Nämä päästöt ovat näkyneet paikallisina korkeampina sameusarvoina, ravinnepitoisuuksina sekä bakteerimäärinä.

Suomenojan jätevedenpuhdistamolla lupaehtojen ylitykset ovat olleet hyvin harvinaisia. Vuoden 1996 lopulla puhdistamolla oli fosforin poistossa toimintahäiriöitä. Tämän lisäksi vuoden 1995 alussa BHK:n pitoisuus ja vuoden 2000 toisella vuosineljänneksellä fosforin pitoisuus ovat olleet yli lupaehtojen (taulukko 3.1).

Taulukko 3.1. Lupaehdot ja toteutuneet puhdistustulokset Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamoilla 1995–2001. Toteutunut-sarakkeissa on esitetty kunkin vuosineljänneksen toteutunut pitoisuus ja puhdistusteho sekä vuoden keskiarvo. Lupaehtojen ylitykset on merkitty tummennettuina.

		Viikinmäen puhdistamo		Suomenojan puhdistamo	
		Lupaehto	Toteutunut ¹⁾	Lupaehto	Toteutunut ¹⁾
1995	BHK ₇	Pit. ≤ 20 mg/l	6/8/9/18 mg/l (10)	Pit. ≤ 10 mg/l	12/7/6/6 mg/l (8)
		Puhd.teho ≥ 90 %	96/97/96/94 % (96)	Puhd.teho ≥ 90 %	93/96/97/96 % (95)
	P	Pit. ≤ 1,5 mg/l	0,2/0,4/0,4/0,5 mg/l (0,4)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,3/0,3/0,3 mg/l (0,4)
		Puhd.teho ≥ 90 %	95/93/94/94 % (94)	Puhd.teho ≥ 90 %	90/95/96/96 % (94)
	N	–	15/24/22/32 % (24)	–	10/12/29/18 % (17)
1996	BHK ₇	Pit. ≤ 15 mg/l	8/8/8/7 mg/l (8)	Pit. ≤ 10 mg/l	9/10/8/10 mg/l (9)
		Puhd.teho ≥ 90 %	97/96/96/96 % (96)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/94/95/94 % (95)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,4/0,3/0,4/0,3 mg/l (0,4)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,3/0,4/0,4/0,7 mg/l (0,5)
		Puhd.teho ≥ 90 %	96/94/93/94 % (94)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/93/94/87 % (93)
	N	–	30/12/18/16 % (18)	–	13/13/21/24 % (17)
1997	BHK ₇	Pit. ≤ 10 mg/l	11/10/8/6 mg/l (9)	Pit. ≤ 10 mg/l	8/8/7/6 mg/l (7)
		Puhd.teho ≥ 90 %	93/95/97/97 % (96)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/96/97/97 % (96)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,6/0,4/0,4 mg/l (0,5)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,4/0,3/0,4/0,4 mg/l (0,4)
		Puhd.teho ≥ 90 %	90/90/94/95 % (92)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/95/95/95 % (95)
	N	–	8/10/26/35 % (19)	–	16/21/24/36 % (24)
1998	BHK ₇	Pit. ≤ 10 mg/l	9/15/10/14 mg/l (12)	Pit. ≤ 10 mg/l	4/5/3/5 mg/l (5)
		Puhd.teho ≥ 90 %	95/91/94/90 % (92)	Puhd.teho ≥ 90 %	98/97/98/97 % (97)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,6/0,5/0,5 mg/l (0,5)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,4/0,4/0,4/0,4 mg/l (0,4)
		Puhd.teho ≥ 90 %	92/87/91/90 % (90)	Puhd.teho ≥ 90 %	95/95/95/92 % (94)
	N	Puhd.teho ≥ 50 %	51/53/64/57 % (57)	Puhd.teho	60/68/68/71 % (67)
				tavoite ≥ 65 %	
1999	BHK ₇	Pit. ≤ 10 mg/l	13/15/7/13 mg/l (12)	Pit. ≤ 10 mg/l	7/8/3/5 mg/l (6)
		Puhd.teho ≥ 90 %	94/92/97/93 % (94)	Puhd.teho ≥ 90 %	97/96/99/98 % (97)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,7/0,4/0,5 mg/l (0,5)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,4/0,4/0,4 mg/l (0,4)
		Puhd.teho ≥ 90 %	93/88/94/91 % (92)	Puhd.teho ≥ 90 %	93/93/96/94 % (94)
	N	Puhd.teho ≥ 50 %	69/53/63/56 % (60)	Puhd.teho	70/65/75/62 % (68)
				tavoite ≥ 65 %	
2000	BHK ₇	Pit. ≤ 10 mg/l	17/15/7/12 mg/l (13)	Pit. ≤ 10 mg/l	6/10/3/9 mg/l (7)
		Puhd.teho ≥ 90 %	90/93/97/92 % (93)	Puhd.teho ≥ 90 %	97/95/99/94 % (96)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,7/0,6/0,4/0,5 mg/l (0,5)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,3/0,6/0,4/0,5 mg/l (0,5)
		Puhd.teho ≥ 90 %	86/91/94/91 % (91)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/92/96/92 % (94)
	N	Puhd.teho ≥ 50 %	65/67/66/55 % (63)	Puhd.teho	67/68/70/63 % (67)
				tavoite ≥ 65 %	
2001	BHK ₇	Pit. ≤ 10 mg/l	15/12/6/6 mg/l (9)	Pit. ≤ 10 mg/l	8/9/4/5 mg/l (6)
		Puhd.teho ≥ 90 %	93/92/97/97 % (95)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/95/98/98 % (97)
	P	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,5/0,4/0,4/0,3 mg/l (0,4)	Pit. ≤ 0,5 mg/l	0,3/0,4/0,3/0,3 mg/l (0,3)
		Puhd.teho ≥ 90 %	93/91/95/95 % (94)	Puhd.teho ≥ 90 %	96/94/96/96 % (96)
	N	Puhd.teho ≥ 50 %	68/53/64/60 % (60)	Puhd.teho	68/69/71/71 % (69)
				tavoite ≥ 65 %	

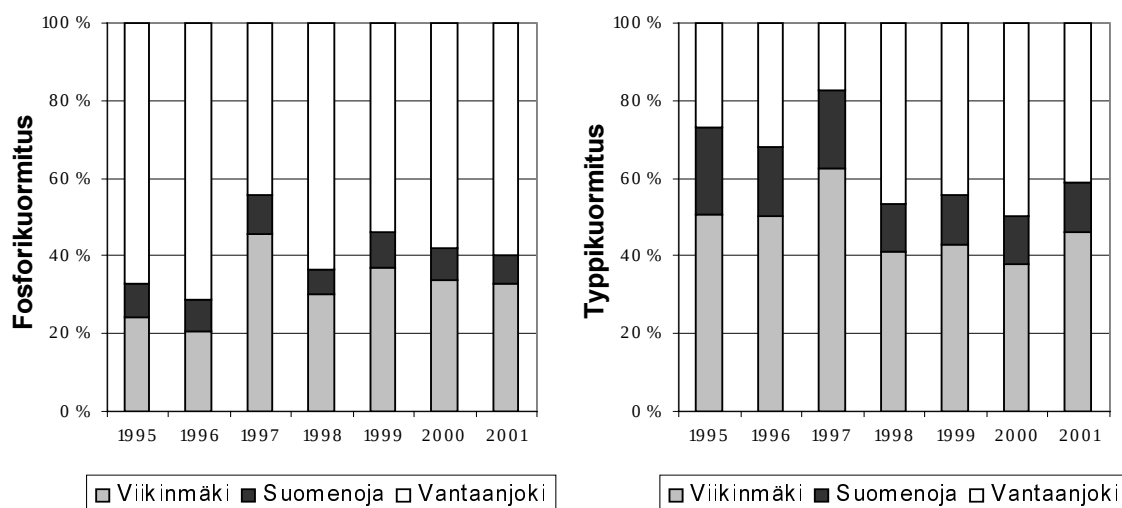
1) 1. vuosineljännes / 2. vuosineljännes / 3. vuosineljännes / 4. vuosineljännes (vuoden keskiarvo)

3.4 Vantaanjoki¹

Vantaanjoki laskee Vanhankaupunginselälle. Joen vesi on sameaa ja runsasravinteista johtuen valuma-alueen savisuudesta ja maatalousvaltaisuudesta. Vantaanjoen mukanaan tuoma kuormitus on lähtöisin fosforin osalta noin 60-prosenttisesti ja typen osalta noin 45-prosenttisesti peltoviljelystä. Joki kuljettaa pääosan ravinnekuormastaan suurten virtaamien aikaan. Siten myös eri vuosien sademäärien vaihtelu sekä sateiden ajoittuminen paljaan maan tai kasvipeitteisen maan ajoille vaikuttaa joen tuomiin ravinnemääriin. Sateisten kesien 1996 ja 1998 ja kuivien kesien 1997 ja 1999 ero näkyy selvästi Vantaanjoen tuomissa fosforimäärissä (Taulukko 3.2). Vantaanjoen tuoma fosforikuormitus on 1995–2001 ollut hieman suurempi kuin Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuormitus (kuva 3.5). Typen osalta Vantaanjoen kuormitus on typenpoiston aloittamisen jälkeen vuosina 1998–2001 ollut Viikinmäkeä hieman pienempi tai samansuuruisen.

Taulukko 3.2. Vantaanjoen mereen tuomat fosfori- ja typpimäärät (t/a).

	Fosfori	Typpi
1995	85	1280
1996	111	1770
1997	40	780
1998	105	1600
1999	71	1460
2000	89	1821
2001	69	1303



Kuva 3.5. Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamoiden sekä Vantaanjoen mereen tuoman fosfori- ja typpikuormituksen osuudet vuosina 1995–2001.

¹ Männynsalo & Oksanen 2000. Vantaanjoen vesistön yhteistarkkailu 1996–1999. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. julkaisu 46/2000.

Vahtera 2001. Vantaanjoen yhteistarkkailu. Vedenlaatu vuonna 2000. VHVSJ julkaisu 47/2001.

Vahtera 2002. Vantaanjoen yhteistarkkailu. Vedenlaatu vuonna 2001. VHVSJ julkaisu 48/2002.

Lauri Pesonen

4 Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen laatu

Yleistä

Vuosittaisia muutoksia alueen fysikaalisessa, kemiallisessa ja hygieenisessä tilassa on käsitelty yksityiskohtaisesti vuotuisissa velvoitetarkkailuraporteissa.

Havaintopaikat ja näytteenotto

Helsingin ja Espoon edustan merialueen yhteistarkkailun kemiallis-fysikaalis-hygieenisessä osassa noudatettiin vuonna 1995 yleisohjelmaa, joka nojautui vuosille 1992–1994 hyväksyttyyn tarkkailun yleisohjelmaan. Vuosina 1996–2001 noudatettiin vuosille 1996–2000 hyväksyttyä yleisohjelmaa, jonka mukaista ohjelmaa ja aikataulua noudatettiin myös vuonna 2001.

Tarkkailussa oli yhteensä 44 havaintopaikkaa, jotka ohjelmarungon mukaisesti jakautuivat ns. intensiivihavaintopaikkoihin (8–14 havaintopaikkaa vuodesta riippuen), joilta näytteitä otettiin kuukausittain, ja laajemman alueellisen tarkkailun havaintopaikkoihin (31–46 havaintopaikkaa), joilta näytteet otettiin neljä kertaa vuodessa kolmen vuoden välein vuosina 1995, 1998 ja 2001.

Havaintopaikkojen sijainti on esitetty alueen kuvauksen yhteydessä (kuva 2.2). Nimet, syvyydet, koordinaatit ja näytesyvytydet on esitetty taulukossa 4.1.

Taulukko 4.1. Fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen intensiivitarkkailun havaintopaikat, niiden syvyys ja sijainti, näytteenottosyvytydet ja vuodet, joina tämän raportin käsittämä aikana on otettu näytteitä

Nimi	Nro	Syv.	Sijainti	Näytesyvyys	Tarkkailuvuodet
Vanhankaupungin-selkä	4	2.5	255530-667645	0, 2.5	1995-2001
Vasikkasaari	18	16	255600-667155	0, 5, 10, 16	1995-2001
Flathällgrundet	39	32	255444-666463	0, 15, 32	1995-2001
Laajalahti	87	3.5	254724-667629	0, 3	1995, 1998-2001
Porsas	94	9	254934-667392	0, 4, 8	1995-2001
Skatanselkä	111	12	256666-667668	0, 5, 12	1995-2001
Länsi Tonttu	114	49	256269-666402	0, 5, 10, 20, 30, 45	1995-2001
Ryssjeholmsfjärden	117	3	254021-667065	0, 3	1995-2001
Stora Mickelskären	123	26	253280-665622	0, 13, 26	1996-2001
Katajaluoto	125	27	254972-666530	0, 5, 10, 20, 27	1995-2001
Knaperskär	147	26	254112-666336	0, 5, 10, 20, 26	1995-2001
Berggrund	148	50	254220-665617	0, 25, 50	1995-2001
Gråskärsbådan	149	30	255029-666069	0, 15, 30	1995-2001
Koiraluoto	168	31	254872-666340	0, 15, 30	1995-2001

Taulukko 4.2. Fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen tarkkailun muut havaintopaikat (ns. laaja tarkkailu), niiden syvyys ja sijainti, näytteenottosyvyydet ja vuodet, joina tämän raportin käsittämä aikana on otettu näytteitä.

Nimi	Nro	Syv.	Sijainti	Näytesyvyys	Tarkkailuvuodet
Katajanokka	16	11	255469-667340	0, 5, 11	1995-2001
Tullisaarenselkä	23	10	255743-667511	0, 5, 10	1995,1996,1998, 2001
Villasaarenselkä	29	12	256233-667329	0, 5, 12	1995,1996,1998, 2001
Itä-Villinki	36	33	256356-667143	0, 3, 5, 10, 20, 32	1995,1996,1998, 2001
Husunkivi	44	25	255385-667052	0, 10, 20	1995-2001
Hernesaari	48	13	255213-667146	0, 5, 12	1995,1996,1998, 2001
Koirakari	55	20	255050-666831	0, 10, 20	1995-2001
Kytön väylä	57	30	254409-666383	0, 15, 30	1995,1998, 2001
Lauttasaarenselkä	62	11	255018-667125	0, 5, 10	1995,1996,1998, 2001
Melkin selkä	68	17	254769-666948	0, 5, 10, 16	1995,1996,1998, 2001
Westendinselkä	75	7	254622-667239	0, 5, 7	1995,1996,1998, 2001
Bodön selkä	107	17	254282-666715	0, 5, 10, 17	1995,1998, 2001
Granö	113	6	256863-668146	0, 6	1995-2001
Espoonlahti	118	10	253292-667259	0, 5, 12	1995,1998, 2001
Espoonlahti	120	12	253669-666652	0, 5, 10	1995,1998, 2001
Kytö	122	40	253922-666148	0, 5, 10, 20, 30, 40	1995,1998, 2001
Kuggensten	127	31	255607-666840	0, 15, 30	1995,1996,1998, 2001
Porolahti	129	1	255833-667580	0	1995,1996,1998, 2001
Kaisaniemenlahti	132	1	255261-667439	0	1995,1996,1998, 2001
Eteläsatama	133	6	255313-667311	0	1995,1996,1998, 2001
Hietalahti	134	5	255144-667258	0	1995,1998, 2001
Lapinlahti	136	3	255027-667367	0	1995-2001
Pieni Huopalahti	137	2	254911-667595	0	1995,1998, 2001
Otsolahti	139	2	255050-666831	0	1995,1998, 2001
Juktisgrund	152	38	253630-665293	0, 15, 38	1995,1998, 2001
Knaperskär	154	15	254250-666504	0, 5, 15	1995,1998, 2001
Knaperskär	156	28	254250-666187	0, 5, 10, 28	1995,1998, 2001
Merisatama	165	2	255286-667170	0	1995,1996,1998, 2001
Pentarn	166	50	257130-666713	0, 25, 47	1995,1998, 2001
Musta Hevonen	181	14	256968-667548	0, 5, 13	1995,1998, 2001

Määritykset

Tarkkailussa on käytetty seuraavia määrittämiä ja määrittämenetelmiä:

-näkösyvyys	valkolevynä Ruttner-noutimen kansi
-lämpötila	Ruttner-noutimen lämpömittari
-suolaisuus*	WTW Microprocessor Conductivity Meter LF 2000
-sameus	SFS 3024
-pH*	SFS 3021
-hapen pitoisuus	SFS 3040
-hapen kyllästys	
-NH ₄ -tyypen pitoisuus*	SFS-EN 11732
-NO ₂ -tyypen pitoisuus*	SFS 3029
-NO ₃ -tyypen pitoisuus*	SFS-EN ISO 13395
-tyypen kokonaispitoisuus*	autom. analysaattori
-PO ₄ -fosforin pitoisuus*	SFS 3025
-fosforin kokonaispitoisuus*	SFS 3026 (sov.)
-lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys*	SFS 4088

Määritykset tehtiin Helsingin ympäristökeskuksen ympäristölaboratoriossa ja ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä. Mittatekniikan keskus on todennut ympäristölaboratorion pätevyyden (akkreditointitodistus Nro T58/A/96). Edellä olevassa määritysluettelossa on akkreditoitujen menetelmien perässä merkki *.

4.1 Merialueen tila

Esitetty aineisto

Vesipatsaskeskiarvot ns. intensiivitarkkailun havaintopaikoilta (ks. taulukko 4.1) kultakin havaintokerralta vuosina 1995–2001 eri parametrien osalta esitetään liitteessä 1.

Kuvassa 4.1.1 esitetään *näkösyvyyden* muuttuminen merialueella vuosina 1995–2001.

Kuvassa 4.1.2 esitetään samanarvon käyrinä pintaveden keskimääräinen *suolaisuus* merialueella vuonna 2001 ja kuvissa 4.1.3–4.1.4 suolaisuuden kehitys ulkosaariston pintavedessä sekä pohjanläheisessä vedessä vuosina 1995–2001.

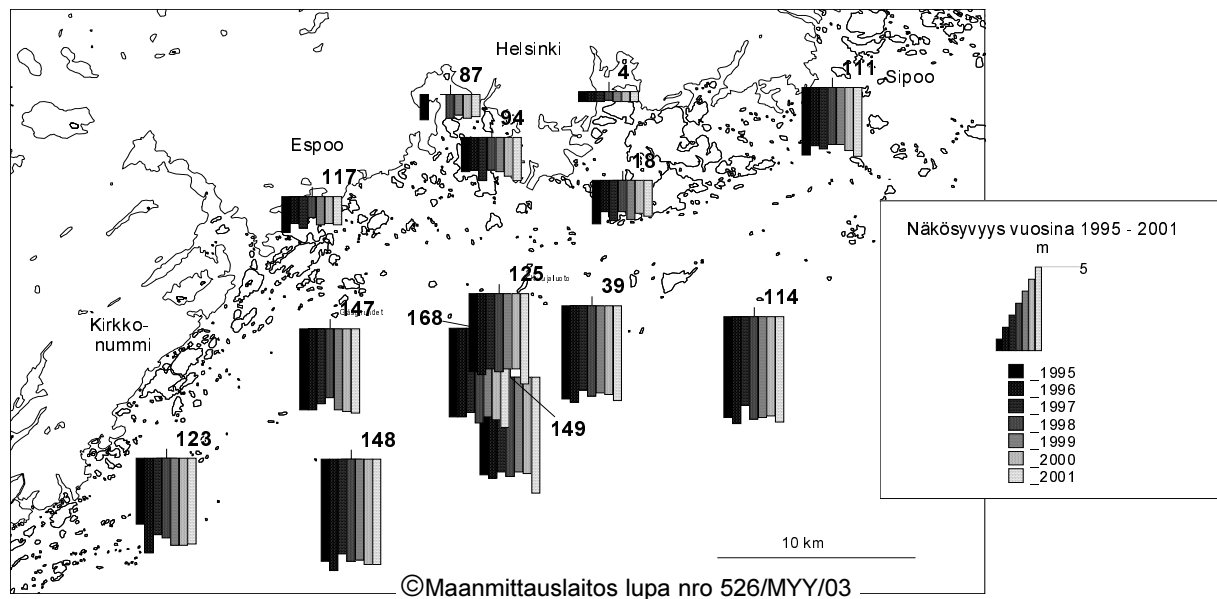
Kuvassa 4.1.5 esitetään *happikyllästyksen* muutoksia pohjanläheisessä vedessä Katajaluodon purkalueella ja ulkosaariston vuosina 1995–2001.

Kuvassa 4.1.6 esitetään *fosforin* keskimääräinen kokonaispitoisuus pintavedessä koko merialueella vuonna 2001 ja kuvassa 4.1.7 fosforin kokonaispitoisuuden muutos ulkosaariston purkualueilla ja vertailualueella (havaintopaikat 114, 125 ja 147) vuosina 1995–2001. Kuvassa 4.1.8 esitetään *typen* keskimääräinen kokonaispitoisuus pintavedessä koko merialueella vuonna 2001, kuvassa 4.1.9 typen kokonaispitoisuuden muutos ulkosaaristossa vuosina 1972–2001 ja kuvassa 4.1.10 typen ja fosforin kokonaispitoisuuksien suhteen (N/P-suhde) kehitys purkualueilla ja vertailualueella vuosina 1995–2001.

Kuvissa 4.1.12–4.1.14 esitetään *lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien* tiheyden muutos vuosina 1995–2001 pintavedessä lahtialueilla (havaintopaikat 4, 18, 87, 94 ja 117) ja ulkosaaristossa (havaintopaikat 114, 125 ja 147) sekä kuvassa 4.1.15 lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheyden muutos koko vesipatsaassa ulkosaariston purkualueilla ja vertailualueella (havaintopaikat 114, 125 ja 147).

Näkösyvyys

Näkösyvyys merialueella vaihtelee voimakkaasti alueen mereisyyden ja ajankohdan mukaan. Rannikon lähellä, etenkin Vantaanjoen vaikutusalueella, jokivesien aiheuttama savisamennus vähentää veden läpinäkyvyyttä kaikkina vuodenaikoina. Varsinkin kesällä myös plankton pienentää näkösyvyyttä lahtialueilla. Pienin näkösyvyys on Vantaanjoen aiheuttaman savisamennuksen vuoksi Vanhan-kaupunginselällä (kuva 4.1.1), vuosien 1995–2001 keskimääräisten vuotuisten



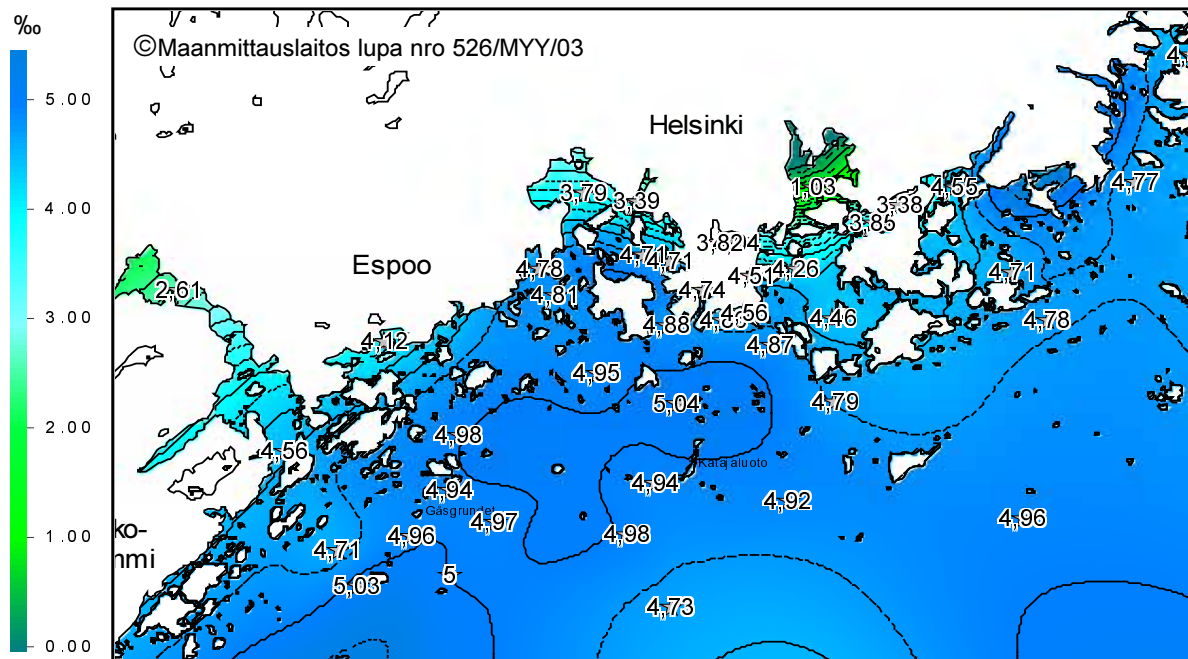
Kuva 4.1.1. Keskimääräinen vuotuinen näkösyyvyys Helsingin ja Espoon edustan merialueella vuodesta 1995 vuoteen 2001.

näkösyyvyysarvojen keskiarvo on 0,5 m, pienimmillään näkösyyvyys Vanhankaupunginselällä on ollut vain 10 cm. Saaristossa ja ulkomerellä savisamennuksen aiheuttama näkösyyvyyden väheneminen on pienempää, planktonsamennus sitä vastoin on merkittävä varsinkin kevään tuotantomaksimin aikana. Verrattuna 60–70-lukuihin näkösyyvyys on merkittävästi alentunut saaristossa rehevöitymisen seurauksena. Viime vuosina näkösyyvyys on useimmilla havaintopaikoilla jonkin verran kasvanut. Keskimäärin näkösyyvyys (vuosikeskiarvot) on vaihdellut saaristossa 3–5 m, suurin mitattu näkösyyvyys jaksolla 1995–2001 on ollut 8,5 m (Gråskärsbådan maaliskuussa 1998).

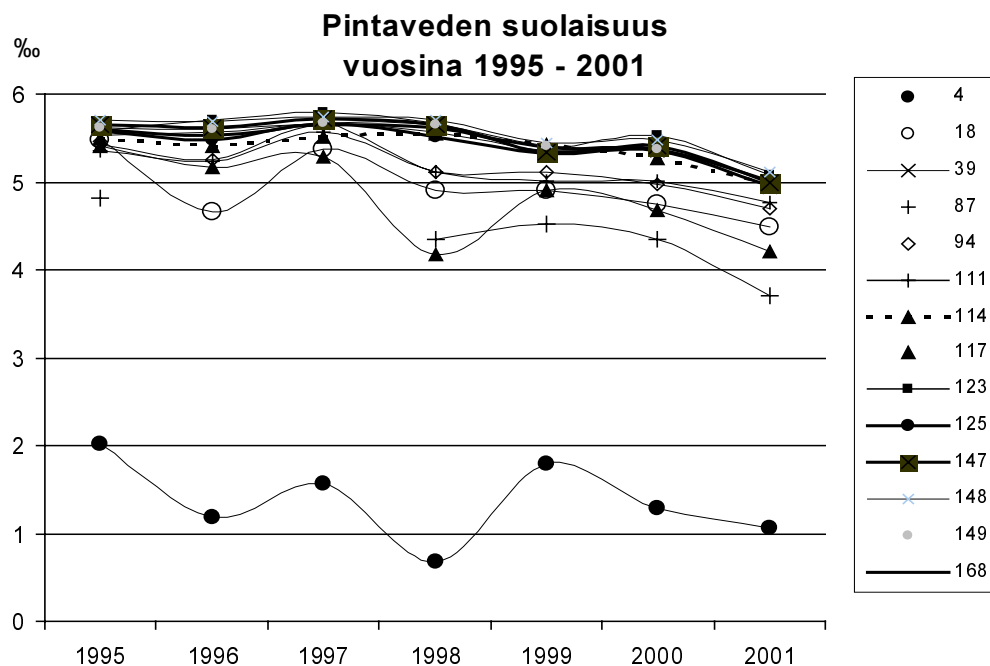
Suolaisuus

Kuvassa 4.1.2 on esitetty alueen pintaveden keskimääräinen suolaisuus vuonna 2001. Alueella vallitsee selvä suolaisuuden gradientti rannikolta avomerelle. Vanhankaupunginselällä suolaisuuden vuosikeskiarvo on yleensä ollut <2 %. Laajalahdella ja Espoon rannikolla, missä makean jokiveden osuus on pienempi, suolaisuus on yleensä ollut noin 4,5 %. Saaristossa ja ulkosaaristossa pintaveden suolaisuus on yleensä vaihdellut 5–6 % välillä. Pintaveden suolapitoisuus on tarkkailun aikana jonkin verran alentunut. Vaikka Suomenlahden syvimmissä osissa saliniteetti on jonkin verran kohonnut Itämereen tulleen valtameren suolaisen veden vuoksi, ei tämä ole ainakaan vielä vaikuttanut alueen pintaveden suolapitoisuuteen. Tilapäiset kumpuamistapahtumat ovat kuitenkin ajoittain siirtäneet syvän alueen suolaisempaa ja ravinnepitoisempaa vettä myös pintaveteen, mikä on osaltaan mahdollistanut viime vuosien leväkukinnat. Kokonaisuudessaan pintaveden suolaisuus on rannikon lähellä Helsingin ja Espoon edustalla kuitenkin lievästi alentunut (kuva 4.1.3).

Pohjan läheisessä vedessä (syvyys 45–50 m) suolaisuus nousi jonkin verran 1990-

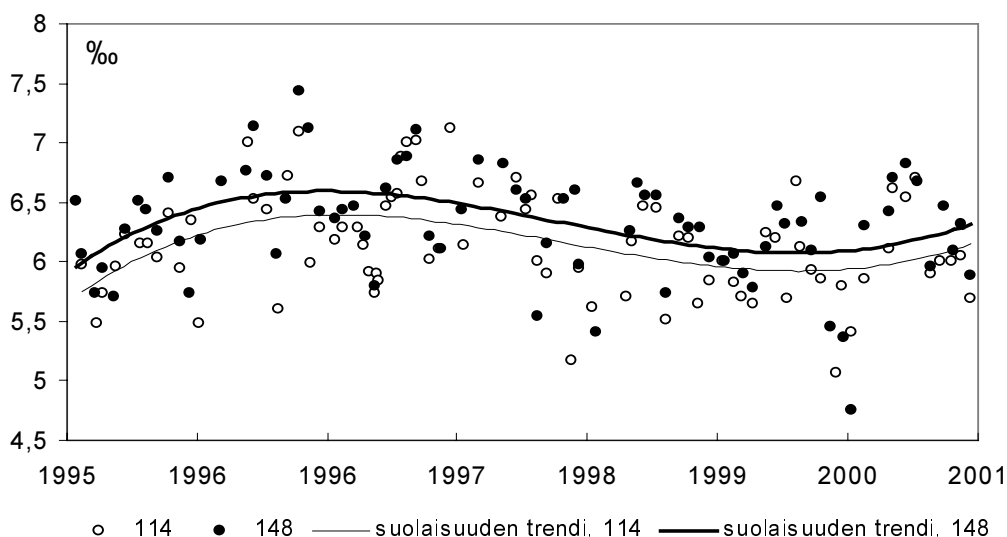


Kuva 4.1.2. Pintaveden keskimääräinen suolaisuus (‰) Helsingin ja Espoon edustan merialueella vuonna 2001.



Kuva 4.1.3. Pintaveden suolaisuus Helsingin ja Espoon edustalla 1995–2001. Vuosikeskiarvot.

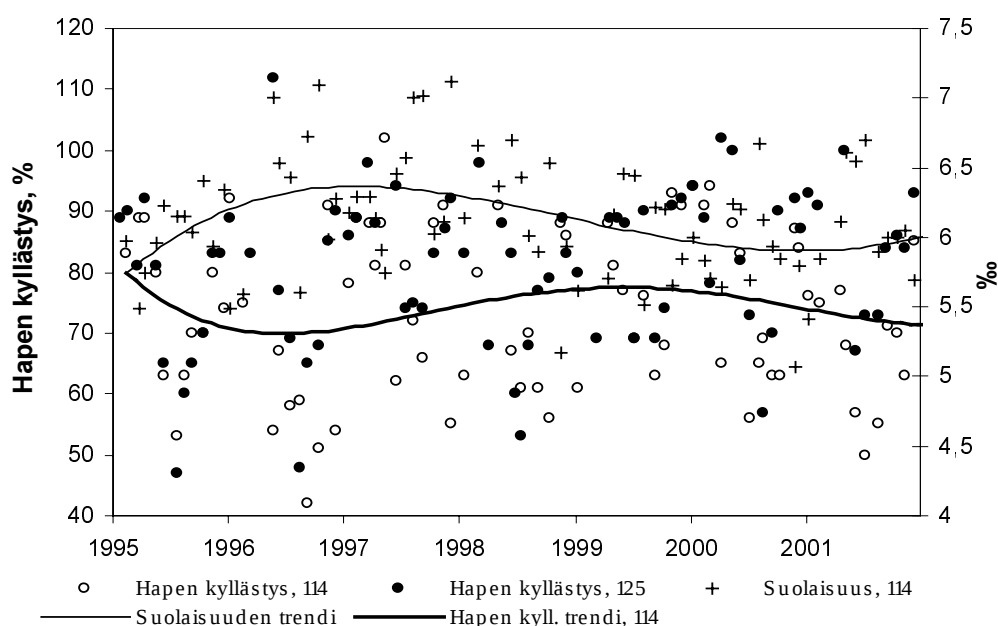
luvun puolivälin tienoilla ja on sen jälkeen jonkin verran alentunut (kuva 4.1.5). Suomenlahteen Gotlannin syvänteestä työntynyt suolainen vesi ei ole muuttanut suolapitoisuuksia niillä rannikkoalueilla, joilla tilannetta on Helsingin ja Espoon edustalla seurattu. Suolapitoisuudessa Suomenlahdessa viime vuosina tapahtunut nousu on rajoittunut 70 m syvemmille alueille, joita Helsingin ja Espoon edustalla tavataan vasta Suomenlahden keskiviivan lähellä lukuun ottamatta Berggrundin syvännettä.



Kuva 4.1.4. Suolaisuus pohjan läheisessä vedessä (45–50 metriä) vuosina 1995–2001. Havaintopaikat Länsi-Tonttu 114 ja Berggrund 148.

Happitilanne

Ulkosaaristossa purkualueiden lähellä happitilanne on viime vuosina pysynyt melko hyvänä (kuva 4.1.5). Suomenlahden syvänteiden viime vuosina lisääntynyt hapettomuus ei ole merkittävästi yltänyt tarkkailualueen syvyysvyöhykkeelle. Happipitoisuus alueella (syvyydellä 45–50 m) on vaihdellut pääasiassa suolaisuuden suhteen käänteisenä.



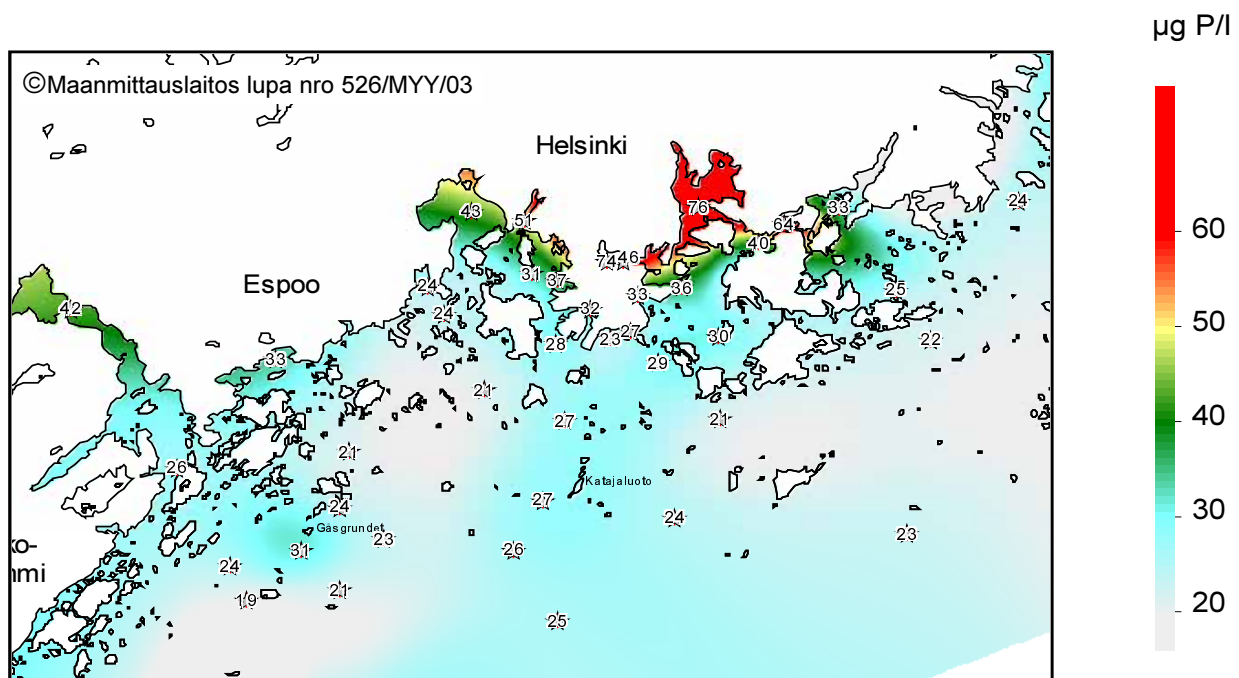
Kuva 4.1.5. Hapen kyllästysarvo havaintopaikkojen 114 (syvyys 45–49 metriä) ja 125 (syvyys 25–28 metriä) pohjanläheisessä vedessä sekä suolaisuus havaintopaikan 114 pohjanläheisessä vedessä vuosina 1995–2001.

Matalia hapenkyllästysarvoja on alueella todettu yleensä tietyissä erillisissä syvännelkohdissa sisäsaaristossa tai lahtialueilla. Tällaisia alueita on pääasiassa Espoonlahdella (havaintopaikat 118 ja 120), Espoon Suvisaariston sisäselillä ja Vartiokylänlahden suulla (Pesonen 1997, 1998, 1999). Hapeton tai vähähappinen tilanne näillä paikoilla syntyy loppukesällä pitkien lämpimien jaksojen aikana, kun vesi kerrostuu sekä lämpötilan suhteen että lahtialueille tulevan makean veden johdosta suolaisuuden suhteen. Tilanne häviää säätyypin muuttuessa tai kumpuamisen tuodessa lahtialueiden pohjalle happipitoista vettä ulompaa mereltä.

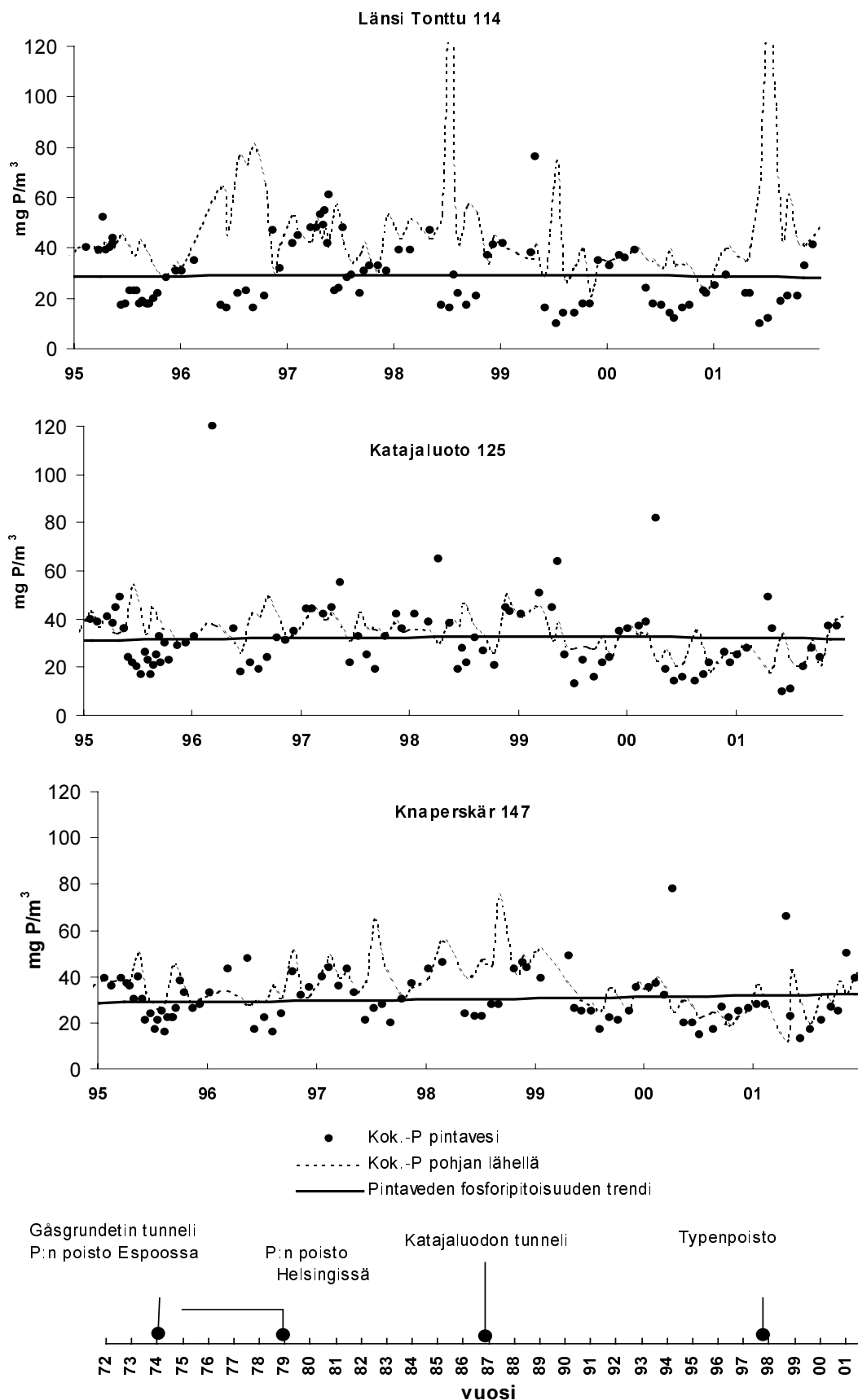
Ravinnepitoisuus

Fosforin kokonaispitoisuuden vaihtelu

Kuvassa 4.1.6 on esitetty keskimääräinen fosforipitoisuus Helsingin ja Espoon merialueen pintavedessä vuonna 2001. Fosforipitoisuus on selvästi korkein Vanhankaupunginselällä ja siihen liittyvillä alueilla Pohjoissatamassa ja Töölönlahdella sekä toisaalta rannanläheisillä alueilla Seurasaarenselän-Laajalahden alueella ja Espoonlahden perukassa. Vanhankaupunginselällä ja Espoonlahdella fosforipitoisuutta nostavat jokien mukanaan tuoma fosforikuorma (hajakuormitus) ja lahtien sisäinen kuormitus ja Laajalahdella ennen kaikkea sisäinen kuormitus, joka on peräisin vanhasta jätevesikuormituksesta. Kruunuvuorenselällä ja Seurasaarenselällä fosforipitoisuus on keskimäärin vain vähän korkeampi kuin saaristossa. Myös purkualueilla Katajaluodon ja Knaperskärin lähellä pintaveden fosforipitoisuus on keskimäärin jonkin verran korkeampi kuin muualla ulkosaaristossa. Keskimääräinen fosforipitoisuus eri alueilla saaristossa ja ulkosaaristossa vaihtelee kuitenkin melko vähän.



Kuva 4.1.6. Fosforin keskimääräinen kokonaispitoisuus pintavedessä Helsingin ja Espoon edustan merialueella vuonna 2001.



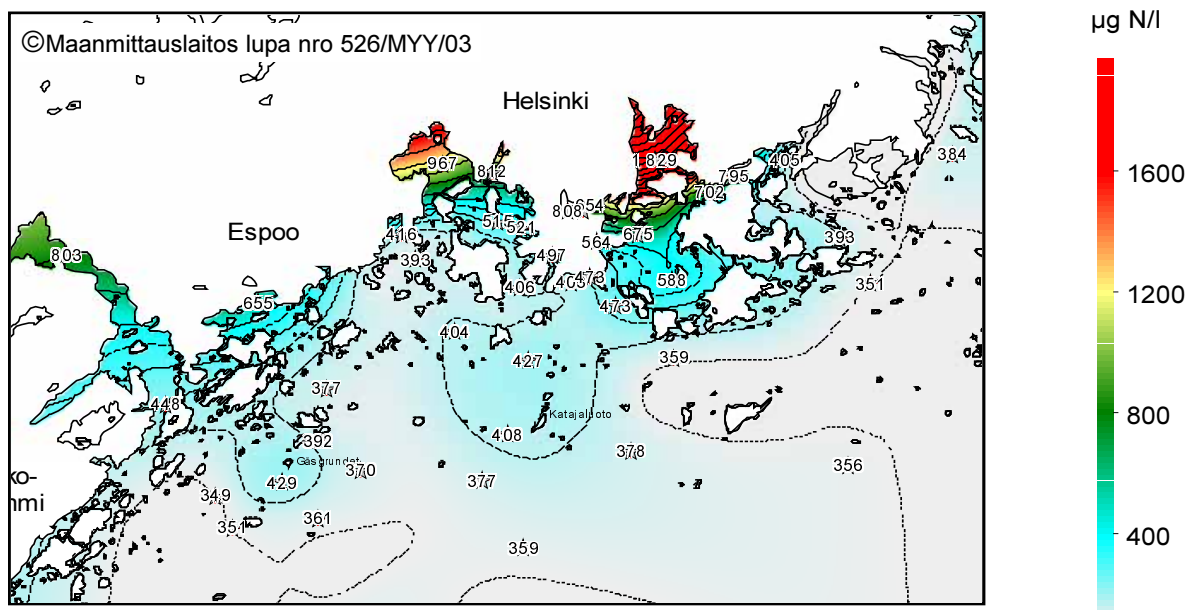
Kuva 4.1.7. Fosforin kokonaispitoisuuden ($\mu\text{g N/l}$) muutos vuosina 1995–2001 havaintopaikkojen 114 (vertailupaikka), 125 (Katajaluoto) ja 147 (Knaperskär) pintavedessä. Alin kuva: jäteveden johtamis- ja puhdistustoimenpiteet 1970-luvulta 1990-luvulle.

Kuvassa 4.1.7 on esitetty fosforipitoisuuden vaihtelu purkualueilla ja vertailualueella vuosina 1995–2001 pintavedessä ja pohjan lähellä. Vertailualueella Länsi Tontussa, joka sijaitsee selvästi syvemmällä merialueella kuin Katajaluodon ja Knaperskärin purkutunnelit, fosforia on kerääntynyt pohjan läheiseen veteen aikoina, jolloin veden kerrostuneisuus on tilapäisesti vahvistunut (Suomenlahden syvien osien lisääntynyt suolaisuus ei ole vielä selvästi ulottunut näin matalille alueille). Näin on tapahtunut pääasiassa loppukesän aikaan. Pintavedessä fosforipitoisuus on tarkasteluajanjakson aikana vaihdellut Länsi Tontussa (havaintopaikka 114) 10–110 µg P/l (keskiarvo 25 µg P/l), Katajaluodossa (125) 10–120 µg P/l (32 µg P/l) ja Knaperskäriässä (147) 13–78 µg P/l (30 µg P/l). Ero purkualueiden fosforipitoisuuden ja vertailualueen fosforipitoisuuden välillä pintavedessä on pieni. Myös vertailualueella on pintaveden fosforipitoisuudessa melko suurta vaihtelua, joka johtuu mm. meriveden virtauksen rannikon läheisyydestä tuomasta korkeammasta fosforipitoisuudesta (keväisin) tai kumpuamisilmiön pohjaläheisestä vedestä satunnaisesti tuomasta fosforista. Purkualueiden läheisyydessä tavataan pintavedessä satunnaisia (pääasiassa kevättalvella kun jääkentän laajuus on suurimmillaan) korkeita fosforipitoisuuksia, jotka ovat todennäköisesti peräisin purkualueille johdetusta jätevedestä.

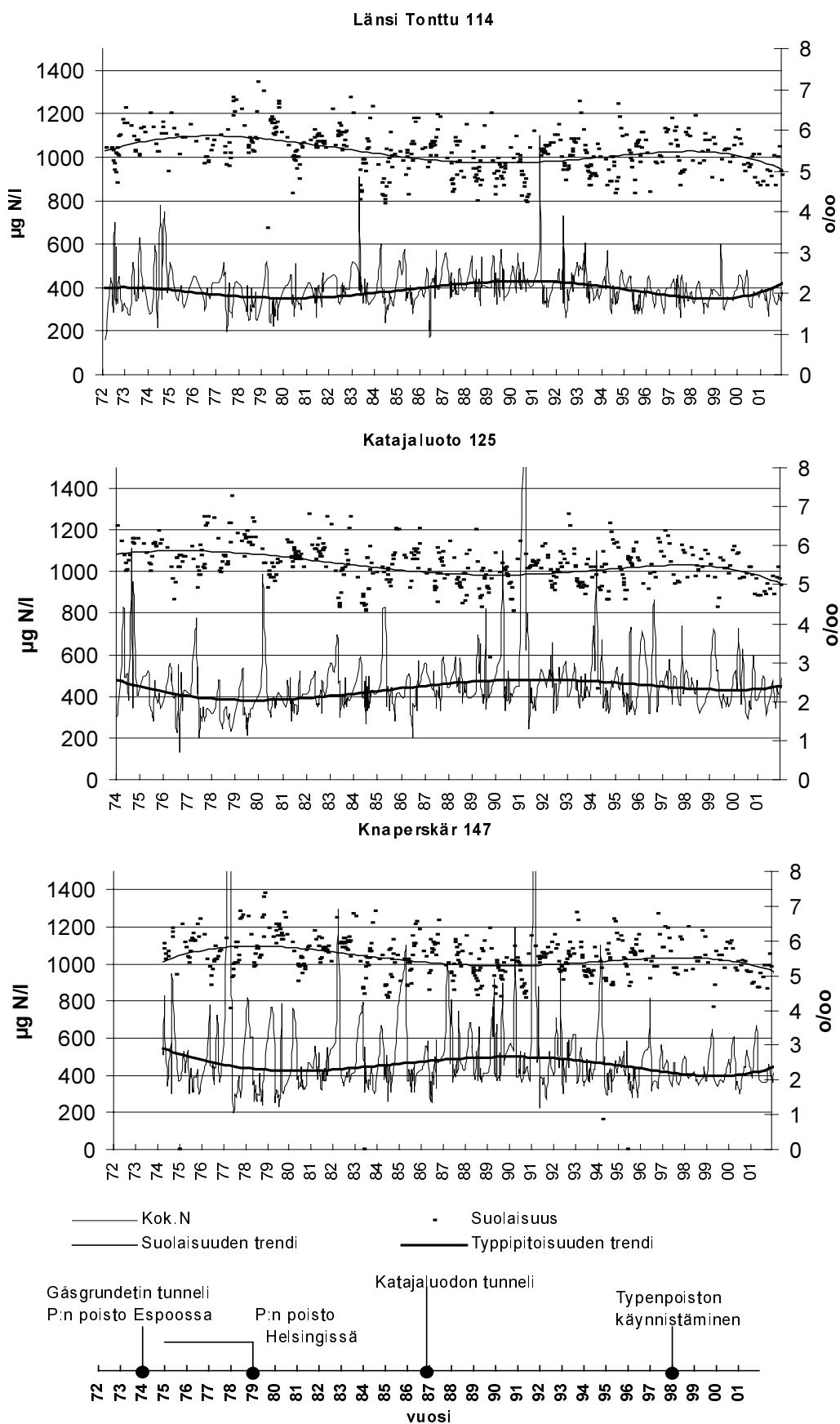
Fosforipitoisuudessa ei viime vuosina (1995–2001) ole ulkosaaristossa ja purkualueilla nähtävissä laskevaa tai nousevaa trendiä.

Typen kokonaispitoisuuden vaihtelu

Kuvassa 4.1.8 on esitetty keskimääräinen typen pitoisuus Helsingin ja Espoon merialueen pintavedessä vuonna 2001 ja kuvassa 4.1.9 typpipitoisuuden vaihtelu ulkosaaristossa nykyisten purkutunnelien lähistöllä ja vertailualueella pitkällä aikavälillä (1972–2001).

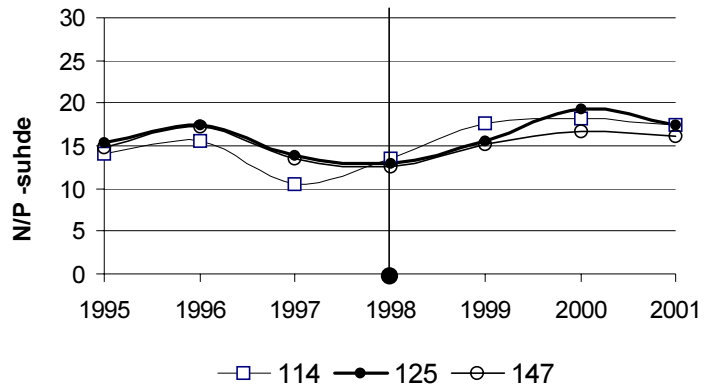


Kuva 4.1.8. Typen keskimääräinen kokonaispitoisuus pintavedessä Helsingin ja Espoon edustan merialueella vuonna 2001.



Kuva 4.1.9. Typen kokonaispitoisuuden ($\mu\text{g N/l}$) ja suolaisuuden (‰) muutos vuosina 1972-2001 havaintopaikkojen 114 (vertailupaikka), 125 (Katajaluoto) ja 147 (Knaperskär) pintavedessä.

Kuva 4.1.10. N/P-massasuhteen kehitys purkualueilla (havaintopaikat 125 ja 147) ja vertailualueella (havaintopaikka 114) vuodesta 1995 vuoteen 2001. Ravinteiden kokonaispitoisuudet pintavedessä, vuosikeskiarvo. Pystyviivalla on esitetty typenpoiston alkamisajankohta.



Typpipitoisuus on selvästi korkein sisälähdissä, korkein Vanhankaupunginselällä, jonkin verran alempi Laajalahdella ja Espoonlahdella. Pintaveden typpipitoisuus alenee ulkosaaristoa kohti mentäessä. Purkualueilla pintaveden typpipitoisuus on keskimäärin jonkin verran korkeampi kuin muualla ulkosaaristossa. Typpipitoisuuden vuotuinen vaihtelu on suuri, mutta typpipitoisuudessa ei ole nähtävissä merkittävää kasvavaa tai alenevaa trendiä. Typpipitoisuus näyttää ulkosaaristossa seuraavan melko lailla suolaisuuden vaihtelua (kuva 4.1.9), ts. se on riippuvainen enemmän Suomenlahden vesirungossa tapahtuvista yleisistä muutoksista kuin esim. paikallisista kuormitusvaihteluista.

Sekä Viikinmäen että Suomenojan jätevedenpuhdistamoilla on vuodesta 1998 tehostettu typenpoistoa jätevedestä. Tarkoituksena on alentaa tai ainakin hidastaa meren rehevöitymistä vähentämällä mereen joutuvan typen määrää. Selvitysten mukaan typpi on suurella osalla Suomen rannikkoa ainakin osan kasvukautta kasviplanktonin kasvun kannalta ns. minimitekijä. Alentamalla typpisuolojen pitoisuutta merivedessä voitaisiin näin ollen alentaa ainakin typensidontaan perustumatonta planktonikasvua ja korkeaa typpipitoisuutta suosivaa rihmamaisten rantalevien kasvua. Typenpoistolle asetettu tavoite on Viikinmäessä ollut vuoden 1998 alusta 50 % keskimääräinen vuotuinen poistoteho ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan luettuna ja vuoden 2000 alusta lähtien 70 %:n poistoteho. Suomenojan puhdistamolla on vastaavalla tavalla vuodesta 1998 ollut voimassa 65 %:n keskimääräinen poistotehotavoite. Typenpoisto on molemmilla puhdistamoilla yleensä onnistunut hyvin lyhyitä häiriötilanteita lukuunottamatta Vuonna 2001 oli koko vuoden keskimääräinen poistoteho typen suhteen Viikinmäen puhdistamolla 60 % ja Suomenojan puhdistamolla 69 %.

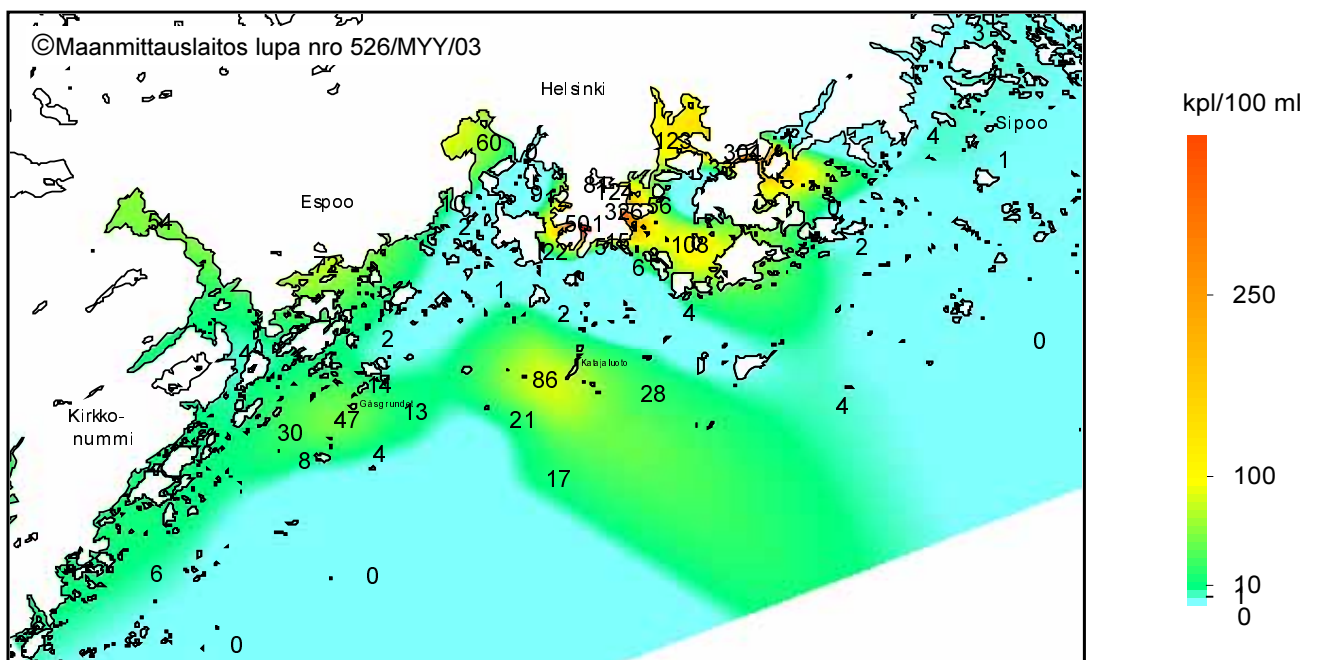
Typpipitoisuus purkualueiden pintavedessä ei näytä toistaiseksi alentuneen. Muutokset typpipitoisuudessa ovat purkualueilla olleet samansuuntaiset kuin vertailualueella Helsingin itäisessä ulkosaaristossa. Typen ja fosforin suhde (ravinteiden kokonaispitoisuutena) ei myöskään näytä alentuneen (kuva 4.1.10).

Meriveden hygieeninen laatu

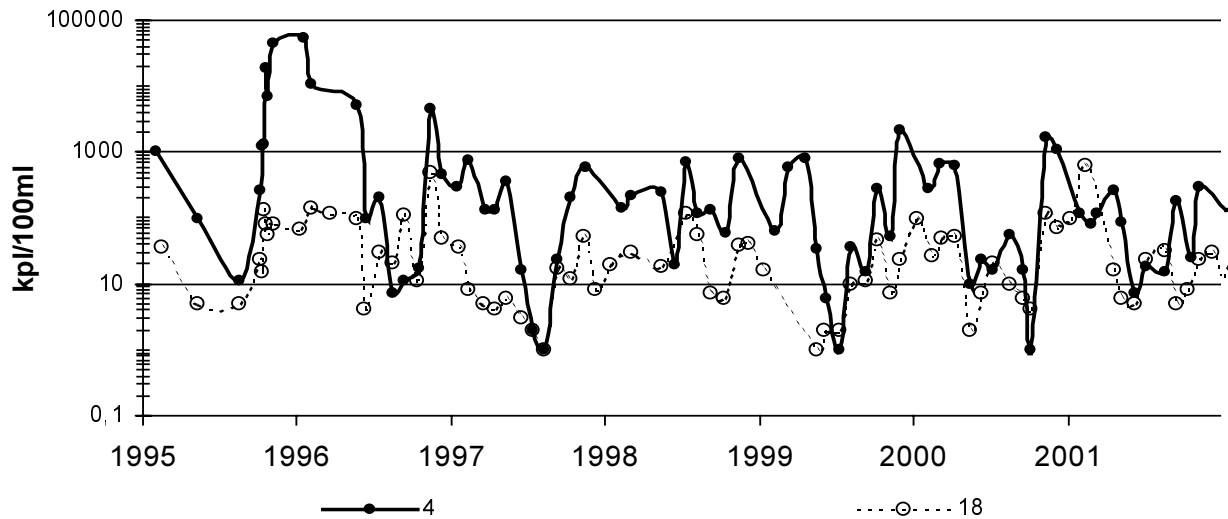
Merialueen hygieeninen laatu on esitetty kuvissa 4.1.11 (lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien keskimääräinen tiheys koko merialueen pintavedessä vuonna 2001) sekä kuvissa 4.1.12–4.1.14 (lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys pintavedessä eräillä havaintopaikoilla lahtialueilla ja ulkosaaristossa) ja 4.1.15 (lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys koko vesipatsaassa ulkosaariston purkualueilla ja vertailualueella).

Vuonna 2001 oli hygieeninen laatu koko merialueella keskimäärin hyvä. Heikoin tilanne oli Vanhankaupunginselällä, satama-alueilla ja Kruunuvuorenselällä sekä läntisillä ranta-alueilla. Tähän rannikon läheisten vesialueiden huonompaan hygieeniseen laatuun oli syynä maalta tuleva hajakuormitus (joet, purot). Ulkosaaristossa jätevesien purkualueilla (Katajaluoto, Knaperskär) tavattiin suolistoperäisiä bakteereja keskimäärin enemmän kuin muualla ulkosaaristossa, Katajaluodon purkualueen lähellä myös enemmän kuin ranta-alueilla lukuunottamatta Vanhankaupunginselkää ja siihen liittyviä vesialueita. Lämpökestoisia kolimuotoisia bakteereita tavattiin sekä Katajaluodon että Knaperskärin ympäristössä yleensä myös koko vesipatsaassa. Helsingin itäisessä saaristossa, samoin kuin sekä Helsingin että Espoon saaristossa purkualueiden pohjoispuolella, ja Espoossa saariston ulkopuolella hygieniaindikaattoreita tavattiin keskimäärin hyvin vähän.

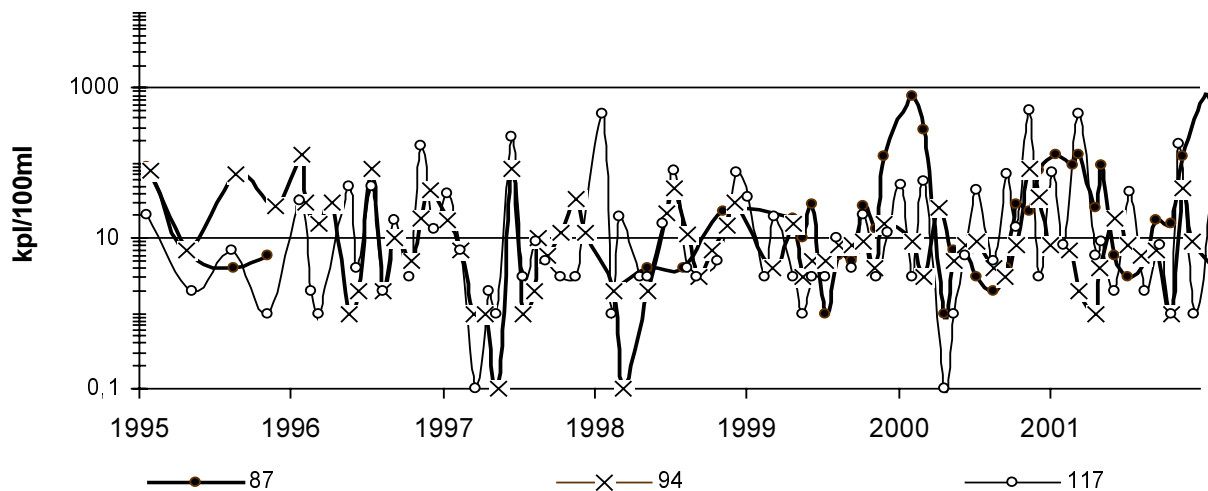
Vanhankaupunginselällä hygieeninen tilanne on viime vuosina, tunnelin käyttöönoton (ja tunnelisortuman 1995–96) jälkeen ollut melko hyvä (kuva 4.1.12). Suurimmat yksittäiset bakteeritiheydet ovat kuitenkin olleet 1000–2000 kpl/100 ml luokkaa. Näitä korkeita bakteeritiheyksiä tavattiin pääasiassa jääpeitteen aikana pintavedessä. Laajalahdella, Seurasaarenselällä ja Espoon



Kuva 4.1.11. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien keskimääräinen tiheys Helsingin ja Espoon merialueen pintavedessä vuonna 2001.



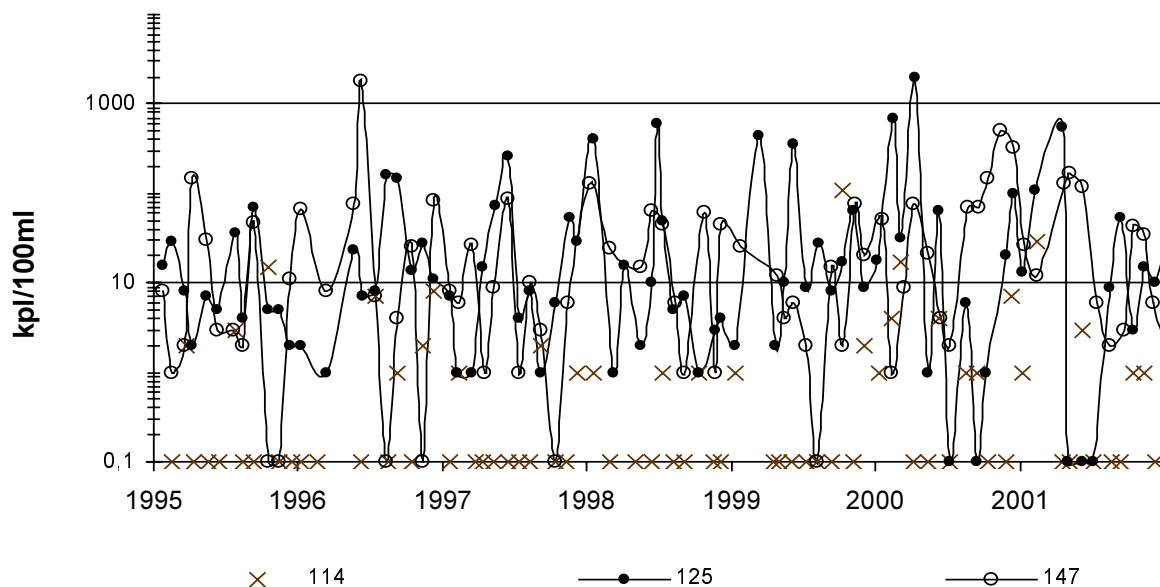
Kuva 4.1.12. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys (kpl/100 ml) pintavedessä vuosina 1995–2001 Vanhankaupunginselällä (4) ja Kruunuvuorenselällä (18). Huomioi logaritminen y-akseli.



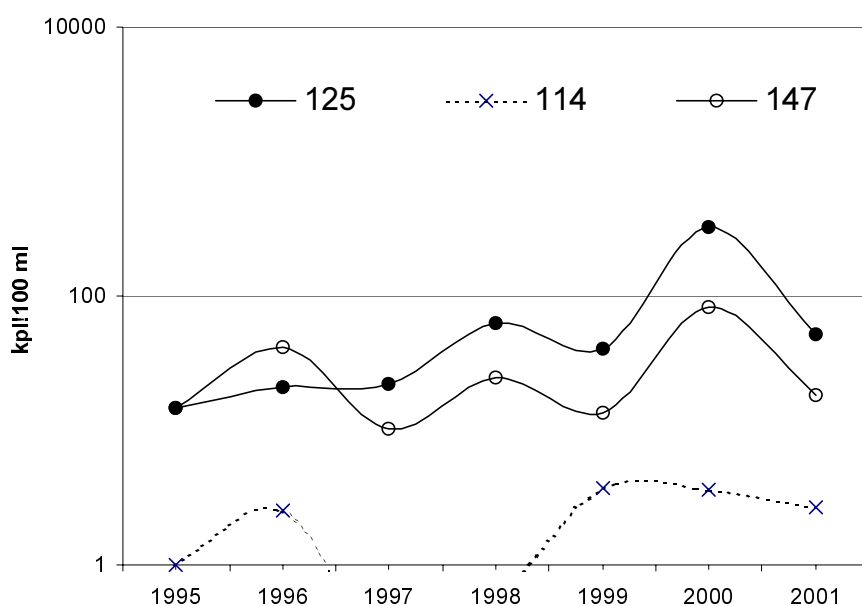
Kuva 4.1.13. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys (kpl/100 ml) pintavedessä vuosina 1995–2001 Laajalahdella (87), Seurasaarenselällä (94) ja Ryssjeholmsfjärdenillä (117).

Ryssjeholmsfjärdenillä (kuva 4.1.13) tilanne on ollut selvästi parempi, joskin melko korkeita tiheyksiä esiintyi satunnaisesti myös näillä alueilla.

Ulkosaariston purkualueilla lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys on vaihdellut suuresti (kuva 4.1.14), korkeimmat arvot ovat samaa luokkaa kuin lahtialueilla. Viime vuosina lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys ulkosaaristossa, sekä purkualueilla että vertailualueella, on keskimäärin jonkin verran noussut. Eniten bakteereja tavataan Katajaluodon ympäristössä (kuva 4.1.15).



Kuva 4.1.14. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys (kpl/100 ml) pintavedessä vuosina 1995-2001 Katajaluodossa (125), Knaperskäri (147) ja Länsi Tontussa (114, vertailualue).



Kuva 4.1.15. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys (kpl/100 ml) koko vesipatsaassa purkualueiden lähellä (havaintopaikat 125 ja 147) sekä ulkosaariston vertailualueella (havaintopaikka 114).

4.2 Jäteveden leviäminen purkualueilta

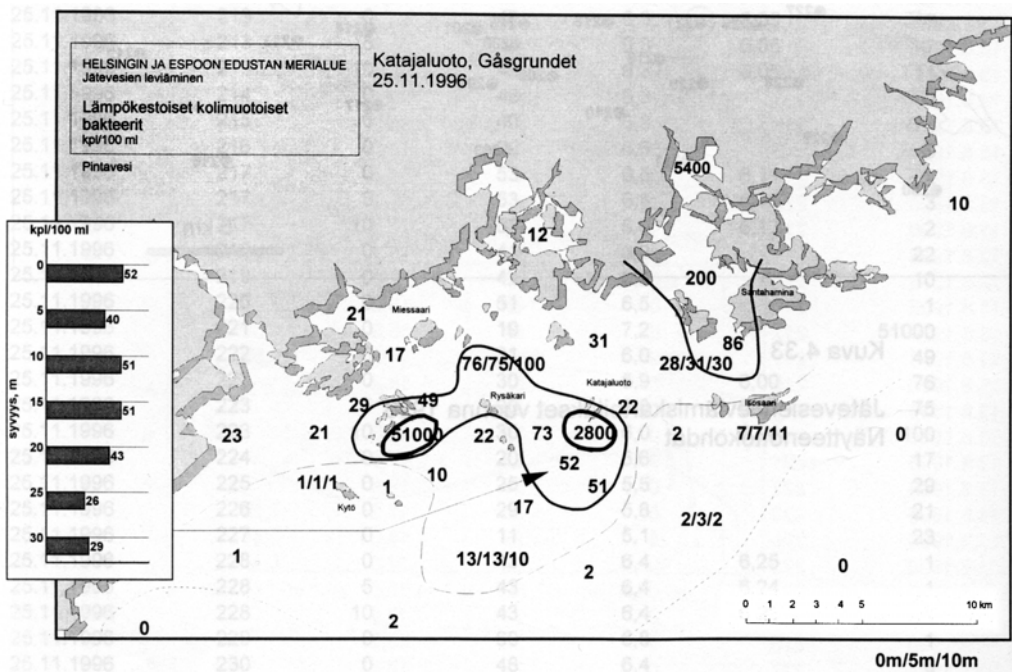
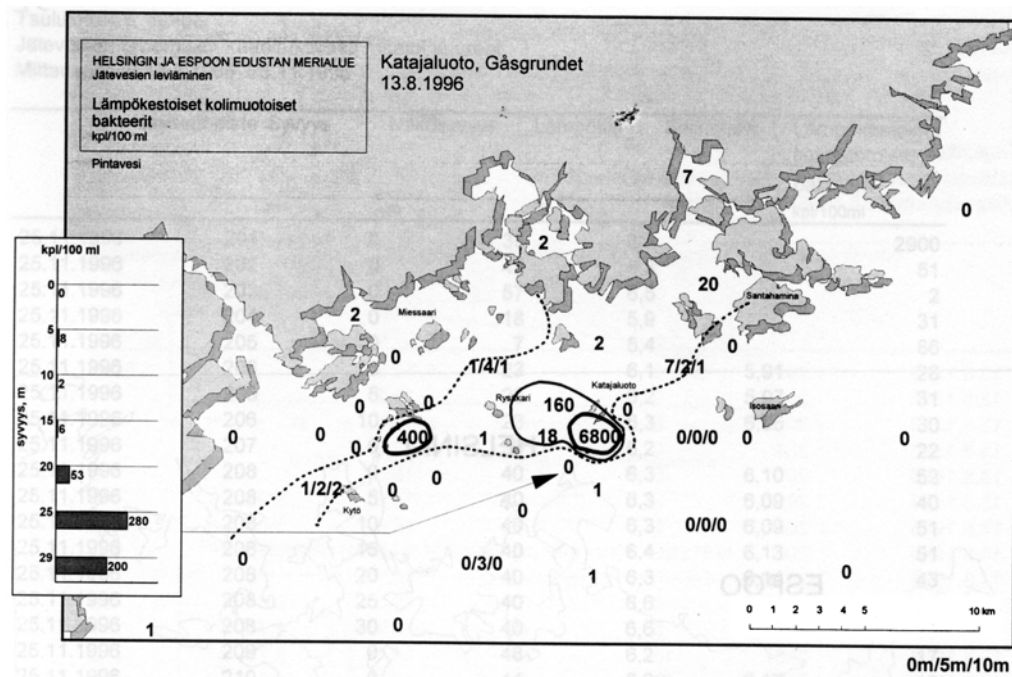
Vuonna 1996 selvitettiin jätevesien leviämistä ulkosaariston purkupaikoilta kaksi kertaa avoveden aikana (Pesonen 1997). Pyrkimyksenä oli sovittaa kartoitukset erilaisiin virtaustilanteisiin: loppukesän kerrostuneisuustilanteeseen ja loppusyksyyn, jolloin vesimassa oli täysin sekoittunutta.

Kesällä kohonneita lämpökestoisten bakteerien määriä oli pintavedessä todettavissa vain hyvin lähellä purkukohtia (kuva 4.2.1). Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien perusteella arvioitu leviämiskuva lämpimän veden aikaan on kuitenkin todellista jätevesien leviämistä suppeampi suhteellisen korkean lämpötilan ja voimakkaan auringon säteilyn vuoksi. Syvemmissä vesikerroksissa bakteereja esiintyi jonkin verran laajemmalla alueella kuin pintavedessä.

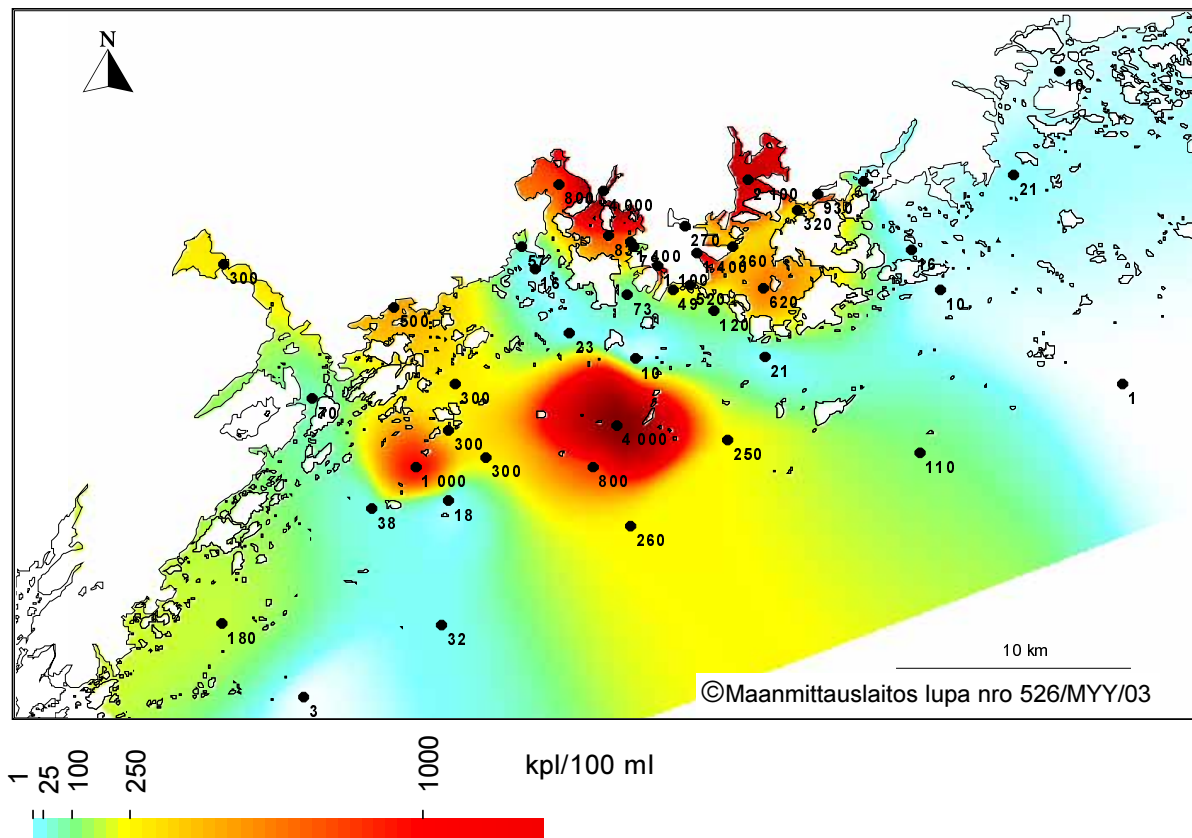
Syksyllä kohonneita bakteereja todettiin laajemmalla alueella, vesimassa oli sekoittunutta ja bakteereja oli tasaisesti koko vesipatsaassa. Selvästi kohonneita bakteeritiheyksiä oli todettavissa 5-6 km etäisyydellä purkukohdista.

Lämpökestoiset kolimuotoiset bakteerit valittiin kuvaamaan jätevesien leviämistä, koska niitä ei luontaisesti mainittavasti esiinny meressä ja ne voidaan helposti erottaa meriveden tausta-arvoista. Ne antavat kuitenkin liian suppean kuvan jätevesien leviämisestä varsinkin avovesiaikana, jolloin fekaalisten bakteerien kuolemisnopeus meriveden korkean lämpötilan ja suoran auringonsäteilyn vuoksi on suuri. Erillisissä kartoituksissa saatu tilanne on melko samankaltainen kuin harvempaan pisteverkkoon perustuvissa kuvissa 4.1.11, joka kuvaa lämpökestoisten bakteerien tiheyttä pintavedessä keskimäärin vuonna 2001, ja 4.2.2, jossa on esitetty vuosien 1998-2001 aikana kullakin havaintopaikalla tavattu korkein pintaveden lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheyden arvo ts. pyritty kuvaamaan laajin mahdollinen fekaali-indikaattorien avulla todettava leviämiskenttä. Näitä huippuarvoja todettiin sekä avovesiaikana että jääpeitteen aikana. Molemmissa kuvatuissa tilanteissa virtauskuvaa todennäköisesti vääristää ulkomerelle päin havaintopaikkojen vähäisyys saariston ulkopuolella Helsingin edustalla ja eräiden saariston ulkopuolella sijaitsevien havaintopaikkojen sijainti erittäin vilkkaasti liikennöidyllä laivareitillä. Laivareiteittien varrelta havaitaan aika ajoin suuria ravinne- ja bakteeripitoisuuksia, jotka luultavasti johtuvat septitankkien tyhjentämisestä.

Jätevesi kulkeutuu alueella pääasiassa pintavedessä, mutta osittain myös alemmissa vesikerroksissa. Jätevesi kulkeutuu erilaisissa virtaustilanteissa eri suuntiin, pääasiallinen virtaussuunta Suomenlahden pohjoisrannikolla on kuitenkin idästä länteen eli tutkimusalueella lounaaseen rannikon suuntaisesti. Voidaan perustellusti olettaa, että molempien alueella sijaitsevien jäteveden purkukohtien vaikutusalueet keskimäärin yhtyvät ja vaikutusalue kokonaisuudessaan ulottuu ainakin Porkkalanniemen itäpuolen saariston pohjoisosiin eli noin 20 km lounaaseen Katajaluodon purkualueelta. Vaikka jätevesien leviämistä tapahtuu virtausolosuhteista riippuen myös muihin ilmansuuntiin kuin länteen, näyttää siltä, että jätevesi kulkeutuu vain vähäisessä määrässä purkualueilta rannikkoon päin.



Kuva 4.2.1. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys pintavedessä 13.8.1996 (yläkuva) ja 25.11.1996 (alkakuva). Diagrammit: Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys syvyyden mukaan Katajaluodon eteläpuolella.

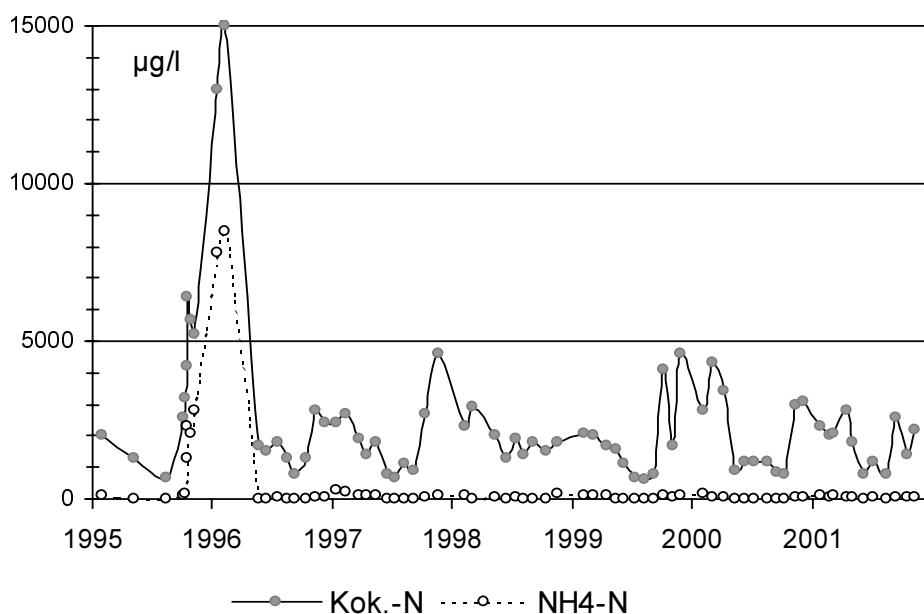


Kuva 4.2.2. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien ajanjaksolla 1998–2001 havaittu korkein tiheys pintavedessä. Kuvassa logaritminen asteikko.

4.3 Katajaluodon jätevesitunnelin sortuminen vuonna 1995 ja jäteveden tilapäisen Vanhankaupunginselälle johtamisen vaikutukset

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta ulkosaaristoon Katajaluodon eteläpuolelle johtavassa tunnelissa todettiin sortuma lokakuun alussa vuonna 1995. Sortuma tukki jätevesitunnelin, ja Viikinmäen puhdistamolla käsiteltyt jätevedet jouduttiin johtamaan tunnelin ohitse Vanhankaupunginlahteen Pornaistenniemen sivuun Viikin lumensulatusaltaan ja entisen puhdistamon poisto-ojaa pitkin. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo toimi sortuman ajan normaalisti. Jätevesien johtaminen Vanhankaupunginlahteen jatkui vuoden 1996 huhtikuuhun saakka, minkä jälkeen jätevedet johdettiin poistotunnelin korjaustöiden valmistuttua jälleen tunnelia pitkin Katajaluodon edustalle. Tässä vaiheessa merialue oli vielä jäässä. Vantaanjoen kevättulva alkoi vasta sen jälkeen, kun jätevesien johtaminen Vanhankaupunginlahteen oli lopetettu. Vantaanjoki oli sateisesta alkukesästä johtuen lähes tulvakorkeudessa aina heinäkuun lopulle asti, mikä edisti veden vaihtumista Vanhankaupunginlahdessa ja nopeutti tilanteen palaamista tavanomaiseksi.

Typen pitoisuus (kuva 4.3.1) nousi voimakkaasti Vanhankaupunginselällä jätevesien johtamisen alettua. Typpipitoisuus (pääasiassa ammoniumtyyppiä) oli luonnonsuojelualueen lammessa, Vanhankaupunginselällä, Tullisaarenselällä ja



Kuva 4.3.1. Typpipitoisuus Vanhankaupunginselän pintavedessä (havaintopaikka 4) vuosina 1995–2001.

Kruunuvuorenselän pohjoisosassa korkeimmillaan tammi-maaliskuussa. Sen jälkeen kun jätevesien johtaminen Vanhankaupunginselkään lopetettiin typpipitoisuus aleni nopeasti alueelle tavanomaiselle tasolle.

Fosforin kokonaispitoisuus aleni aluksi jäteveden johtamisen alettua. Korkeimmat fosforipitoisuudet mitattiin alueella huhtikuussa Vantaanjoen tulvan aikana jätevesien johtamisen jo loputtua. Jäteveden johtaminen alueelle ei kohottanut fosforipitoisuuksia.

Happitilanne pysyi koko ajan verraten hyvänä.

Fekaalisten kolimuotoisten bakteerien tiheys (kuva 4.1.12) nousi nopeasti jätevesien johtamisen alettua. Tunnelin korjauksen jälkeen ja Vantaanjoen tulvan alettua fekaalisten bakteerien tiheys aleni nopeasti tavanomaiseksi.

Tunnelin sortuman ja sen aiheuttaman tilapäisen jätevesien johtamisen vaikutuksia Vanhankaupunginselällä ja Kruunuvuorenselällä on selvitetty erillisessä raportissa (Norha ym. 1996).

Katja Pellikka

4.4 Lämpötilan, suolaisuuden ja kokonaisravinteiden trendit

Lämpötilan, suolaisuuden ja ravinteiden pitkän aikavälin muutoksia tutkittiin lahtialueella Laajalahden ja ulkosaaristossa Katajaluodon sekä Länsi-Tontun havaintopaikoilla. Tarkastelua varten laskettiin näytteenottoerittäin vesipatsas-keskiarvo. Vesipatsaskeskiarvo laskettiin eri syvyyksiltä tehtyjen mittausten perusteella. Pitkän aikavälin muutoksien (trendi) havaitsemiseksi aineistosta poistettiin kausivaihtelu. Kausivaihtelu eli normaali vuodenaikaisvaihtelu poistettiin, jotta varsinaiset muutokset vuosien välillä näkyisivät aineistossa. Aineisto muokattiin niin, että kullekin kuukaudelle (Laajalahdella 1966–2001, Katajaluodolla 1970–2001 ja Länsi-Tontulle 1967–2001) tuli yksi arvo (kuukausikeskiarvo). Kunkin havaintopaikan aineistosta laskettiin kuukausille (12) keskiarvo, kausikeskiarvo. Kustakin kuukausikeskiarvosta vähennettiin kausikeskiarvo ja näistä erotuksista piirrettiin kuvat.

Lämpötila

Laajalahdella veden lämpötilassa ei ole selkeää pitkän aikavälin muutossuuntaa, joskin vuodet 1999–2001 ovat olleet varsin lämpimiä (kuva 4.4.1). Koko aineistossa ei lämpötilassa ole trendiä myöskään Katajaluodon havaintopaikalla. Tarkasteltaessa vuosia 1995–2001 on vesi kuitenkin ollut varsin lämmintä verrattuna pitkän aikavälin keskiarvoihin. Katajaluotoa huomattavasti syvemmillä Länsi-Tontun alueella vesipatsaan lämpötilassa ei ole trendiä.

Suolaisuus

Veden suolaisuus kasvoi Laajalahdella 1960-luvun jälkeen ja vesi oli suolaisinta 1970-luvun lopulla (kuva 4.4.2). Vuonna 2001 vesi oli koko vuoden keskimääräistä makeampaa. Katajaluodon alueella veden suolaisuus väheni vuosien 1970–2001 aikana. Muutossuunta on nähtävissä myös vuoden 1995 jälkeen. Itämereen tulleiden suolavesipulssien vaikutus näkyy Katajaluodon tulosten lisäksi etenkin Länsi-Tontun alueen tuloksissa 1977–1982. Tällöin vesipatsas oli keskimääräistä suolaisempaa. Vuosina 1995–2001 vesipatsaan suolaisuus oli Länsi-Tontulla pääosin keskimääräistä pienempi, sillä merkittäviä suolavesipulsseja työntyi Itämereen vain vuonna 1993.

Kokonaistyyppi

Kaikilla havaintopaikalla oli aineistoa vuosilta 1972–2001.

Laajalahdella typen pitoisuus oli selvästi suurin 1970-luvulla (kuva 4.4.3), kun lahteen laskettiin paljon kehnosti puhdistettuja jätevesiä. Kokonaistypen määrä oli Katajaluodon ja Länsi-Tontun alueilla suurin 1980- ja 1990-luvujen vaihteessa. Vuoden 1995 jälkeen typpipitoisuudessa ei ole selvää trendiä.

Kokonaisfosfori

Laajalahdella fosforia oli vedessä eniten 1960-luvun lopulla, minkä jälkeen sen

pitoisuudet romahtivat vedessä (kuva 4.4.4). Katajaluodon ja Länsi-Tontun havaintopaikoilla kokonaisfosforin määrä oli vedessä suurin 1990-luvun lopulla. Ajanjaksolla 1995–2001 viimeiset vuodet erottuvat pääasiassa pienten pitoisuuksien takia.

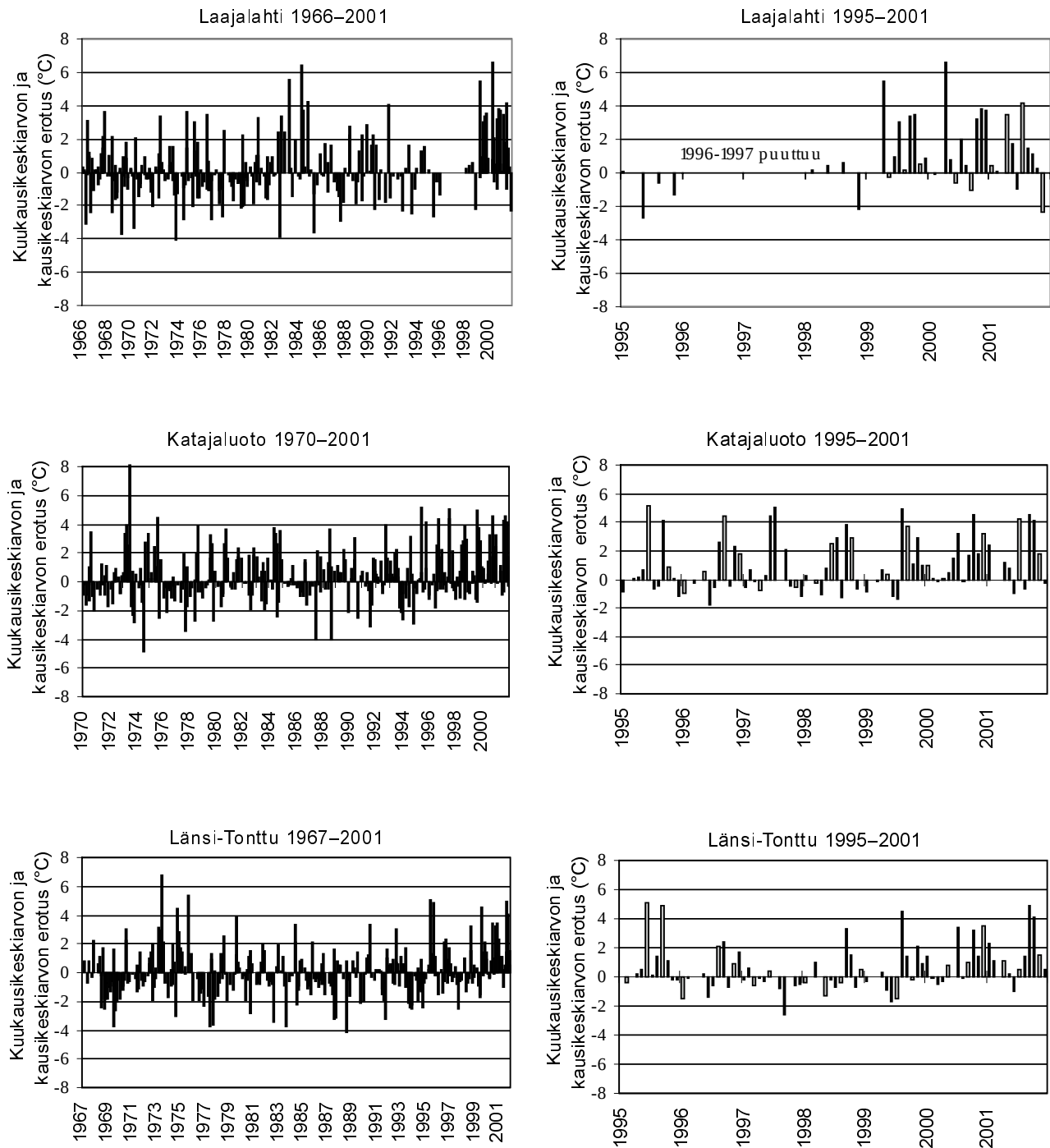
4.4 Lähdeluettelo

Norha, N., Pesonen, L. ja Viljamaa, H., 1996. Katajaluodon jätevesitunnelin tukkeutumisen aiheuttama seuranta Helsingin vesialueilla ja Viikin-Vanhan-kaupunginlahden luonnonsuojelualueella. – Helsingin kaupungin ympäristökeskus, moniste 5/1996, Helsinki 1996, 7 s. + liitteet.

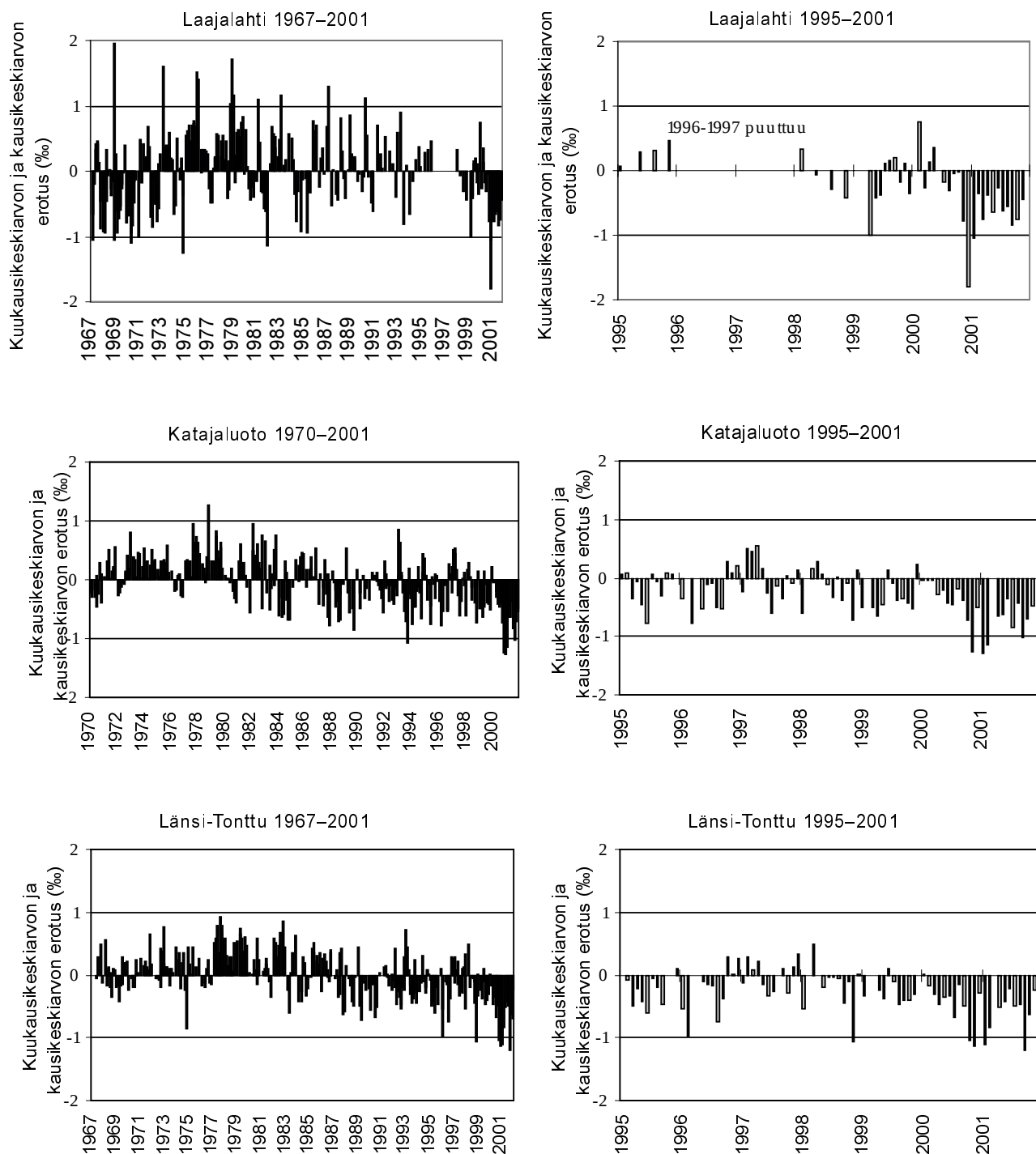
Pesonen, L. (toim.), 1997. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1996. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 5/1997, Helsinki 1997, 147 s. + liitteet.

Pesonen, L. (toim.), 1987. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1997. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 4/98, Helsinki 1998, 101 s. + liitteet.

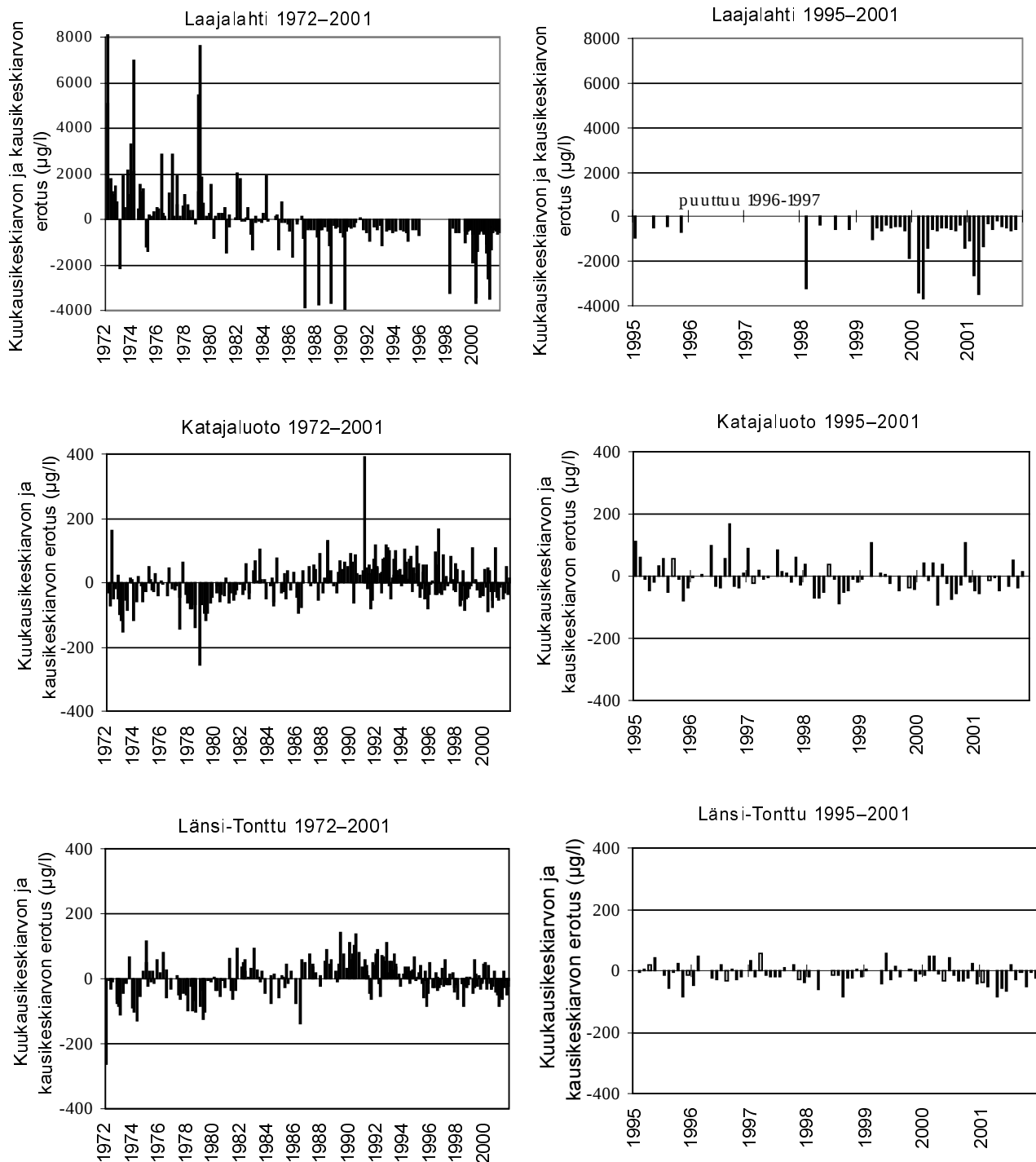
Pesonen, L. (toim.), 1999. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1998. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 5/99, Helsinki 1999, 81 s. + liitteet.



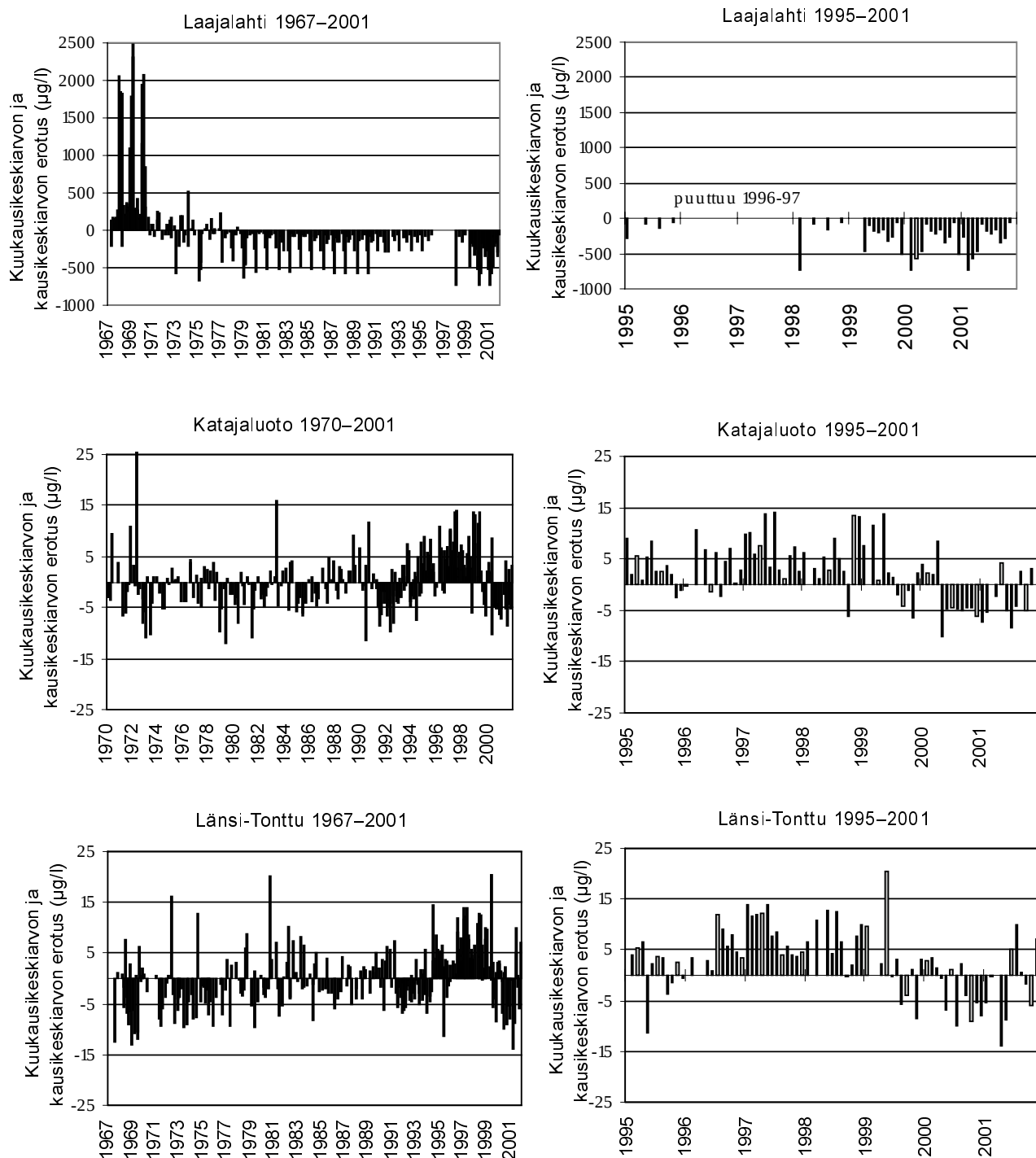
Kuva 4.4.1. Laajalahden, Katajaluodon ja Länsi-Tontun havaintopaikkojen veden lämpötilan (vesipatsaan keskiarvo) pitkän aikavälin muutokset. Vasemmalla puolella kuvissa koko havaintojakso ja oikealla puolella tarkemmat kuvat vuosista 1995–2001. Y-akselilla on esitetty kuukausikeskiarvon ja kausikeskiarvon erotus. Kausikeskiarvo on koko havaintojakson k.o. kuukaudelle laskettu keskiarvo. Poikkeama 0-arvosta tarkoittaa, että vesi on ollut keskimääräistä lämpimämpää tai kylmempää.



Kuva 4.4.2. Laajalahden, Katajaluodon ja Länsi-Tontun havaintopaikkojen veden suolaisuuden (vesipatsaan keskiarvo) pitkän aikavälin muutokset. Vasemmalla puolella kuvissa koko havaintojakso ja oikealla puolella tarkemmat kuvat vuosista 1995–2001. Y-akselilla on esitetty kuukausikeskiarvon ja kausikeskiarvon erotus. Kausikeskiarvo on koko havaintojakson k.o. kuukaudelle laskettu keskiarvo. Poikkeama 0-arvosta tarkoittaa, että vesi on ollut keskimääräistä suolaisempaa tai makeampaa.



Kuva 4.4.3. Laajalahden, Katajaluodon ja Länsi-Tontun havaintopaikkojen veden kokonaistyyppipitoisuuden (vesipatsaan keskiarvo) pitkän aikavälin muutokset. Vasemmalla puolella kuvissa koko havaintojakso ja oikealla puolella tarkemmat kuvat vuosista 1995–2001. Y-akselilla on esitetty kuukausikeskiarvon ja kausikeskiarvon erotus. Huomaa, että Laajalahden kuvissa on muista kuvista poikkeava skaalaus y-akselilla. Kausikeskiarvo on koko havaintojakson k.o. kuukaudelle laskettu keskiarvo. Poikkeama 0-arvosta tarkoittaa, että vesi on ollut keskimääräistä runsasravinteisempaa tai vähäravinteisempaa.



Kuva 4.4.4. Laajalahden, Katajaluodon ja Länsi-Tontun havaintopaikkojen veden kokonaisfosforipitoisuuden (vesipatsaan keskiarvo) pitkän aikavälin muutokset. Vasemmalla puolella kuvissa koko havaintojakso ja oikealla puolella tarkemmat kuvat vuosista 1995–2001. Y-akselilla on esitetty kuukausikeskiarvon ja kausikeskiarvon erotus. Huomaa, että Laajalahden kuvissa on muista kuvista poikkeava skaalaus y-akselilla. Kausikeskiarvo on koko havaintojakson k.o. kuukaudelle laskettu keskiarvo. Poikkeama 0-arvosta tarkoittaa, että vesi on ollut keskimääräistä runsasravinteisempaa tai vähäravinteisempaa.

Marjut Räsänen

5 Kasviplanktonin lajisto ja biomassa

5.1 Johdanto

Kasviplanktonin lajiston ja biomassan tarkkailu on sisällytetty Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten tarkkailuun jo 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kasviplanktontuloksia aikaisemmilta vuosilta on esitetty vuosiraporteissa sekä pidemmän aikavälin tarkkailuraporteissa. Tässä raportissa keskitytään kuusivuotiskauteen 1995–2001, jonka aikana tapahtuneita muutoksia pyritään tulkitsemaan α -klorofyllin, kasviplanktonin laskettujen biomassojen sekä kasviplanktonin lajiston perusteella.

5.2 Aineisto ja menetelmät

Kvantitatiiviset kasviplankton ja α -klorofyllinäytteet on otettu pääsääntöisesti touko-lokakuun aikana kahden viikon välein aamupäivisin putkinoutimella kokoomanäytteenä koko kasvukauden ajan. Koska jätevedet johdetaan nykyisin kokonaisuudessaan kauas lahtialueista Katajaluodolle (Helsinki) ja Knaperskärrille (Espoo) asti, on velvoitteiden kattavuutta lahtialueiden kasviplanktonnäytteiden osalta vähennetty. Esimerkiksi vuonna 2001 kasviplanktonin määrää tyydyttiin monien lahtialueiden osalta mittaamaan ainoastaan epäsuorasti α -klorofyllin avulla. Veden α -klorofyllin ja kvantitatiivisten biomassanäytteiden havaintopaikat ja lukumäärät vuosina 1995–2001 on esitetty taulukossa 5.1. Näytteet edustavat pintavettä eli ne on otettu 0–4 metrin vesikerroksesta. Osa lahtialueista on kuitenkin ollut tätä matalampia, jolloin kokoomanäyte edustaa koko vesipatsasta. Katajaluodolta on otettu kokoomanäytteitä myös 4–10 metrin syvyydeltä.

Kvantitatiivinen kasviplanktonlaskenta suoritetaan Utermöhl-menetelmällä. Menetelmässä tietty osa laskentakyvatin pohjalle laskeutuneista tiedetyn tilavuuden omaavista kasviplanktonlajeista tunnistetaan ja lukumäärät lasketaan. Kertoimen avulla voidaan lajilukumäärä suhteuttaa koko laskeutettuun vesimäärään ja tilavuustietojen avulla saadaan laskettua myös kokonaisbiomassa. Menetelmän kuvaus löytyy Tikkasen (1986) kasviplanktonoppaasta. Lasketut kasviplanktonlajimäärät syötetään laskennan edistyessä suoraan DOS -pohjaiseen laskuriohjelmaan. Laskuriohjelmasta laskentatiedot siirretään MS Access 97 -tietokantaohjelmaversion, joka laskee jokaiselle lajille annetun tilavuuden mukaan koko näytteen kasviplanktonbiomassan litraa kohti.

Eräiden ryhmien lajinmääritys on erittäin vaikeaa. Esimerkiksi pienten pyöreäsoluisten sinilevien taksonomia on viime vuosikymmenen aikana muuttunut ja kehittynyt paljon. Aiheesta on runsaasti julkaisuja ja kirjallisuutta, mutta lajintunnistamisen vieminen käytännön tasolle on usein hankalaa. Joidenkin tällaisten kasviplanktonlajien määrittäminen käytetyillä menetelmillä onkin mahdotonta, joten määrittäminen on tehty ainoastaan suku- tai heimotasolle. Chroococcales-sinilevälahkon taksonien laskentatavassa on myös tapahtunut muutoksia. Vuonna 2000 siirryttiin koloniakohtaisesta laskennasta yksittäisten solujen tai solu-

ryhmien laskentaan, joka on yleisesti käytössä oleva menetelmä ja joka antaa entistä tarkemman arvion taksonin biomassasta. Muitakin yksittäisten lajien tilavuustietoja on mahdollisuuksien mukaan pyritty tarkastamaan sekä luomaan uusia kokoluokkia yleisesti esiintyville vaihtelevankokoisille lajeille. Veden α -klorofylli ja kasviplanktonin biomassatulokset korreloivatkin paremmin seuranta-jakson 1995–2001 aikana kuin edellisenä raportointiajanjaksona 1987–1994 (Katajaluoto: 1987–1994 $r=0,80$, 1995–2001 $r=0,93$, Länsi-Tonttu: 1988–1994 $r=0,72$, 1995–2001 $r=0,83$ ja Knaperskär: 1988–1994 $r=0,95$, 1995–2001 $r=0,97$).

Veden α -klorofyllipitoisuus määritettiin standardin SFS 5772 mukaan. Vuosien 1995–2001 välillä menetelmässä on tehty pieniä muutoksia. Ennen vuotta 1995 α -klorofylli irrotettiin suodatinkalvosta jauhamalla homogenisaattorilla. Tämän jälkeen irrottamiseen on käytetty vesihaudetta. 1999 otettiin vanhan Varian 634 S:n tilalle käyttöön uusi spektrofotometri Hewlett Packard 8453E. Näytteiden kirkastamiseen alettiin samana vuonna käyttää ruiskusuodatusta, kun siihen aikaisemmin oli käytetty sentrifugointia.

Kaikki alkuperäisaineisto on nähtävissä Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä.

5.3 Biomassa ja lajistokehitys eri tutkimusalueilla

Tulokset ovat vuosien 1995–2001 ryhmä-, suku- tai lajikohtaisista tuloksia. Tulokset on koottu taulukoihin 5.2 ja 5.3. Tässä selvityksessä Helsingin edustan alueet on jaettu lahtialueisiin ja sisäsaaristoon sekä ulkosaaristoon. Espoon alueelta on tässä yhteydessä käsitelty lähinnä Knaperskärin tuloksia.

Kasviplanktonin vuotuisiin vaihteluihin ja niiden ajoittumiseen vaikuttavat paitsi fysikaaliset ja kemialliset tekijät myös erityisesti sääolot (valo ja lämpötila). Esimerkiksi näytteenotto keväällä ei aina ole osunut keväiseen levämaksimiin. Tämä vaikuttaa huomattavasti myös tuloksiin, sillä jos kevätmaksimin huippua ei ole saatu näytteenottoon, ovat tulokset touko-lokakuun keskiarvoissa huomattavasti pienempiä. Myös jäiden alla tapahtuva levämäärän runsastuminen jää näytteenoton ulkopuolelle.

5.3.1 Helsingin edusta

5.3.1.1 Lahtialueet ja sisäsaaristo

Vanhankaupunginlahti (4) toimii eräänlaisena puskurialueena Vantaanjoen ja saaristoalueen välillä vähentäen varsinaiselle merialueelle kohdistuvaa kuormitusta. Vantaanjoen vaikutus kasviplanktonin biomassaan ja lajistoon on selvä. Vanhat puhdistamot eivät enää 1990-luvulla vaikuttaneet Vanhankaupunginlahden veden laatuun, koska Viikin ja Kyläsaaren jäteveden puhdistamoilta purkautuvat vedet johdettiin Katajaluodolle johtavaan purkuputkeen. Puhdistettua jätevettä johdettiin Vanhankaupunginlahteen vain Katajaluodon tunnelin sortuman korjauksen aikana talvella 1995–1996.

Keväällä Vantaanjoen tuomat makeat sulamisvedet samensivat Vanhankaupungin-

Taulukko 5.1. Kasviplanktonin *a*-klorofylli ja kvantitatiivisten biomassanäytteiden havaintopaikat ja lukumäärät vuosina 1995-2001.

	Klorofylli-a näytteet, lkm								Kvantitatiiviset biomassat, lkm							
	nro	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
HELSINKI																
Lahtialueet ja sisäsaaristo																
Vanhankaupunginselkä	4	13	12	7	6	12	13	7	12	9		1	10	13		
Vasikkasaari	18	13	12	8	6	12	13	7	12	9			12			
Husunkivi	44	3	6	4	3	3	3	3								
Tullisaarenselkä	23		3		2			1								
Kaisaniemenlahti	132		3													
Merisatama	165		3		1											
Laajalahti	87	13			2	12	12	7	13				12	12		
Lauttasaarenselkä	62	13			2			1	13							
Porsas	94	2	6	10	8	8	9	7								
Lapinlahti	136	2	1	2	1	2	2	2								
Vartiokylänlahti	25						12	13						12	12	
Granö	113	2	2	2	6	2	2	3	6			8				
Skatanselkä	111	15	8	10	10	9	9	7	13			8				
Itä-Villinki	36	13			1			1	13							
Villasaarenselkä	29				1			1								
Musta Hevonen	181				1			1								
Melkin selkä	68				2			1								
Kuggensten	127		3		2			1								
Saaristo																
Länsi-Tonttu	114	13	12	14	12	12	14	12	13	12	13	12	12	14	13	
Katajaluoto	125	23	22	28	23	24	25	24	23	20	28	24	26	27	12	
Pentarn	166	13			1			1	12							
Gräskärsbådan	149	13	5	8	6	8	7		13							
Koiraluoto	168	13	5	8	6	7	7	8	13							
Koirakari	55	3	3	4	3	3	3	3								
Flatthällgrundet	39		5	8	5	7	7	8								
Kasuuni	142		1		1					1		1	1	1		
ESPOO																
Knaperskär	147	13	11	14	12	12	13	12	13	11	13	12	13	13	12	
Espoonlahti	120	13			2			1	13							
Kytö	122	13			2			1	13							
Ryssjeholmsfjärden	117		4	7	6	12	12	7				13				
Kytön väylä	57				2			1								
Bodön selkä	107				2			1								
Stora Mickelskären	123															
Jugtgrund	152				2			1								
Espoonlahti	118				2			1								
Westendinselkä	75				2			1								
Bodön selkä	107				2			1								
Knaperskär	154	13			2			1								
Knaperskär	156				2			1								
Berggrund	148		4	8	6	7	7	7								

Taulukko 5.2. Kasviplanktonin määrä Helsingin ja Espoon alueella 0–4 metrin näytteissä *a*-klorofyllinä ilmoitettuna (mg/m³). Tulokset ilmoitettu touko-lokakuun (ylhäällä) ja heinä-syyskuun (alhaalla) keskiarvoina.

		touko-lokakuu						
	nro	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
HELSINKI								
Lahtialueet ja sisäsaaristo								
Vanhankaupunginselkä	4	22	29	34	14	28	52	19
Vasikkasaari	18	12	11	13	12	8,7	8,0	7,7
Husunkivi	44	11	12	7,5	17	4,5	48	9,4
Lauttasaarenselkä	62	13			14			7,0
Laajalahti	87	17			37	20	18	25
Porsas	94	6,3	12	11	35	11,0	9,1	12
Vartiokylänlahti	25						8,3	9,8
Granö	113	25	12	7,3	7,7	3,5	9,8	11
Skatanselkä	111	11	6,9	11	9,2	9,2	11	6,7
Itä-Villinki	36	9,5			38			5,3
Saaristo								
Länsi-Tonttu	114	7,6	8,4	10	6,5	12	7,9	5,3
Katajaluoto	125	10	7,9	9,6	8,8	11	6,3	7,7
Pentarn	166	8,2			24			5,5
Gråskärsbådan	149	8,2	6,9	8,6	6,5	8,0	6,2	
Koiraluoto	168	8,8	10	9,9	5,7	9,8	6,1	6,4
Koirakari	55	8,5	15,4	7,8	25,9	8,5	60,3	8,7
Flatthällgrundet	39		8,5	7,9	5,5	15,9	6,1	11
ESPOO								
Knaperskär	147	7,6	9,6	12	11	8,6	5,4	8,2
Espoonlahti	120	11			20			6,7
Kytö	122	7,3			4,1			4,4
Ryssjeholmsfjärden	117		8,7	11	8,3	8,1	7,4	9,5
Knaperskär	154	9,4			10			3,5
Berggrund	148		3,5	9,3	5	8	4,7	6,9
		heinä-syyskuu						
	nro	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
HELSINKI								
Lahtialueet ja sisäsaaristo								
Vanhankaupunginselkä	4	27	34	49	5,3	27	51	19
Vasikkasaari	18	6,9	6,6	14	15	8,4	8,7	6,7
Husunkivi	44	5,7	4,9	8,1	14	7,6	5,3	5,6
Lauttasaarenselkä	62	7,7			7,0			7,0
Laajalahti	87	18			14	21	21	25
Porsas	94	6,3	13	15	10	6,6	10	6,0
Vartiokylänlahti	25						8,7	10
Granö	113	4,7	9,1	5,2	8,1	3,5	6,8	4,9
Skatanselkä	111	6,9	5,1	10	7,5	5,1	7,2	4,4
Itä-Villinki	36	4,6						5,3
Saaristo								
Länsi-Tonttu	114	3,7	5,1	5,8	5,2	5,7	6,5	4,9
Katajaluoto	125	6,5	5,4	7,1	6,3	6,9	7,2	5,4
Pentarn	166	4,5						5,5
Gråskärsbådan	149	3,8	5,6	6,8	5,5	5,7	5,3	
Koiraluoto	168	4,5	6,1	9,0	4,8	5,4	4,7	3,4
Koirakari	55	6,4	4,1	10,8	13	15,6	5,8	4,3
Flatthällgrundet	39		4,9	8,5	5,6	5,6	6,1	12,4
ESPOO								
Knaperskär	147	4,5	6,5	5,8	6,0	5,6	6,5	6,4
Espoonlahti	120	9,2			5,7			6,7
Kytö	122	4,2			3,5			4,4
Ryssjeholmsfjärden	117		13	15	8,5	6,5	7,5	9,4
Knaperskär	154	5,7			12			3,5
Berggrund	148		4,8	7,5	6,4	5,1	4,6	5,2

(yksittäiset tulokset merkitty punaisella)

Taulukko 5.3. Kasviplanktonin määrä Helsingin ja Espoon alueella 0–4 metrin näytteissä hiilibiomassana ilmoitettuna (mg C/m³). Tulokset ilmoitettu touko-lokakuun (ylhäällä) ja heinä-syyskuun (alhaalla) keskiarvoina.

		touko-lokakuu						
	nro	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
HELSINKI								
Lahtialueet ja sisäsaaristo								
Vanhankaupunginselkä	4	653	650			1242	1248	
Vasikkasaari	18	312	268			333		
Lauttasaarenselkä	62	395						
Laajalahti	87	619				1008	604	
Vartiokylänlahti	25						315	325
Granö	113							
Skatanselkä	111	360			225			
Itä-Villinki	36	332						
Saaristo								
Länsi-Tonttu	114	286	242	310	227	498	270	179
Katajaluoto	125	286	206	302	344	406	254	254
Pentarn	166	305						
Gråskärsbådan	149	282						
Koiraluoto	168	327						
ESPOO								
Knaperskär	147	260	160	379	417	265	173	266
Espoonlahti	120	270						
Kytö	122	280						
Ryssjeholmsfjärden	117					303		
Knaperskär	154	337						
		heinä-syyskuu						
	nro	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
HELSINKI								
Lahtialueet ja sisäsaaristo								
Vanhankaupunginselkä	4	888	700			990	1338	
Vasikkasaari	18	151	126			308		
Lauttasaarenselkä	62	147						
Laajalahti	87	691				1210	734	
Vartiokylänlahti	25						231	217
Granö	113							
Skatanselkä	111	150			249			
Itä-Villinki	36	96						
Saaristo								
Länsi-Tonttu	114	83	102	135	178	232	195	150
Katajaluoto	125	126	114	169	169	240	266	149
Pentarn	166	85						
Gråskärsbådan	149	83						
Koiraluoto	168	81						
ESPOO								
Knaperskär	147	95	94	137	170	167	192	168
Espoonlahti	120	113						
Kytö	122	89						
Ryssjeholmsfjärden	117					197		
Knaperskär	154	123						

lahden veden ja kasviplanktonin määrä pysyi siksi kevätkauden suhteellisen pienenä. Vasta myöhemmin vesi kirkastui niin paljon, että kasviplankton pääsi runsastumaan. Vuosina 1995–2001 biomassahuiput ajoittuivat kesä-heinäkuulle. Tällöin lajistossa runsaimpina olivat ensin *Skeletonema subsalsum* - ja pienet kiekkomaiset piilevät (mm. *Cyclotella meneghiniana*) ja näiden jälkeen *Diatoma tenuis* ja *Chaetoceros*-lajit (varsinkin *Chaetoceros minimus*). Tietyt piilevät (mm. *Nitzschia longissima*) runsastuvat ajoittain myös myöhemmin kesällä. Esimerkiksi vuosina 1999 ja 2000 *Nitzschia longissiman* huippu oli havaittavissa elo-syyskuussa. Kesän kuluessa pienet siimalliset levät eri ryhmistä vahvistivat myös asemaansa. Tällaisia olivat *Clamydomonas* spp. ja *Pyramimonas* sp. -viherlevät, *Chrysochromulina* spp. -tarttumalevät sekä erilaiset nielulevät. Sinilevät runsastuivat yleensä heinäkuussa, mutta niiden biomassassa ei yhtenäkkään tarkkailujakson vuonna ollut vallitseva. Runsaimpia sinileviä olivat *Snowella*- ja *Woronichinia*-sukujen sinileväkoloniat. Mukana on usein myös runsaasti *Pseudonabaena*-sinilevärihmoja, joiden biomassassa oli pienestä koosta johtuen kuitenkin suhteellisen vaatimaton. Rihmamaisia molekylaarista tyyppiä sitomaan pystyviä rihmamaisia sinileviä esiintyi ajoittain, mutta niiden määrä pysyi vähäisenä.

Kruunuvuorenselän alue on eräänlaista vaihtumisaluetta. Vantaanjoen vaikutus näkyy alueella vielä lajistossa vaikka kasvukaudenaikaiset biomassan ja lajiston trendit muistuttavatkin saariston aluetta. Kruunuvuorenselällä sijaitsevan **Vasikka-saaren** havaintopaikalla (18) kasviplanktonin määrä runsastui huhtikuun lopulla tai viimeistään toukokuussa. Tällöin piilevät (*Skeletonema costatum*, pienet kiekkomaiset piilevät ja *Achnanthes taeniata*) sekä myös panssarisiimalevät (*Scrippsiella hangoei* ja *Peridiniella catenata*) muodostivat keväisen biomassahuipun. Kokonaisbiomassassa kohosi keväiseen huippuunsa toukokuun loppupuolella. Kesäkuun aikana biomassat laskivat kesäiseen minimiin, jolloin vallalla olivat viileässäkin vedessä viihtyvä rihmamainen sinilevä *Aphanizomenon flos-aquae* sekä erillaiset siimalliset flagellaatit runsaimpina *Pyramimonas* sp., *Chrysochromulina* sp., *Eutreptiella* sp. ja *Mesodinium rubrum*. *A. flos-aquae* määrä vaihteli pitkän kesän ja kokonaisuutena sinilevien määrä ei noussut minään vuonna kovin suureksi. *Heterocapsa*-panssarisiimalevälajit esiintyivät loppukesän aikana useana vuonna melko runsaana. Vuonna 1999 syyskuussa kohosi *Prorocentrum*-panssarisiimalevän määrä poikkeuksellisen runsaaksi, jota ei aikaisemmin ole havaittu.

Laajalahti (87) oli tarkkailun alkuvuosikymmeninä (1960–1970-luvuilla) hypereutrofinen, kun Talin jätevedenpuhdistamo laski vetensä sinne. Laajalahti on edelleen rehevä, mutta levien määrä on huippuvuosista 1980-luvun lopulle ja 1990-luvulle vähentynyt huomattavasti. Laajalahden kevätukinta ajanjaksolla 1995–2001 oli voimakkaimmillaan huhtikuun tai toukokuun lopulla, jolloin lajistossa vallitsevia olivat vaihtelevissa määrin panssarisiimalevät ja piilevät. Vuonna 1999 kevätukinta koostui valtaosin piilevistä, ja *Chaetoceros*-lajit kattoivat jopa 70 % biomassasta. Mukana oli kukinnan edistyessä myös runsaasti *Achnanthes taeniata* ja *Diatoma tenuis*-piileviä. Toisaalta taas vuonna 2000 huhti-toukokuun vaihteessa kevätukinnassa olivat vallalla panssarisiimalevät, jolloin *Scrippsiella hangoei* kattoi yli 50 % biomassasta. Kevätukinnan jälkeen levien määrässä on selvä pudotus, vaikkei biomassassa vähentynytkään hyvin pieneksi.

Taulukko 5.4. Katajaluodon pintaveden (0–4 metriä) α -klorofyllipitoisuuden (mg/m³), kasviplanktonin kokonaisbiomassan (mg/l) ja sinileväbiomassan (mg/l) kuukausikeskiarvot vuosina 1995–2001.

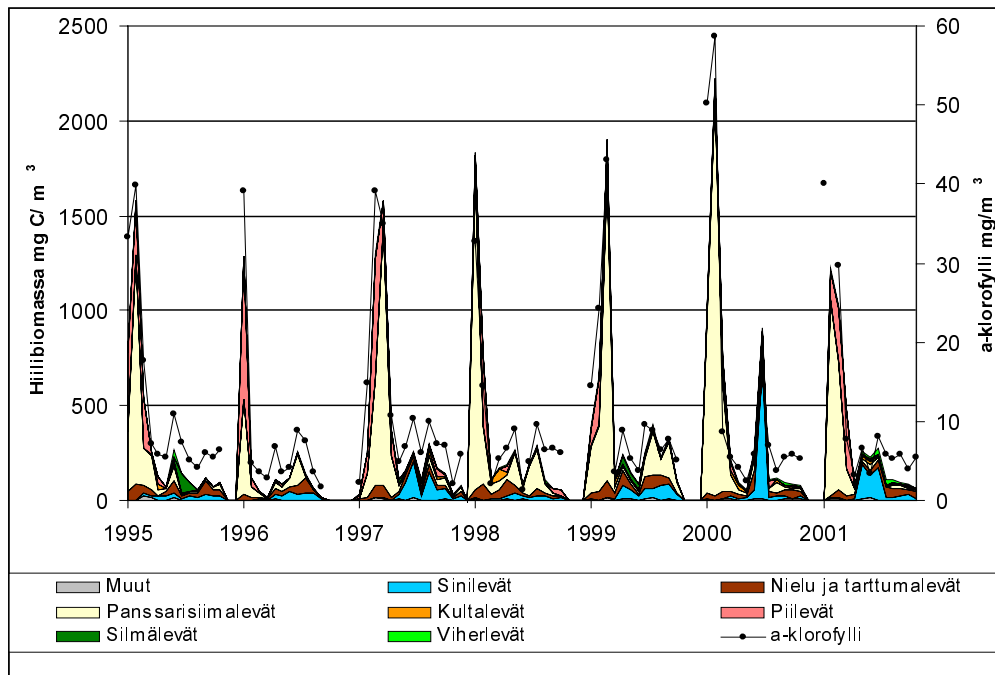
A-klorofyllipitoisuus mg/m ³ , Katajaluoto 125							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
maalis			2				
huhti	33		27		14	54	40
touko	29	39	23	24	34	7	19
kesä	6	4	6	5	6	3	5
heinä	9	4	8	5	4	11	6
elo	5	7	9	7	9	5	6
syys	6	6	5	6	7	6	5
loka	6	2	6	6	5	5	6

Kokonaisbiomassa mg/l, Katajaluoto 125							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
maalis	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
huhti	6,8	0,0	6,6	0,0	3,2	12,5	9,8
touko	8,7	11,0	7,8	10,4	10,3	3,9	6,3
kesä	1,3	0,7	1,2	1,4	1,6	0,6	1,5
heinä	1,8	0,6	1,7	1,5	1,0	5,3	2,2
elo	1,4	1,6	2,1	1,9	2,7	1,0	1,0
syys	0,8	0,9	0,8	0,7	2,3	0,8	0,8
loka	0,8	0,2	0,7	0,5	0,9	0,7	0,5

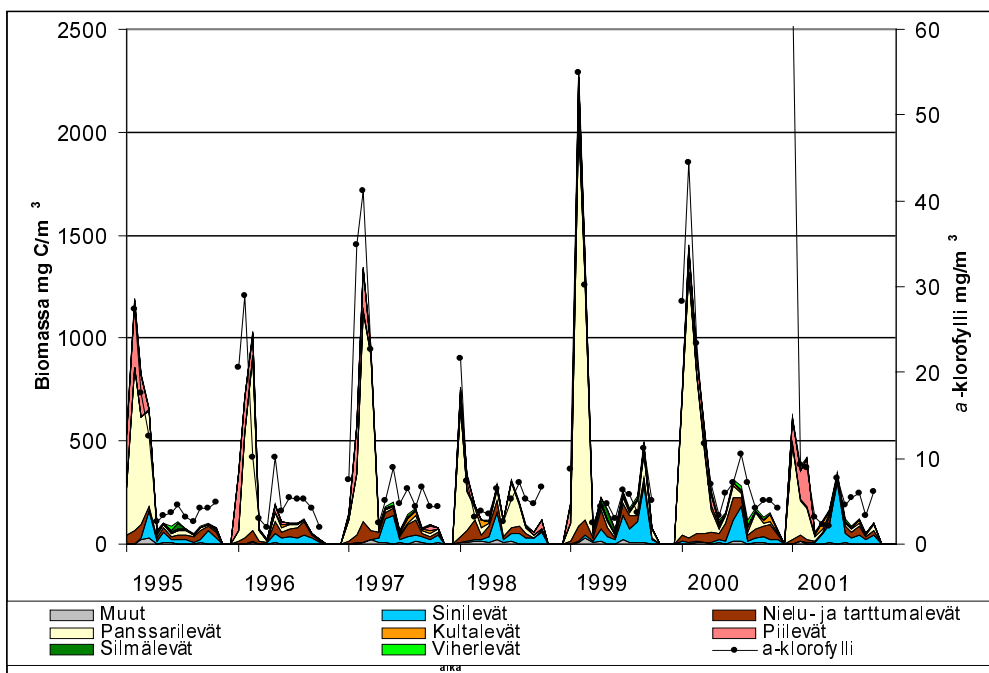
Sinileväbiomassa mg/l, Katajaluoto 125							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
maalis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
huhti	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,06
touko	0,04	0,00	0,02	0,03	0,01	0,08	0,01
kesä	0,15	0,01	0,51	0,07	0,37	0,09	0,85
heinä	0,16	0,16	0,98	0,23	0,32	3,40	1,33
elo	0,15	0,33	0,92	0,14	0,45	0,15	0,12
syys	0,24	0,33	0,29	0,12	0,67	0,09	0,23
loka	0,18	0,08	0,21	0,10	0,27	0,09	0,07

Valtalajeina tällöin olivat mm. pienet *Pyramimonas* sp. ja *Chrysochromulina* spp. -flagellaatit. Sinilevien kausi alkoi kesäkuun lopulla tai heinäkuun alussa, jolloin yleistyivät erityisesti pienet kokkaalit koloniat mm. *Snowella* spp. ja *Merismopedia* spp. Lisäksi molekulaarisen typen sidontaan pystyvistä lajeista runsaina esiintyivät *Aphanizomenon flos-aquae* sekä 1990-luvun lopulla myös *Anabaena* spp. Näiden rihmamaisten sinilevien määrä on runsastunut Laajalahdella erityisesti 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alussa, kun taas aikaisempina vuosikymmeninä valtalajina esiintynyttä *Planktotrix agardhii* -sinilevää ei enää juuri esiintynyt. Vuoden 1999 syksyn runsas *Prorocentrum*-esiintymä näkyi myös Laajalahden näytteissä syys-lokakuussa, jolloin biomassat kohosivat syksyisiksi määriksi harvinaisen korkeiksi.

Seurasaarenselältä (**Porsas**, 94) on α -klorofyllitietoa ajanjaksolta 1995–2001, mutta ei kvantitatiivisia lajistotuloksia. 1990-luvun loppupuolella kevätkukinnat ovat olleet melko suuria. Esim. toukokuun alkupuolella 1998 klorofylliarvot ko-

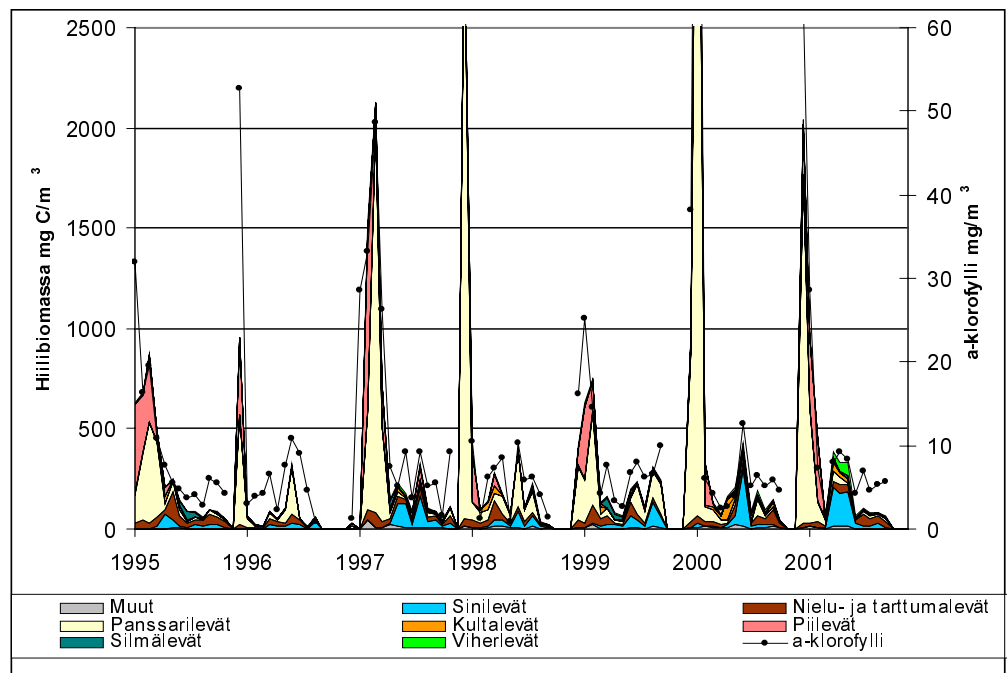


Kuva 5.1. Kasviplanktonin määrä ja eri ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta Katajaluodon havaintopaikan pintanäytteissä 1995-2001.



Kuva 5.2. Kasviplanktonin määrä ja eri ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta Länsi-Tontun havaintopaikan pintanäytteissä 1995-2001.

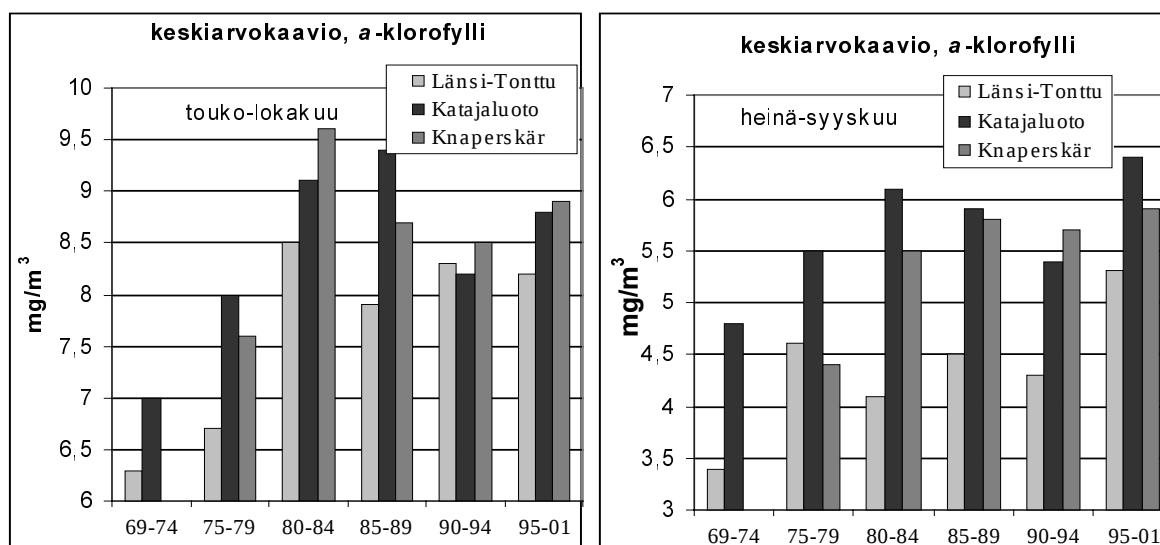
hosivat lähes 160 mg/m³:aan, joka on ennätysellinen Seurasaarenselän alueella. Kevätkukinta on kuluttanut talven aikana kerääntyneet ravinteet tehokkaasti, sillä loppukesäiset *a*-klorofylliarvot ovat pienentyneet 80-luvun lopusta ja 90-luvun alusta.



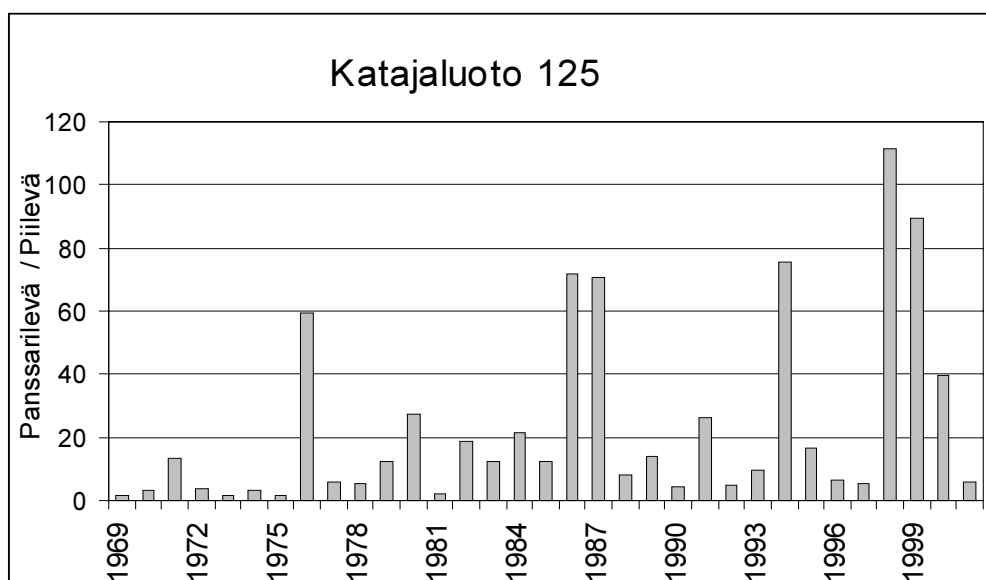
Kuva 5.3. Kasviplanktonin määrä ja eri ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta Knaperskärin havaintopaikan pintanäytteissä 1995-2001.

Lauttasaarenselän (62) kasviplanktonin määrä on 1970- ja 1980-luvulta lähtien vähentynyt. Tuloksia on kattavasti vuodelta 1995 ja tämän jälkeen ainoastaan kolme yksittäistä *a*-klorofyllinäytettä. Vuonna 1995 keväällä pääosin panssariisiimalevien muodostama kevätkukinta oli 1995 kohtalainen, sillä biomassat olivat alle 35 mg/m³. Kesälajisto koostui yhteyttämään kykenevistä *Mesodinium*-ripsieläimistä, nielulevistä ja muista pienistä flagellaateista. Heinäkuun loppupuolella lajistoa hallitsi *Eutreptiella*-silmälevät, joiden muodostama kukinta oli havaittavissa muissakin Helsingin edustan näytepisteissä. *Eutreptiella*-silmälevää havaitaan alueen näytteissä säännöllisesti, mutta varsinkin kesällä ja syksyllä se voi muodostaa hyvinkin massiivisia, silmämääräisesti havaittavia kukintoja alueella.

Vartiokylänlahdelta (25) on *a*-klorofylli- sekä kvantitatiivisia biomassanäytteitä seurantajakson ajalta ainoastaan vuosilta 2000 ja 2001. Kevätkukinta ajoittui huhtikuun puolelle. Touko-lokakuun keskiarvoja laskettaessa *a*-klorofyllistä ja kasviplanktonbiomassasta eivät kevään huippuarvot tulleet mukaan. Tästä johtuen Vartiokylänlahden arvot jäivät silmiinpistävän pieniksi. Tosin monina aikaisempinakin vuosina, jolloin näytteitä on tullut, on biomassahuippu ajoittunut jo huhtikuun loppuun, joten tulokset ovat kuitenkin vuosien välillä vertailukelpoisia. Kesälajisto koostui valtaosin pienikokoisista flagellaateista (*Chrysochromulina* spp., *Pyramimonas* sp., *Pseudopedinella* spp. ja jotkut nielulevät). Ajoittain runsastuivat myös pienet kiekkomaiset piilevät (mm. *Cyclotella meneghiniana*) ja *Heterocapsa triquetra*-panssariisiimalevät. Sinilevien määrä ei noussut kovin suureksi, mutta lähinnä *Aphanizomenon flos-aquae* ja kokkaalit sinileväkoloniat (mm. *Snowella* spp.) runsastuvat hiukan heinä-, elo- ja syyskuussa. Levien määrä näyttää kokonaisuutena Vartiokylänlahdella vähen-



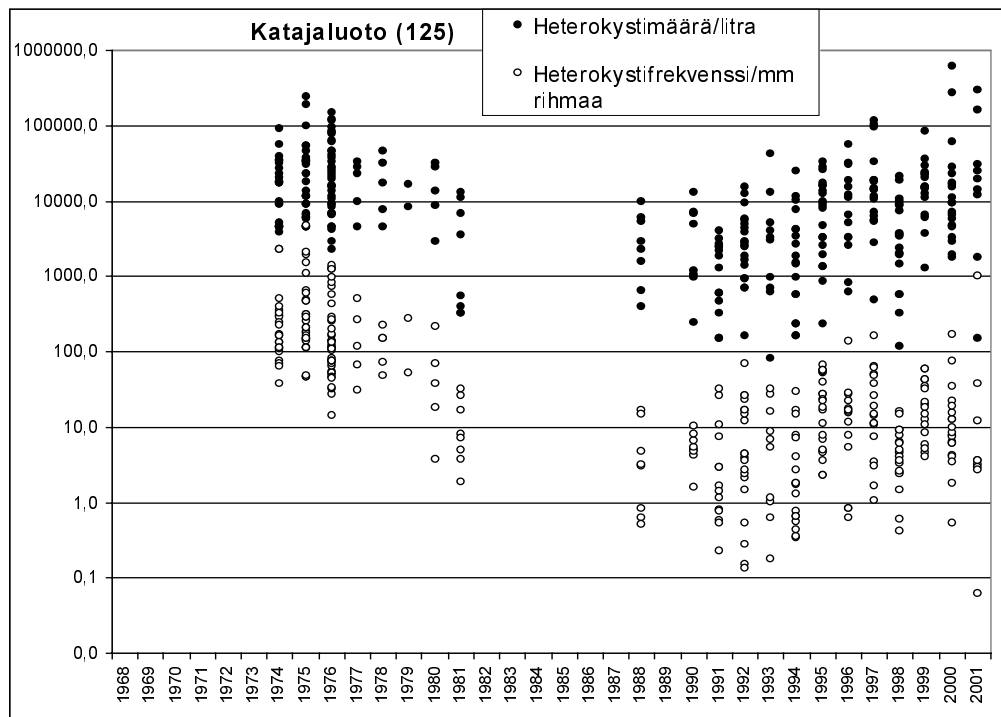
Kuva 5.4. Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) touko-lokakuun ja heinä-syyskuun a-klorofyllikeskiarvot 5–7 vuoden jaksoina esitettynä.



Kuva 5.5. Panssarisiimalevien ja piilevien määräsuhteen kehitys vuosikeskiarvoina kuvattuna.

tyneen verrattuna aikaisempien vuosikymmenten määriin (Viljamaa 1995), mutta Vartiokylänlahti on kuitenkin itäisen lahti- ja saaristoalueen havaintopaikoista rehevin.

Vuosaaren jätevedenpuhdistamo päästi puhdistetut jätevetensä **Skatanselän** (111) alueelle vuoteen 1994 saakka. Tarkkailujakso 1995–2001 on ensimmäinen jakso, jolloin alueelle ei ole päästetty jätevesiä. Alueen rehevydessä ei ole tapahtunut havaittavia muutoksia. Kasviplanktonlajistoa on analysoitu ainoastaan vuosien 1995 ja 1998 näytteistä. Vuoden 1995 sekä 1998 kevätukinnan huippu on mitä ilmeisemmin ajoittunut jo näytteenoton alkua edeltävälle ajalle. Kuitenkin 1995 osa kevätukintaa on saatu mukaan. Kevätlajisto koostuu samoista lajeista kuin



Kuva 5.6. Typensidontaan pystyvien sinilevien sisältämien heterokystien lukumäärä (logaritminen asteikko) ja heterokystifrekvenssi (heterokystien määrä/1mm sinilevärihmaa) Katajaluodon alueella pintavedessä 70-luvulta lähtien.

muillakin näytepaikoilla: panssarisiimalevistä (*Scrippsiella hangoei* ja *Peridiniella catenata*) sekä piilevistä (*Skeletonema costatum* ja *Achnanthes taeniata*). Kesällä lajistossa esiintyi runsaasti pieniä siimallisia lajeja (mm. eräät nielulevät ja *Pyramimonas* sp.), mutta biomassassa ei kuitenkaan kohonnut kovin suureksi. Vuonna 1995 *Aphanizomenon*-sinilevän määrä nousi poikkeuksellisen suureksi jo kesäkuun alussa, mutta myöhemmin kesällä sinilevää ei enää kovin suuressa määrin esiintynyt. Samana vuonna heinä-elokuussa runsastuivat puolestaan *Eutreptiella*-silmälevät, kuten muuallakin Helsingin edustan saaristoalueella. Vuoden 1998 kesälajiston silmiinpistävin piirre on *Heterocapsa*-lajien runsas esiintyminen. Hyvin samantyylinen lajistokoostumus on havaittavissa myös **Granön** (113) alueella, josta ei kuitenkaan ole yhtä kattavaa näytesarjaa kuin Skatanselältä.

Itä-Villingin (36) alueelta on kvantitatiivisia kasviplanktontuloksia sekä kattavia *a*-klorofyllituloksia ainoastaan vuodelta 1995. Kevätkukinta ajoittuu hieman Skatanselkää myöhempään ajankohtaan ja on intensiteetiltään hieman heikompi. On kuitenkin huomattava että *a*-klorofylli- ja biomassataulukoissa lasketut touko-lokakuun keskiarvot Itä-Villingin ja Skatanselän välillä eivät ole täysin vertailukelpoisia, koska toisessa kevätkukinta ei ole mukana. Biomassat ovat Itä-Villingin alueella koko loppukasvukauden hieman pienempiä kuin Skatanselällä.

5.3.1.2 Ulkosaaristo

Kasvukauden aikainen ulkosaariston (**Katajaluoto** 125 ja **Länsi-Tonttu** 114) biomassassa ja lajistokehitys eteni sääolojen ja lämpötilan sallimassa tahdissa.

Useampina vuosina kevätkukinta ajoittui huhtikuun lopulle, vain muutamana vuonna kukinta oli toukokuun puolella (kuvat 5.1–5.2). Lajeista runsaimpana esiintyy *Scrippsiella hangoei* ja *Peridiniella catenata*. Muutamana vuonna myös piileviä oli suhteellisen suuria määriä, lajeista huomattavimpia ovat *Achnanthes taeniata* ja *Skeletonema costatum*. Kesälajisto koostui nielulevistä, pienistä flagellaateista. *Mesodinium rubrum* edustaa kesän näytteissä myös huomattavaa biomassaa. Rihmamaisista sinilevistä *Aphanizomenon flos-aquae* runsastui monesti jo kesäkuussa ja muut rihmamaiset sinilevät (*Anabaena lemmermannii* ja *Nodularia spumigena*) vasta veden lämpenemisen myötä yleensä heinäkuussa. Vuonna 1997 rihmamaiset sinilevät muodostivat Suomenlahdella ja koko Itämerellä runsaasti sinilevien pintalauttoja, jotka ajautuivat aivan Helsingin rannoille saakka. Tosin myös useina 1990-luvun lopun ja 2000-luvun alun kesinä vedessä on ollut runsaasti sinilevää, muuta tuuli on sekoittanut ne suurempaan vesimassaan, eivätkä ne ole ajautuneet suurina lauttoina rantaan niin kuin kesällä 1997.

5.3.2 Espoon edusta

Espoon merialueelta on kasviplanktontuloksia vuosilta 1995–2001 kattavasti **Knaperskär**istä (147), josta on sekä *a*-klorofylli- että kasviplanktonlaskentatuloksia (taulukot 5.2 ja 5.3). Myös **Ryssjeholmsfjärden**istä (117), **Stora Mickelskären**iltä (123) ja **Berggrund**ista (148) on muutamia *a*-klorofyllituloksia kasvukauden ajalta useammalta vuodelta.

Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesipurkutunneli laskee puhdistetut jätevetensä Gåsgrundetin saaren itäpuolelle, joka on lähellä Knaperskärin (147) havaintopaikkaa. Knaperskärin alue muistuttaa vuotuisen lajistossukcession osalta hyvin paljon Helsingin edustan ulkosaaristopisteitä (kuva 5.3). Kevätkukinta ajoittui huhtikuun lopulle tai toukokuun alkuun. Panssarisiimalevät, varsinkin *Scrippsiella hangoei*, dominoivat kevätlajistoa. Myös muutamit piilevälajit olivat yleisiä kuten alkukeväinen *Achnanthes taeniata* sekä myöhemmin keväällä runsastuva *Skeletonema costatum* ja *Chaetoceros*-lajit. Kevätkukinnan jälkeen, kun biomassaa on pienentynyt romahdusmaisesti, vallitsevat pienet flagellaatit (*Chrysochromulina* spp., *Pseudopedinella* spp. ja nielulevät) ja *Mesodinium rubrum*, joka vaikka lasketaankin eläinplanktoniin, pystyy kasviplanktonin tavoin yhteyttämään. Kesällä runsastuvat Helsingin edustan tavoin sinilevät. Ensin *Aphanizomenon flos-aquae*, joka selviytyy jo viileämmässä vedessä ja myöhemmin myös *Anabaena lemmermannii* ja *Nodularia spumigena*.

5.4 Keskeisiä huomioita kasviplanktonin biomassoista ja lajistosuhteista

Vuosien 1995–2001 välisenä aikana Vanhankaupunginselän kasviplanktonin määrä (*a*-klorofylli ja laskettu biomassa) oli suurimmillaan vuonna 2000, jolloin kevätkesällä piilevien määrä (*Skeletonema subsalsum* ja *Diatoma tenuis*) ja syyskesällä *Pyramimonas*-viherlevien määrä oli erityisen suuri (taulukko 5.2 ja 5.3). Tästä huolimatta biomassat eivät yllä tarkkailujakson 1995–2001 aikana lähellekään aikaisempien vuosikymmenien tuloksia. Esimerkiksi 70-luvulla touko-lokakuun keskimääräinen kasviplanktonin hiilibiomassa oli jopa 4500 µg C/l, kun

se tarkkailujakson 1995–2001 huippuvuonna 2000 oli noin 1250 µg C/l. Vaikka Vanhankaupunginlahti on edelleen rehevä, voidaan hyvänä suuntana pitää mm. sitä, ettei lajistoon enää kuulu aikaisemmin hyvin runsaana Helsingin rehevissä lahdissa esiintynyt *Planktotrix acardhii* -sinilevä.

Viikinmäen puhdistamon puhdistetun jäteveden purkutunneli Katajaluodolle sortui ja oli suljettu talven 1995–1996 ajan. Jätevesien tilapäisellä johtamisella Vanhankaupunginlahteen ei näyttänyt olevan olennaista vaikutusta kesällä 1996 planktonin määrään tai lajikoostumukseen (Norha ym. 1996).

Kruunuvuorenselän kasviplanktonin kokonaismäärä on pienentynyt selvästi edellisten vuosikymmenien aikaisista määristä siitä lähtien kun puhdistetut jätevedet on alettu johtaa kauemmas lahtialueilta. Trendi vaikuttaa vielä 1995–2001 välisenäkin aikana jatkuneen samansuuntaisena. Keväiset biomassamaksimit ovat Vasikkasaaren alueella suurimmaksi osaksi koostuneet piilevistä. Kesäkauden yleisin sinilevä on ollut rihmamainen *Aphanizomenon flos-aquae*. Muiden rihmamaisten ja potentiaalisesti toksisten sinilevien määrät ovat olleet pieniä. Kruunuvuorenselällä erityisesti syksyllä 1999 runsastunut *Prorocentrum minimum* on tulokaslaji Itämerellä, jota on löydetty Suomenlahdelta ensimmäistä kertaa 1993 (Pertola 2000). Levän runsauteen vaikuttaa saatavilla olevien ravinteiden absoluuttinen määrä sekä ravinteiden keskinäiset suhteet. Onkin todennäköistä että Itämeren rehevöitymisen myötä *Prorocentrum minimum* -panssarisiimalevän menestymismahdollisuudet ovat lisääntyneet.

Helsingin ulkosaariston havaintopaikoista on Länsi-Tontulta (114) ja Katajaluodolta (125) sekä Espoon alueelta Knaperskäristä (147) kaikkein kattavimmat näytesarjat sekä *a*-klorofyllin että kasviplanktonin biomassojen osalta (kuvat 5.1–5.3). Länsi-Tonttu on alttiina idästä tuleville virtauksille ennen Katajaluotoa, joten jätevesien purkutunnelin päästöt vaikuttavat ensisijaisesti Katajaluodon planktoniin. Mahdolliset purkuvesien vaikutukset näkyvät ilmeisimmin Katajaluodon lajistossa ja biomassoissa tai Espoon merialueella Knaperskäriässä.

Touko-lokakuun sekä heinä-syyskuun *a*-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot ovat Katajaluodolla olleet 60-luvun lopulta lähtien lähes säännöllisesti korkeammat kuin Länsi-Tontulla (kuva 5.4). Länsi-Tontun ja Katajaluodon *a*-klorofyllipitoisuuksien keskiarvojen välinen ero on 80-luvulta lähtien kuitenkin pienentynyt sekä koko kasvukauden (touko-lokakuu) keskiarvotuloksien että kesäkauden (heinä-syyskuu) tuloksien perusteella.

Vuosien 1995–2001 kuluessa Länsi-Tontun ja Katajaluodon alueella ei ole kokonaisbiomassojen ja *a*-klorofyllipitoisuuksien perusteella havaittavissa selvää nousevaa tai laskevaa trendiä. Kuitenkin lajistosuhteissa on tapahtunut havaittavia muutoksia, joiden voidaan katsoa heijastavan paremminkin koko Suomenlahden yleistä tilannetta kuin purkuputken tuomaa jätevesien vaikutusta alueella. Sinilevien suhteellinen osuus on hiukan lisääntynyt; sekä molekulariseen typensidontaan pystyvien, lauttoja muodostavien, rihmamaisten sinilevien (ennen kaikkea *Aphanizomenonin*) osalta että pienempien pyöreäsoluisten sinileväkolonioiden osalta. Panssarilevien suhteellinen määrä Helsingin saaristoalueen

näytteissä on myös hieman lisääntynyt. Lajeista *Scrippsiella hangoei* ja *Heterocapsa* spp. ovat lisääntyneet kuten myös aikaisemmin mainittu *Prorocentrum*-laji. Toinen yleinen keväällä esiintyvä panssarisiimalevä *Peridiniella catenata* vaikuttaa puolestaan vähentyneen. Piilevien suhteellinen osuus kokonaisbiomassasta näyttää vähentyneen vuosien 1995–2001 aikana (kuva 5.5), vaikka vähenemistä ei pidemmällä aikajaksolla olekaan kovin selvästi havaittavissa. Lajeista suhteellisesti selvimmän on vähentynyt *Achnanthes taeniatan* määrä.

Vuosien 1995–2001 aikana Knaperskärin kevätkukinta on monena vuonna ollut erittäin voimakas, voimakkaampi kuin Helsingin alueen näytepaikoilla. Kesäiset biomassat ovat olleet keskimääräisesti hiukan pienempiä kuin Katajaluodolla mutta suurempia kuin Länsi-Tontulla. Koko kasvukauden (touko-lokakuu) keskiarvojen perusteella Knaperskärin α -klorofyllipitoisuuden (kasviplanktonin määrä) trendi näyttää laskevan 80-luvun alusta lähtien (kuva 5.4). Kesäaikainen tilanne (heinä-syyskuu), jolloin sinilevät ovat runsaimmillaan, on pysynyt ennallaan.

5.4.1 Eri menetelmillä otettujen kasviplanktonnäytteiden tulosten vertailua

Alg@line-laivanäytteenoton havaintopaikan WQ3 kasviplanktonnäytteiden tulokset olivat samansuuntaisia kuin läheiseltä havaintopaikalta 125 (Katajaluoto) saadut kasviplanktontulokset. Pääpiirteessään biomassakehitys ja lajistokehitys noudattelee samaa linjaa molemmilla paikoilla kaikkina tutkittuina vuosina. Esimerkiksi *Eutreptella* sp.:n, *Heterocapsa triquetra*n ja *Prorocentrum minimum*n ajoittaiset runsastumiset on havaittavissa molemmissa näytteissä samaan aikaan. Kasviplankton esiintyy kuitenkin laikuttaisesti ja tästä johtuvat erot ovat myös selvästi havaittavissa. Esimerkiksi *Aphanizomenon flos-aquae* -sinilevän aiheuttama biomassapiikki Katajaluodolla vuoden 2000 kesällä (taulukko 5.4) ei ole intensiteetiltään läheskään samanlaisena havaittavissa läheisellä WQ3-havaintopaikalla.

5.4.2 Heterokystiset sinilevät

Tietyt rihmamaiset sinilevät pystyvät käyttämään ilmakehän molekulaarista typpeä, jos veden typpipitoisuus pienenee riittävästi ja muuten olosuhteet ovat suotuisat levien kasvuille. Typen sidonta tapahtuu sinilevärihman erilaistuneissa soluissa eli heterokysteissä. Runsaimmat merialueellamme esiintyvät heterokystejä sisältävät sinilevälajit ovat *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* ja *Nodularia spumigena*. Heterokystien lukumäärän voidaan yleisesti katsoa korreloivan sidotun typen määrän kanssa. Katajaluodon havaintopaikalta on seurattu rihmamaisien sinilevien heterokystirunsautta ja sen kehittymistä (kuva 5.6). 1980-luvun lopun ja 90-luvun alun vuosien jälkeen heterokystien solumäärät ovat olleet nousussa, koska myös sinilevien kokonaismäärät ovat hieman nousseet. Heterokystifrekvenssi on myös suurentunut, mutta ei kovin paljon. Sinilevien kokonaismäärän lisääntymisen myötä heterokystien solumäärät ovat olleet nousussa myös aikavälillä 1995–2001, mutta heterokystifrekvenssi ei juuri ole suurentunut. Helsingin Viikin ja Suomenojan Espoon puhdistamolla aloitettiin typenpoisto 1998. Typenpoiston vaikutusta ei heterokystimäärien perusteella voida Katajaluodolla havaita.

5.4.3 Sinilevien toksisuus

Sinilevien toksisuutta seurattiin säännöllisesti vuonna 2001 kesä-elokuussa Alg@line-näytteenoton kolmelta Helsingin edustan havaintopaikalta. Alueelta saatiin myös muutamia muita Helsingin edustan näytteitä määritettäväksi. Elisa-menetelmällä pystytään määrittämään yleisimmät toksiinit (mikrokystiinit ja nodulariinit).

Kesällä 2001 sinilevien määrä oli Suomenlahdella runsaimmillaan heinäkuun viimeisellä kokonaisella viikolla, jolloin melko yhtenäinen, toksinen levälautta ylettyi aivan Helsingin edustalle saakka. Suurin toksisuuspitoisuus mitattiin tällöin (26.7.) Harmajalta pintavedestä kauhotusta näytteestä, jossa mikrokystiinipitoisuus oli 150 µg/l. Samalla viikolla mitattiin automaattisen laivanäytteenoton näytteistä myös kesän korkeimmat mikrokystiini/nodulariinipitoisuudet (3,7 µg/l). Vuoden 2001 tulokset on julkaistu Helsingin ympäristökeskuksen julkaisussa 9/2001 (Räsänen ym. 2001).

5.5 Kirjallisuus

Norha, T., Pesonen, L. ja Viljamaa, H. 1996: Katajaluodon jätevesitunnelin tukkeutumisen aiheuttama seuranta Helsingin vesialueilla ja Viikin-Vanhan-kaupunginlahden luonnonsuojelualueella. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen moniste 5/1996.

Pertola, S. 2000: Tulokaslevä *Prorocentrum minimum* -Esiintyminen ja morfologinen vaihtelu Saksan rannikolta Suomenlahdelle 1990-luvulla. - Pro gradu -tutkielma.

Tikkanen, T. 1986: Kasviplanktonopas. - Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Forssa. 278 s.

Räsänen, M., Mustakallio, L. & Pellikka, K. 2001: Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2001. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2001.

Viljamaa, H. 1995: Kasviplanktonin lajisto ja biomassa sekä α -klorofylli. Teoksessa: Pesonen L, (toim) Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen moniste 1/1995, 65–100.

Viljamaa, H. 1988: Kasviplanktonin lajisto ja biomassa sekä α -klorofylli Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1970–1986. Teoksessa: Pesonen L, (toim) Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. -Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos, Tutkimustoimiston tiedonantoja 17. 85–115.

Lauri Pesonen

6 Kasviplanktonin perustuotantokyky Helsingin ja Espoon edustan merialueella vuosina 1995–2001

6.1 Yleistä

Kasviplanktonin perustuotannolla tarkoitetaan veteen liunneen epäorgaanisen hiilen sitoutumista leväsoluihin orgaanisiksi hiiliyhdisteiksi fotosynteesin välityksellä. Veden perustuotantokykymittausten avulla arvioidaan hiilen yhteyttämisen intensiteettiä vakioituissa olosuhteissa. Laboratoriossa tehtävää perustuotantokyvyn mittausta käytetään luonnonolosuhteissa mitatun perustuotannon (perustuotanto 'in situ') asemasta sen helppouden ja vähäisempien kustannusten vuoksi. Mittauksissa käytetään radiohiilimenetelmää, jossa vesinäytteeseen lisätään tunnettu määrä radioaktiivisella hiilen isotoopilla ^{14}C merkittyä bikarbonaattiliuosta ja näytteessä olevien leväsolujen annetaan kasvaa haluttu aika vakiovalaistuksessa ja -lämpötilassa. Menetelmä mittaa likimain hiilen nettoassimilaatiota. Sekä kasviplanktonin perustuotanto- että perustuotantokykymittauksia käytetään avuksi arvioitaessa vesistön rehevöitymistä. Tällöin oletetaan, että kun valaistus ja lämpötila on vakioitu, nettoassimilaation intensiteetti on riippuvainen tutkittavassa näytteessä olevien levien määrästä ja käytettävissä olevista ravinteista.

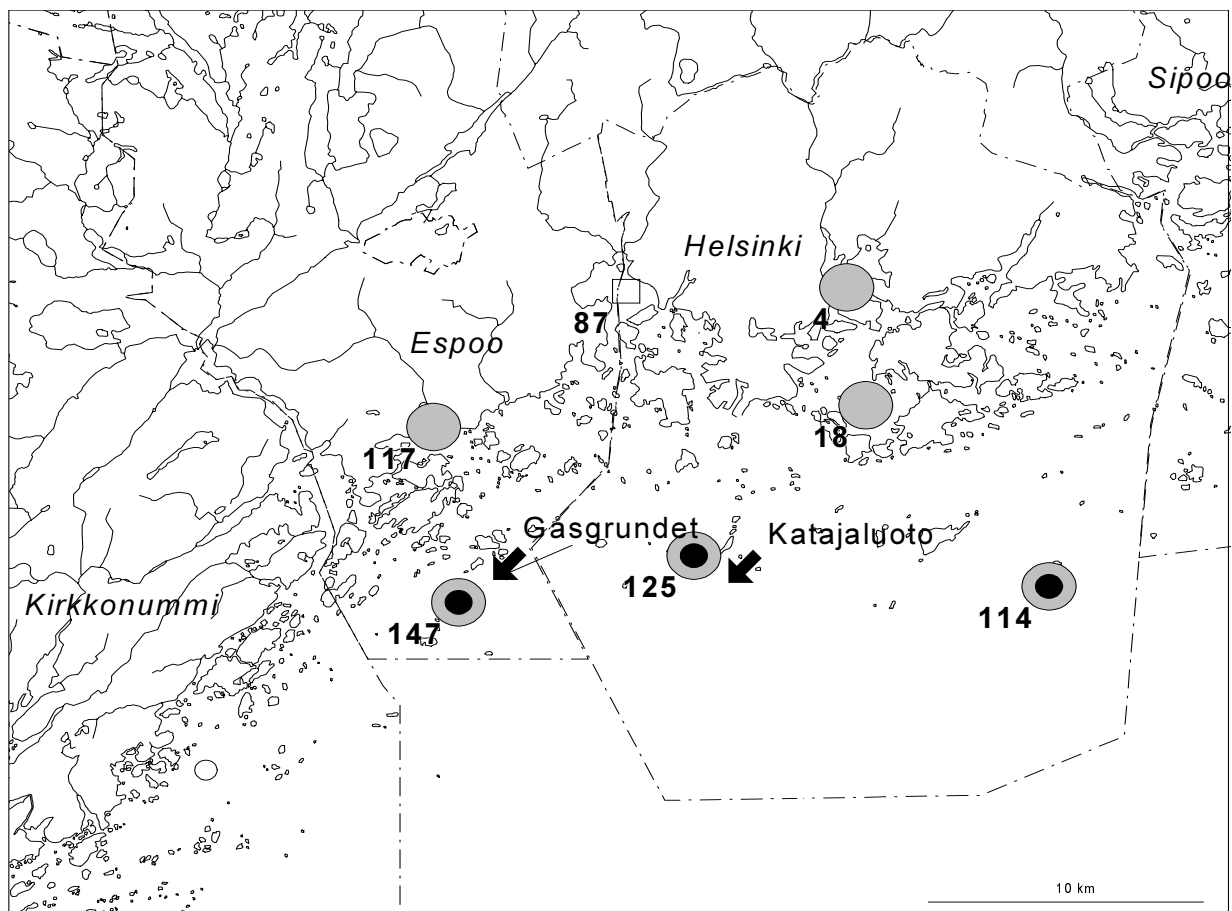
Helsingin ja Espoon edustan merialueella kasviplanktonin perustuotantoa ja/tai perustuotantokykä on mitattu 1960-luvun lopulta lähtien.

6.2 Havaintopaikat, -ajankohdat ja menetelmä

Vuosina 1995 ja 1999–2000 kasviplanktonin perustuotantokyvyn mittauksia tehtiin 7 havaintopaikalta, joista neljä sijoittui lahtialueille: 4 Vanhankaupunginselkä, 18 Kruunuvuorenselkä, 87 Laajalahti ja 117 Ryssjeholmsfjärden (ei vuonna 1995), sekä kolme ulkosaaristoon nykyisille jätevesien purkualueille: 125 Katajaluoto, 147 Knaperskär ja 114 Länsi Tonttu (ulkosaariston vertailualue). Muina vuosina (1996–1998, 2001) mittauksia tehtiin em. ulkosaariston havaintopaikoilla. Kaikilla näillä havaintopaikoilla mittaukset aloitettiin jo 1970-luvun alussa. Mittaukset tehtiin avovesikautena (huhti-lokakuu) kahden viikon välein. Näytteenotossa käytettiin LIMNOS-putkinoudinta (putki polykarbonaattia, teräspohjatulppa, pituus 2 m, tilavuus 0,65 l). Noutimella kerättiin kokoomanäyte 0–2 ja 2–4 m vesipatsaasta. Perustuotantokyvyn määrittystä varten kustakin näytteestä otettiin suppilon avulla neljä osanäytettä noin 100 ml lasipulloon (ns. happipullo). Kokoomanäytteestä määritettiin perustuotantokyvyn laskentaa varten myös epäorgaanisen hiilen pitoisuus (TIC).

Laboratoriossa yksi näytepullo kustakin sarjasta pimennettiin alumiinifoliolla. Näytepulloihin lisättiin merkkiaine (1 ml natrium[^{14}C]bikarbonaattia, ominaisaktiivisuus noin 1 $\mu\text{Ci/ml}$). Merkkiaineen käyttöliuos valmistettiin Ympäristölaboratoriossa laimentamalla käyttöaktiivisuuteen väkevästä

varastoliuoksesta ($\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$, Amersham Biosciences) ja säätämällä käyttöliuoksen bikarbonaattipitoisuus vastaamaan tutkimusalueen murtoveden epäorgaanisen hiilen pitoisuutta. Käytetyn erän aktiivisuus tarkistettiin vuosittain. Inkubointiaika laboratorioissa oli 24 tuntia, lämpötila 20 ± 2 °C, valaistus 5000 luksia. Inkubointiajan päätyttyä yhteyttäminen lopetettiin lisäämällä näytteisiin 1 ml formaliniä. Näytteet suodatettiin välittömästi kalvosuodattimelle (Sartoriuksen selluloosanitraattisuodin, $0,45 \mu\text{m}$). Suodattimien aktiivisuus mitattiin nestetuikemittauksella (LKB/Wallac 1215/16 Rackbeta, tuikelius LUMAGEL). Määrityksissä ja tulosten laskennassa seurattiin standardimenetelmää (SFS 3049).



©Maanmittauslaitos lupa nro 526/MYY/03



Havaintopaikat vuosina 1995-2001



Havaintopaikat vuosina 1995, 1999-2000



Kuntaraja

Kuva 6.1. Kasviplanktonin perustuotantokykymittaukset Helsingin ja Espoon edustalla vuosina 1995-2001, havaintopaikkojen sijainti

6.3 Tulokset

Kasviplanktonin perustuotantokykymittausten tulokset ja tulosten vertailu edelliseen vuoteen on esitetty taulukoissa 6.1–6.2 sekä kuvissa 6.2–6.5).

Lahtialueet

Perustuotantokykyä on mitattu lahtialueilla vuosittain aina vuoteen 1995 asti. Mittaukset toistettiin eräillä lahtialueiden havaintopaikoilla (kuva 6.1) vuosina 1999 ja 2000. Sisimmillä, eniten asumajätevesien kuormittamilla alueilla tapahtui jo ennen 1990-luvun alkua merkittävä yleinen veden laadun paraneminen, mihin oli syynä jätevesien puhdistuksen tehostaminen ja purkupaikkojen siirtäminen pois ranta-alueilta. 1970-luvulla Helsingin jätevedenpuhdistamoilla käynnistettiin tehostettu fosforinpoisto, joka vuoteen 1979 oli saatettu käsittämään kaikki Helsingin jätevedenpuhdistamot. Espoon Suomenojan jätevedenpuhdistamolla fosforinpoisto oli käynnistetty samalla, kun jätevesien purkupaikka siirrettiin sisäsaaristosta ulkosaaristoon Gåsgrundetin luokse vuonna 1974. Helsingin jätevesien purkupaikka ulkosaaristossa Katajaluodon eteläpuolella otettiin osittaiseen käyttöön vuonna 1985 ja vuodesta 1987 lähtien sisälahtiin ei enää johdettu jätevesiä lukuun ottamatta Katajaluodon jätevesitunnelin sortumisesta aiheutunutta puolen vuoden jaksoa talvella 1995/96. Näiden toimenpiteiden seurauksena perustuotantokyky aleni selvästi sekä Laajalahdella että Vanhankaupunginselällä. 1990-luvulla perustuotantokyvyssä ei tapahtunut näillä alueilla enää merkittävää kehitystä. Vuosina 1999–2000 kasvukauden aikainen keskimääräinen perustuotantokyky vaihteli Laajalahdella (87) välillä 720–1100 $\text{mgC}_{\text{yht}} \text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$ ja Vanhankaupunginselällä (4) välillä 1200–1300 $\text{mgC}_{\text{yht}} \text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$. Tämä on alle puolet 1970-luvun keskimääräisestä perustuotantokyvyn tasosta ja 25–30 % maksimiarvoista. Varsinkin loppukesällä 1999 oli perustuotantokyky Laajalahdella kuitenkin korkea, mikä saattoi johtua poikkeuksellisen edullisista kasvuolosuhteista. Laajalahti on vanhastaan voimakkaasti kuormitettu alue, missä pohjasedimenttiin on todennäköisesti varastoitunut huomattava määrä fosforia. Kesä 1999 oli hellekesä ja on mahdollista, että meriveden korkean lämpötilan vuoksi sedimentistä vapautui tavallista enemmän ravinteita perustuotannon käyttöön. Muilla lahtialueilla muutokset ovat olleet pienempiä. Kruunuvuorenselällä perustuotantokyvyn taso (410–560 $\text{mgC}_{\text{yht}} \text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$) on alentunut noin 20 % 1970-luvun keskimääräisestä perustuotantokyvyn tasosta. Tilanne Espoon Ryssjeholmsfjärdenillä (117) liittyy läheisemmin saaristossa tapahtuneisiin muutoksiin. Tämän alueen kuormitus on aikaisempina vuosina ollut oleellisesti vähäisempää kuin Laajalahdella tai Vanhankaupunginselällä. Perustuotantokyky on jonkin verran noussut 1970-luvun keskiarvoon verrattuna. Vuonna 1999 mitattiin tällä alueella koko seurantajakson korkein perustuotantokyvyn keskimääräinen arvo.

Ulkosaaristo

Helsingin ja Espoon ulkosaariston alueella tapahtui 1970-luvulla selvää rehevöitymistä. 1980-luvulla perustuotantokyky pysyi suhteellisen muuttumattomana sillä korkealla tasolla, minkä se saavutti 1970-luvun aikana. Jonkin verran perustuotantokyvyn tasossa voi arvioida tapahtuneen alentumista vuosikymme-

nen jälkipuoliskolla Suomenlahden hydrografisten olojen muuttuessa, ennen kaikkea vesirungon kerrostuneisuuden heiketessä ja ravinnepitoisuuden tilapäisesti alentuessa.

Vuoden 1994 jälkeen perustuotantokyvyn taso ulkosaaristossa alkoi uudelleen kasvaa ja arvot nousivat tasaisesti vuoteen 1999 asti. Vuosina 1997 - 1999 mitattiin ulkosaariston havaintopaikoilla korkeimmat perustuotantokyvyn arvot koko vuodesta 1970 alkaneen seurannan aikana. Vuosina 2000 ja 2001 perustuotantokyky jonkin verran aleni. Muutokset ovat olleet samansuuntaiset sekä purkualueiden (Katajaluoto, Knaperskär) lähistöllä että vertailualueella Länsi-Tontussa.

Perustuotantokyvyn arvot ovat 1990-luvun puolivälin jälkeen olleet keskimäärin korkeammat purkualueiden lähellä (meriveden - ja jäteveden - pääasiallisessa kulkeutumis suunnassa) sijaitsevilla havaintopaikoilla kuin ulkosaariston itäosassa, mikä kuvanee saaristoon johdettavien jätevesien paikallisesti rehevöittävää vaikutusta.

Ravinnepitoisuus ulkosaaristossa ja siten myös perustuotantokyky seuraa yleisesti Suomenlahden vesirungon muutoksia sillä erotuksella, että paikallisen kuormituksen vaikutus on jossain määrin nähtävissä. Alueelle johdettavat jätevedet puhdistetaan sekä fosforin että typen suhteen. Fosforinpoisto (poistoteho >90 %) on ollut käytössä koko sen ajan, kun jätevesiä on johdettu nykyisille purkupaikoille, typenpoisto (poistoteho 60–70 %) on ollut käytössä vuodesta 1998. Typpikuorman vähentäminen vaikuttaa niiden planktisten levien esiintymiseen, jotka vaativat kasvu ympäristössään liuenneita typpisuoloja typen lähteeksi. Sinilevien esiintymiseen typen poisto ei suoranaisesti vaikuta molekulaarisen typen sidontaan kykenevien sinilevälajien osalta, muuten kuin parantamalla niiden kilpailutilannetta typensidontaan kykenemättömien planktonlevien suhteen. Toistaiseksi ei Helsingin ja Espoon jätevesien typenpoiston vaikutusta ole nähtävissä ulkosaariston perustuotantokyvyssä.

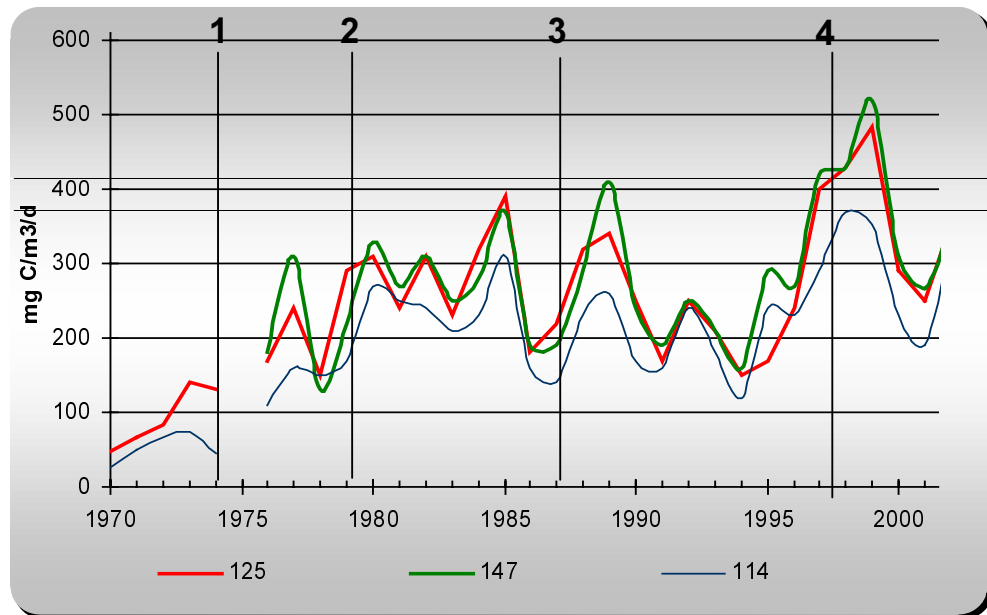
Vaikka rehevöityminen on lisääntynyt ulkosaaristossa ja alentunut lahtialueilla 1970-luvun alkuun verrattuna, ovat lahtialueet edelleen selvästi ulkosaaristoa rehevämpiä. Ulkosaaristossa (havaintopaikat 114, 125, 147) perustuotantokyky oli vuosina 1999–2000 keskimäärin $230 - 520 C_{\text{yht}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, lahtialueilla (havaintopaikat 4, 18, 87, 117) samana aikana keskimäärin $409 - 1287 \text{ mg } C_{\text{yht}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Rehevöityneimmät alueet olivat Vanhankaupunginselkä ja Laajalahti.

Taulukko 6.1. Kasviplanktonin perustuotantokyky (mg C/m³/d) Helsingin edustan merialueella vuosina 1970–2001.

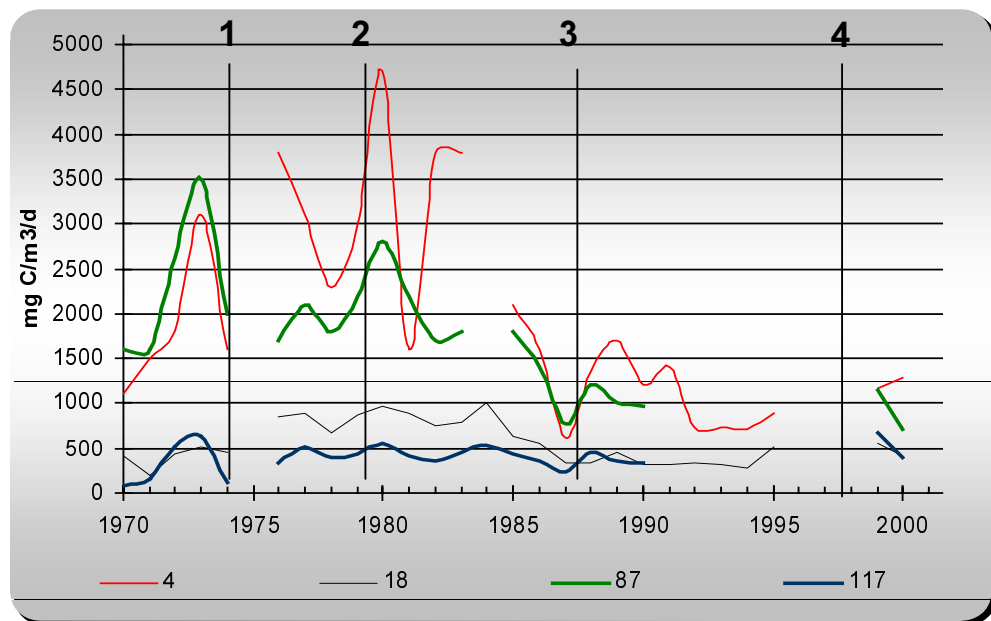
Havainto- paikka	keskiarvo 1970-85	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
4	2664	1600	610	1350	1700	1200	1400	730	740	720	890				1200	1300	
18	688	550	340	340	460	320	310	340	310	270	510				560	410	
87	2100	1400	780	1200	1000	970		680			580				1100	720	
114	157	160	140	230	260	170	160	240	180	120	240	230	290	370	350	230	191
125	208	180	220	320	340	250	170	250	210	150	170	240	400	430	480	290	251

Taulukko 6.2. Kasviplanktonin perustuotantokyky (mg C/m³/d) Espoon edustan merialueella vuosina 1970–2001.

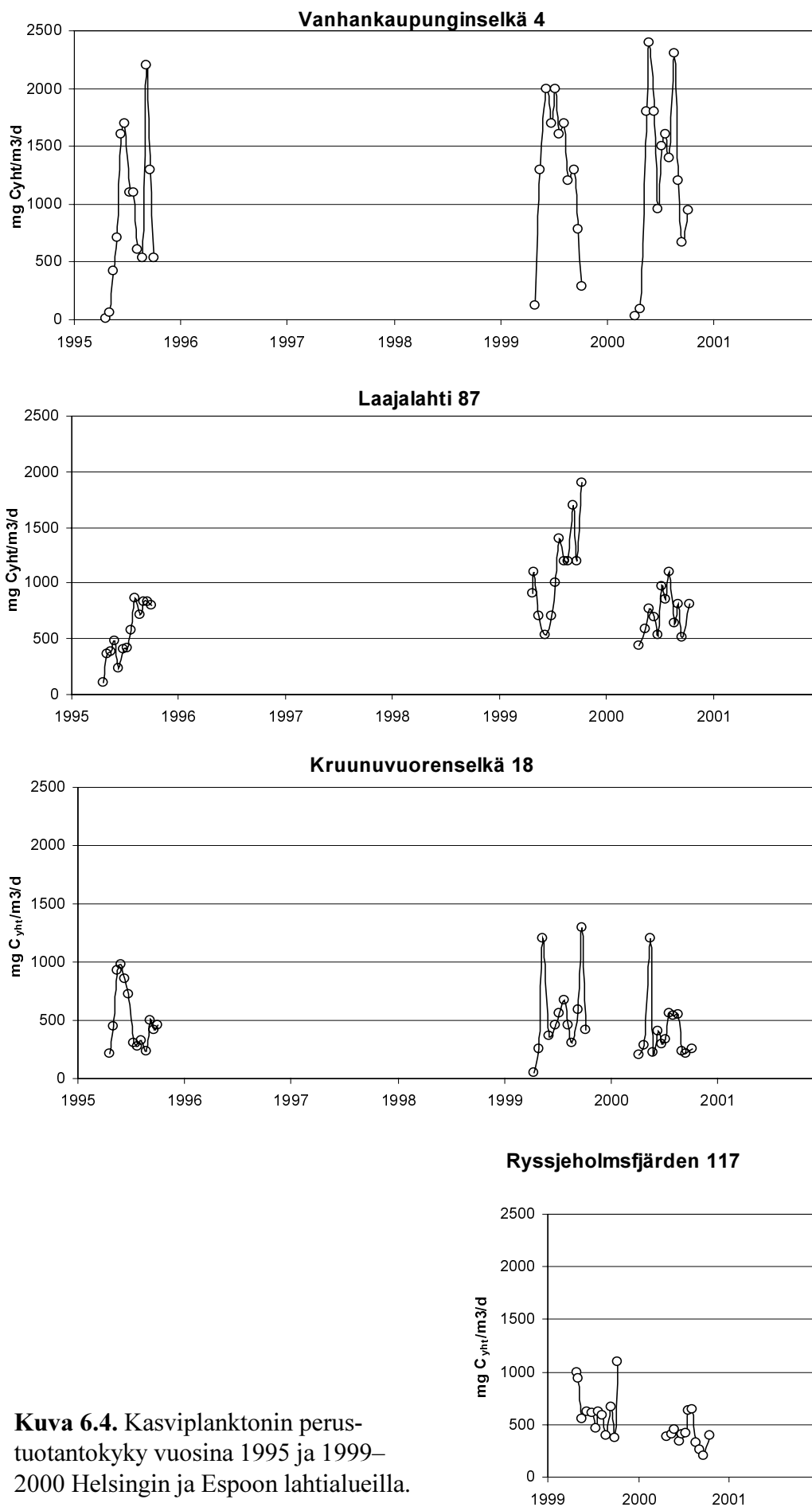
Havainto- paikka	keskiarvo 1970-85	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
117	394	360	240	450	360	330		400							680	400	
147	254	190	190	290	410	240	190	250	210	160	290	270	420	430	520	310	267

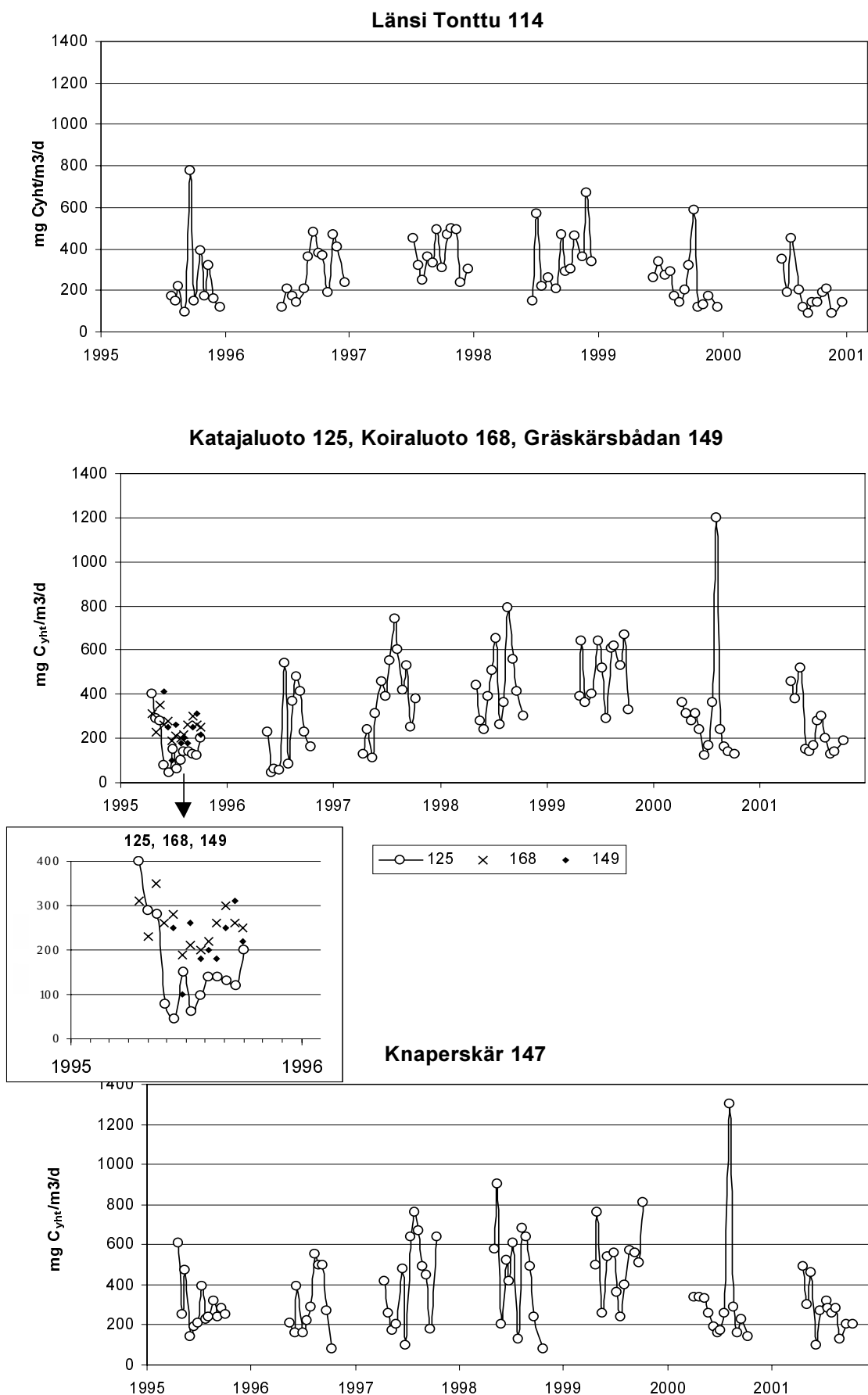


Kuva 6.2. Kasviplanktonin perustuotannon kehitys Helsingin ja Espoon ulko-saaristossa vuosina 1970–2001. 1=Gåsgrundetin purkutunneli, 2=fosforinpoisto kaikilla puhdistamoilla, 3=Katajaluodon purkutunneli, 4 typenpoiston käynnistys.



Kuva 6.3. Kasviplanktonin perustuotannon kehitys Helsingin ja Espoon lahti-alueilla vuosina 1970–2001. 1=Gåsgrundetin purkutunneli, 2=fosforinpoisto kaikilla puhdistamoilla, 3=Katajaluodon purkutunneli, 4 typenpoiston käynnistys.





Kuva 6.5. Kasviplanktonin perustuotantokyky vuosina 1995–2001 Helsingin ja Espoon ulkosaaristossa.

Ilppo Kajaste & Katja Pellikka

7 Eläinplankton

7.1 Johdanto

Helsingin merialueen eläinplanktonista on julkaistu tietoja jo viime vuosisadan vaihteesta lähtien (Levander 1913, Välikangas 1926). Nykyisen kaltainen eläinplanktontarkkailu aloitettiin 1968 (mm. Viljamaa 1972, Eerola 1979, Viljamaa 1988). Alueen eläinplanktonista on tehty erillisselvitys, jossa on selostettu lajiston ja biomassan muutoksia vuosina 1969–1996 sekä ympäristötekijöiden vaikutuksia niihin (Pellikka ja Viljamaa 1998). Tässä työssä tarkastellaan Helsingin merialueen eläinplanktonin yhteisörakennetta, yksilömääriä ja biomassaa vuosina 1995–1996 ja 2000–2001. Seuranta kuuluu Helsingin ja Espoon edustan jätevesien velvoitetarkkailuohjelmaan. Vuosien 1995–1996 tuloksia on aiemmin tarkasteltu julkaisussa Pellikka ja Viljamaa (1997).

Eläinplankton koostuu lähinnä alkueläimistä (Protozoa), rataseläimistä (Rotatoria) ja äyriäisiin kuuluvista vesikirpuista (Cladocera) sekä hankajalkaisista (Copepoda). Lisäksi eläinplanktoniin lasketaan kuuluvaksi useiden eläinten planktonissa elävät toukkavaiheet (meroplankton). Kokonsa puolesta eläinplankton jaotellaan mikrop planktoniin (0,02–0,2 mm), mesoplanktoniin (0,2–20 mm) ja makrop planktoniin (>20 mm). Mikrop plankton koostuu alkueläimistä, pienistä rataseläimistä ja hankajalkaisten naupliustoukista. Mesoplanktoniin kuuluvat suuret rataseläimet, vesikirput, hankajalkaiset ja meroplankton. Makrop planktonia ovat lähinnä halkoisjalkaäyriäiset ja kalanpoikaset.

Eläinplankton käyttää ravinnokseen kasviplanktonia, bakteereita, detritusta (kuollut eloperäinen aines) tai muuta eläinplanktonia. Useat lajit ovat ravinnonkäytöltään omnivorisia (kaikkiruokaisia). Ravintokappaleen koko vaikuttaa paljon sen sopivuuteen ravintokohteena. Eläinplankton toimii ravintoketjussa linkkinä pienistä eliöistä suurempaa planktonia syöviin kaloihin. Varsinkin äyriäisplankton on tärkeää ravintoa kalojen nuoruusvaiheille ja useille aikuisille kaloille (pääasiassa silakka, kilohaili, kuore ja siika) sekä halkoisjalkaäyriäisille.

Eläinplanktonin kokonaisbiomassassa ja tuotannossa kasvukauden aikana tapahtuvat muutokset muistuttavat pitkällä aikavälillä toisiaan, mutta yhteisön koostumus ja vuotuisen tuotannon suuruus vaihtelevat usein paljon. Veden suolapitoisuus ja rehevyys määräävät pääasiassa lajiston koostumuksen Itämeressä. Lämpötila, tarjolla oleva ravinto ja mahdollisesti saalistus vaikuttavat eläinplanktonin runsaudessa ja tuotannossa tapahtuvaan vaihteluun. Näiden tekijöiden merkitys vaihtelee lajin, vuodenajan ja alueen mukaan.

1970-luvun lopulta alkanut Helsingin lahtialueiden rehevöityneisyyden väheneminen on parantanut niitä kalojen poikasten kasvualueina. Lahtialuiden eläinplankton on kehittynyt monimuotoisemmaksi ja vesikirput ovat runsastuneet alueilla, joilta ne olivat lähes täysin puuttuneet.

7.2 Aineisto ja menetelmät

Näytteet kerättiin Helsingin merialueelta vuosina 1995–1996 ja 2000–2001 (kuva 7.1 ja 7.2, taulukko 7.1). Vanhankaupunginselkä (4), Vartiokylänlahti (25) ja Laajalahti (87) ovat matalia rehevöityneitä lahtia. Vasikkasaari (18), Skatanselkä (111), Granö (113), Kalkkisaarenselkä (174) ja Mölandet (180) kuuluvat sisäsaaristovyöhykkeeseen. Katajaluodon (125) havaintopaikka on ulkosaaristossa. Tutkimusalueen erityispiirteitä on selvitetty tarkemmin esimerkiksi julkaisussa Pesonen ym. (1995). Näytteitä otettiin Vasikkasaaresta vain 1995–1996 ja itäisiltä havaintopaikoilta (111, 113, 174, 180) liittyen Vuosaaren satamahankkeeseen vuonna 1995.

Helsingin merialueen ja varsinkin sen lahtialueiden veden laatu on parantunut 1970-luvun lopulta alkaen. Muutos on ollut seurausta jätevesien tehokkaammasta puhdistamisesta ja niiden johtamisesta ulkosaaristoon. Suljetuilla lahtialueilla veden laatua heikentää veden vähäinen vaihtuminen. Vanhankaupunginlahti ja Laajalahti kärsivät lisäksi aikaisemmin raskaasti kuormitetun pohjasedimentin aiheuttamasta sisäisestä kuormituksesta. Vanhankaupunginlahden veden laatuun vaikuttaa oleellisesti Vantaanjoen mukanaan tuoma hajakuormitus ja savisamennus. Ulkosaaristossa veden laadun muutokset liittyvät paljolti Suomenlahden yleiseen kehitykseen.

Näytteitä otettiin koko vesipatsaasta noin kaksi kertaa kuukaudessa huhtikuun ja lokakuun välillä. Itäisiltä havaintopaikoilta näytteitä kerättiin kerran kuukaudessa. Näytteenotossa käytettiin tilavuudeltaan 13 litran Limnos-putkinoudinta ja konsentroinnissa 50 µm:n haavikangasta. Näytteet säilöttiin 4 %:seen neutraloituun formaliiniin. Näyte jaettiin Folsom-planktonnäytejakajalla. Osanäytteistä eläimet määritettiin ja laskettiin Leitz Fluovert FS -käänteismikroskoopilla 79- ja 125-kertaisilla suurennuksilla.

Biomassakuviin ei ole otettu mukaan suuria vesikirppuja (*Leptodora kindtii* ja *Cercopagis pengoi*). Suurikokoisina ja satunnaisesti esiintyvinä ne vaikuttaisivat liiaksi vesikirppujen osuuteen näytteen kokonaisbiomassasta.

Taulukko 7.1. Eläinplanktonhavaintopaikat, niiden syvyydet ja alueen laatuluokka vuosina 1994–1996 sekä 1998–2000.

Havaintopaikka	Numero	Syvyys (m)	Laatuluokka 1994–1996	Laatuluokka 1998–2000
Vanhankaupunginselkä	4	2,5	V	IV
Vartiokylänlahti	25	4	III	III
Laajalahti	87	3	IV	III
Katajaluoto	125	27	III	III
Vasikkasaari	18	16	III	III
Skatanselkä	111	12	III	II
Granö	113	6	III	III
Kalkkisaarenselkä	174	12	III	III
Mölandet	180	16	III	III

Laatuluokka-arvot ovat julkaisuista Pesonen (1997) ja Pesonen (2001)

Laatuluokka I = erinomainen, II = hyvä, III = tyydyttävä, IV = välttävä, V = heikko

7.3 Tulokset ja tarkastelu

7.3.1 Lajisto ja yksilömäärä

Eläinplanktonin valtalajisto oli samankaltainen kaikilla havaintopaikoilla. Vanhankaupunginselkä erosi muista alueista lähinnä suuremman makean veden lajistonsa johdosta. Vanhankaupunginlahdella on Vantaanjoen vaikutuksesta paljon makean veden rataseläimiä.

Tutkimusalueen yleisimmät alkueläimet olivat *Tintinnopsis tubulosa*, *T. fimbriata* ja *T. brandti*. Lisäksi näytteissä esiintyi useita muita alkueläinlajeja. Niistä yleisimpiä olivat lähinnä saaristossa esiintyneet *Leptotintinnus botnicus* ja *Helicostomella subulata*. Pienimmät alkueläimet menevät haavikankaan läpi näytettä käsiteltäessä, mikä vaikuttaa alkueläinlajiston koostumukseen.

Rataseläimistä tavattiin eniten *Keratella*- ja *Synchaeta*-sukujen lajeja. Kaikilla asemilla tavattiin usein lajeja *Keratella quadrata*, *K. cochlearis* ja *K. cruciformis*. Vanhankaupunginselällä oli paljon pieniä *Synchaeta* sp. -yksilöitä. Vartiokylänlahdella sekä Katajaluodon alueella esiintyi edellistä suurikokoisempia *S. baltica* -yksilöitä ja Laajalahdella lajia *S. monopus*. Lahtialueille tyypillinen laji oli *Filinia longiseta*. Vanhankaupunginselällä esiintyi paljon myös *Brachionus*-suvun rataseläimiä, joita pidetään runsasravinteisen veden ilmentäjinä.

Vesikirpuista yleisimmät olivat murtovesilajit *Bosmina longispina maritima* ja *Pleopsis polyphemoides* sekä makean veden *Daphnia cucullata*. Lahtialueilla tavattiin satunnaisesti myös muita makean veden vesikirppuja ja ulkosaaristossa suurempaa suolapitoisuutta vaativia lajeja *Evadne nordmanni* ja *Podon intermedius*. Suurikokoiset *Leptodora kindtii* ja vuonna 1995 alueella ensimmäistä kertaa tavattu *Cercopagis pengoi* esiintyivät näytteissä satunnaisesti.

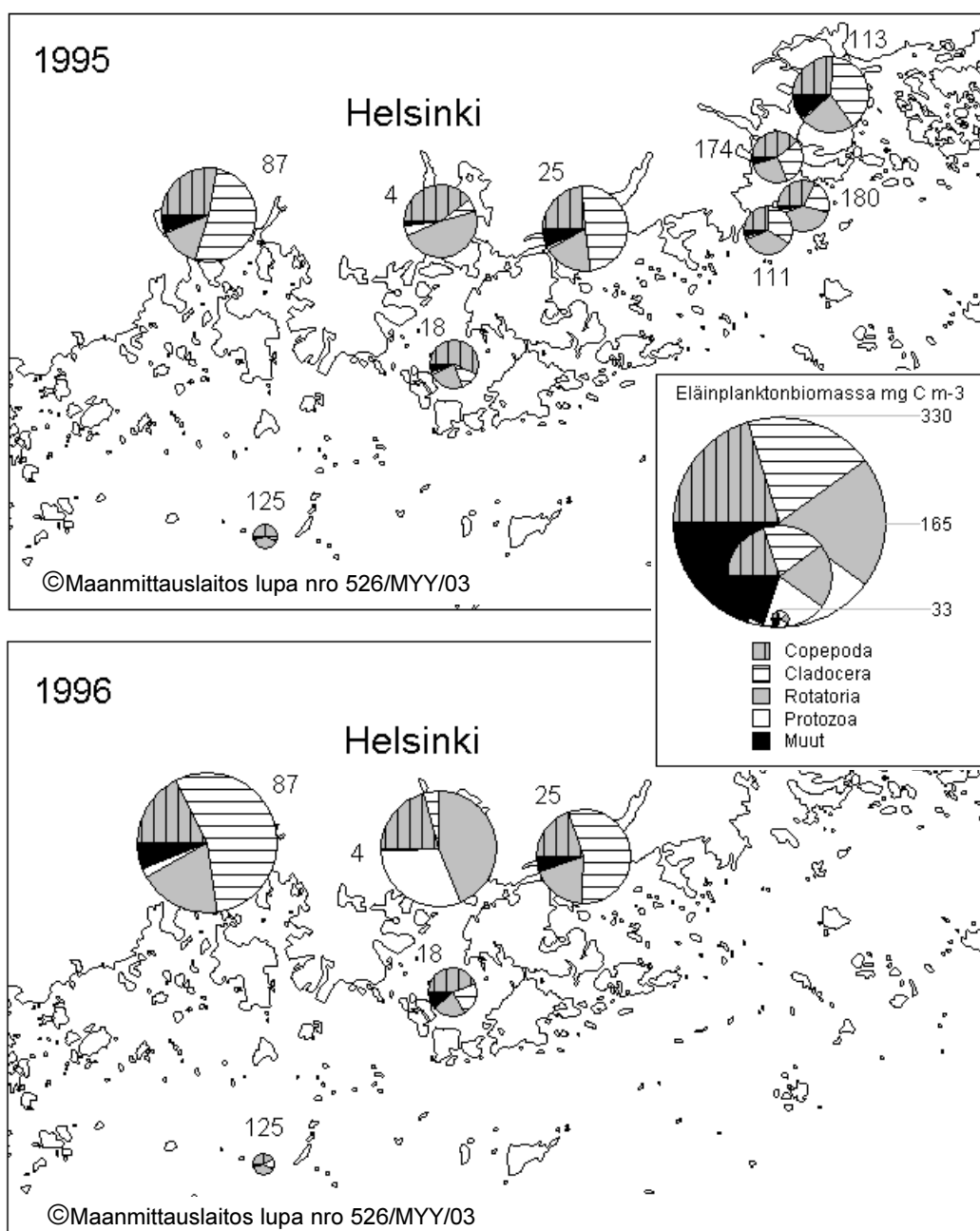
Murtoveden Calanoida-hankajalkaiset *Acartia bifilosa* ja *Eurytemora affinis* olivat kaikilla havaintopaikoilla runsaimmat hankajalkaislajit. Makean veden Cyclopoida-hankajalkaiset olivat kolmanneksi yleisin hankajalkaisryhmä. *Limnocalanus macrurus* ja varsinaisella Itämerellä yleinen laji *Temora longicornis* esiintyivät alueella satunnaisesti. Sisä- ja ulkosaaristossa tavattiin myös korkeampaa suolapitoisuutta vaativaa *Pseudocalanus elongatus* -hankajalkaista.

Näytteissä oli usein merirokon (*Balanus improvisus*) toukkia. Myös monisukasmatojen ja simpukoiden toukkia oli ajoittain runsaasti.

Eläinplanktonryhmien yksilömäärät vaihtelivat paljon sekä kasvukauden aikana että vuosien välillä. Kokonaisyksilömäärät olivat keskimäärin suurimmat Vanhankaupunginselällä ja pienimmät ulkosaaristossa Katajaluodon alueella. Sisäsaaristossa lukumäärät sijoittuivat lahtialueiden ja ulkosaariston tiheyksien väliin. Alkueläimet olivat vallitsevana ryhmänä Vanhankaupunginselällä ja ulkosaaristossa Katajaluodon alueella. Vartiokylänlahdella rataseläimiä oli eniten. Laajalahdella rataseläimiä ja alkueläimiä oli suurin piirtein yhtä paljon. Havaintopaikkojen runsain ryhmä vaihteli vuosien välillä. Yhdessä alkueläimet ja

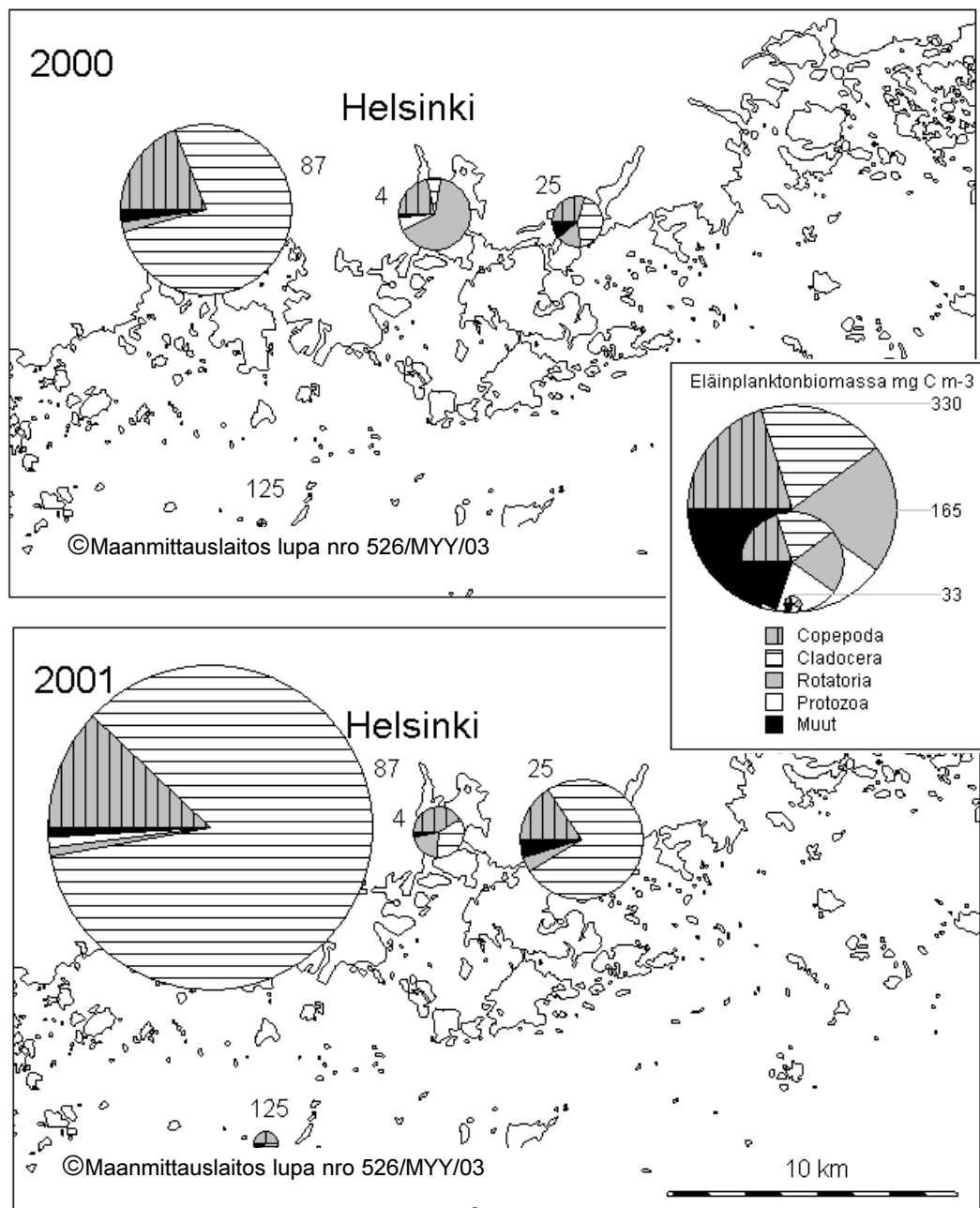
rataseläimet muodostivat 80–97 % kaikkien havaintopaikkojen yksilömäärästä. Hankajalkaiset tai vesikirput muodostivat alle 10 % kokonaisyksilömäärästä. Äyriäisplanktonia oli eniten Laajalahdella. Äyriäisplanktonin osuus eläinplanktonin kokonaismäärästä oli suurin Vartiokylänlahdella ja pienin Vanhan-kaupunginselällä.

Helsingin merialueen eläinplanktonyhteisön kokonaisyksilömäärä oli tutkimuskautena verrattaessa pitkän aikavälin tuloksiin pääsääntöisesti suurempi kuin 1980-luvulla, mutta pienempi kuin 1970-luvulla. Alkueläinten ja rataseläinten yksilömäärät olivat kaikilla havaintopaikoilla suurempia kuin 1980-luvulla. Vanhan-



Kuva 7.1. Eläinplanktonbiomassan (mg C m⁻³) vuosikeskiarvo ryhmittäin eri havaintopaikoilla vuonna 1995 ja 1996.

kaupunginselällä vesikirppujen lukumäärä on pysynyt yhä pienenä, mutta Laajalahdella vesikirput ovat runsastuneet. Hankajalkaisten määrä on vähentynyt sekä Vanhankaupunginselällä että Laajalahdella. Samalla hankajalkaislajistossa on tapahtunut selvä muutos Cyclopoida-valtaisesta Calanoida-valtaiseksi yhteisöksi. Siten varsinkin Laajalahden eläinplanktonyhteisö on lähentynyt enemmän luonnonmukaista tilaa edustavaa Vartiokylänlahtea. Vanhankaupunginlahdella on paljon makean veden rataseläimiä johtuen Vantaanjoen vaikutuksesta. Sisä- ja ulko-saaristossa hankajalkaisten ja vesikirppujen lukumäärät ovat pienentyneet verrattuna 1970-lukuun.



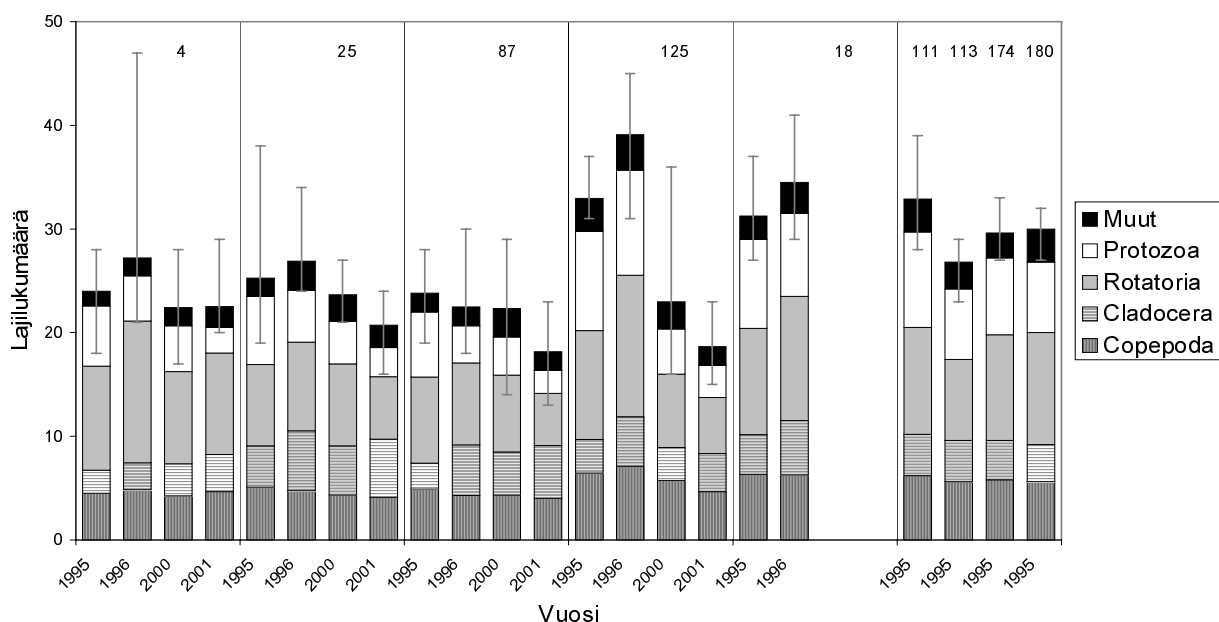
Kuva 7.2. Eläinplanktonbiomassan (mg C m⁻³) vuosikeskiarvo ryhmittäin eri havaintopaikoilla vuonna 2000 ja 2001.

7.3.2 Lajilukumäärä

Keskimääräinen lajilukumäärä, tai oikeammin määrittäysyksikköjen lukumäärä näytteissä, oli suurin Katajaluodon havaintopaikalla ja pienin Laajalahdella (kuva 7.3). Katajaluodon alueella oli keskimäärin eniten hankajalkais- ja alkueläinlajeja. Rataseläinlajeja oli eniten Vanhankaupunginlahdella ja vesikirppulajeja Vartio-kylänlahdella. Suomenlahden eläinplanktonissa lajien lukumäärä on melko vähäinen johtuen harvojen lajien sopeutumisesta vähäsuolaiseen murtoveteen. Helsingin rehevillä lahtialueilla lajisto on ollut köyhää ja koostunut yleensä muutamasta suurena tiheytenä esiintyvistä lajista. Veden laadun parantuessa eläinplanktonyhteisöt ovat monipuolistuneet ja lajilukumäärä kasvanut. Helsingin edustalla suurimmat lajilukumäärät on yleensä tavattu lievästi rehevöityneillä saaristoalueilla, missä esiintyy sekä makean- että murtoveden lajeja.

Yhteenlaskettu lajilukumäärä pieneni kaikilla havaintopaikoilla kohti tutkimusjakson loppua. Lahtialueilla vesikirppujen lajimäärät pääasiassa kasvoivat ja muiden ryhmien lajimäärät pienenivät. Katajaluodon alueella tapahtunut suuri muutos on paljolti seurausta rataseläinten ja alkueläinten lajimäärien vähenemisestä. Alkueläinten ja rataseläinten, varsinkin pienten ja pehmeiden muotojen, vaikea lajintunnistus on saattanut vaikuttaa määrittystarkkuuden kautta asemilla havaittujen lajien määrään. Myös *T. longicornis* -hankajalkainen on harvinaistunut Katajaluodon alueella. Syynä muutokseen on saattanut olla suolapitoisuuden pieneneminen alueella (taulukko 7.2). Saariston havaintopaikkojen suurempaan lajilukumäärään ja yksittäisten näytteiden poikkeuksellisen suuriin lajilukumääriin vaikuttaa myös tilavuus, josta eläimet on laskettu. Suuremmassa tilavuudessa harvinaisempien lajien esiintymistodennäköisyys kasvaa. Lajilukumäärät olivat

Eläinplanktonryhmien lajilukumäärien kausikeskiarvot



Kuva 7.3. Lajilukumäärän vaihtelu (vuosikeskiarvo) ryhmittäin eri havaintopaikoilla. Kuvassa esitetty pystyviivalla kokonaislajilukumäärän minimi ja maksimi vuoden sisällä.

keskimäärin 1980-luvun tasoa, mutta selvästi suuremmat kuin 1970-luvulla (Pellikka & Viljamaa 1998).

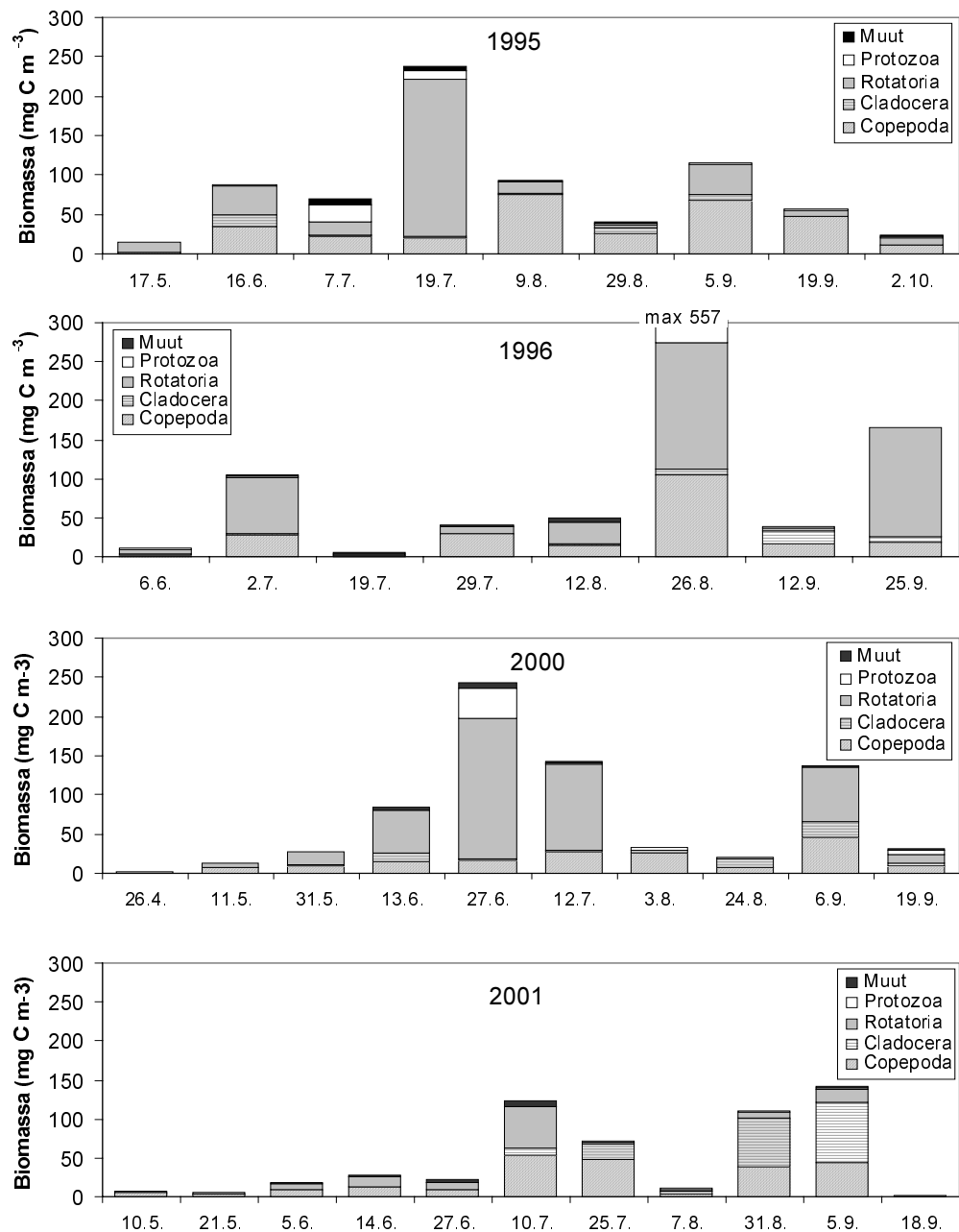
Taulukko 7.2. Pintaveden lämpötila, α -klorofyllipitoisuus ja suolaisuus sekä Katajaluodolla lisäksi pohjan läheisen veden suolaisuus kesäkeskiarvona (kesäsyyskuu).

Havaintopaikka	Vuosi	Lämpötila (°C), 0 m	Klorofylli-a (mg m ⁻³)	Suolaisuus 0 m	Suolaisuus 27 m
Vanhankaupungin- selkä (4)	1995	17,3	29,5	3,1	
	1996	16,3	36,3	1,7	
	2000	18,0	50,7	1,9	
	2001	17,2	26,0	1,7	
Vartiokylänlahti (25)	1995	17,9			
	1996	15,5			
	2000	16,2	7,8	5,0	
	2001	17,8	8,7	4,7	
Laajalahti (87)	1995	17,8	17,4	5,0	
	1996	16,1			
	2000	18,2	18,9	4,8	
	2001	18,3	21,9	4,4	
Katajaluoto (125)	1995	14,1	6,5	5,4	5,8
	1996	13,7	5,2	5,3	5,7
	2000	14,5	6,2	5,3	5,6
	2001	14,9	5,3	5,0	5,4

6.3.3 Biomassa

Kasvukauden keskimääräisissä kokonaisbiomassoissa oli enemmän vuosien välistä vaihtelua lahtialueilla kuin ulkosaaristossa (kuva 7.1). Vartiokylänlahdella ja Katajaluodon alueella kokonaisbiomassa oli tutkimusjakson pienin vuonna 2000 ja suurin vuonna 2001. Vartiokylänlahdella vaihtelu johtui pääasiassa erosta vesikirppujen määrässä, mutta Katajaluodon alueella oli kaikkien ryhmien edustajia vähän vuonna 2000. Laajalahdella kokonaisbiomassa oli tutkimusalueen suurin kaikkina vuosina. Hankajalkaisten ja varsinkin vesikirppujen runsastumisen takia Laajalahden kokonaisbiomassa suureni koko tutkimusjakson ajan. Muista havaintopaikoista poiketen eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli Vanhankaupunginselällä pienin vuonna 2001. Kaikilla havaintopaikoilla oli vuonna 2001 vesikirppujen biomassa tutkimusjakson suurin ja rataseläinten pienin. Vanhankaupunginselkää lukuun ottamatta rataseläinten määrä havaintopaikoilla oli selvästi pienempi myös vuonna 2000 kuin vuosina 1995–1996.

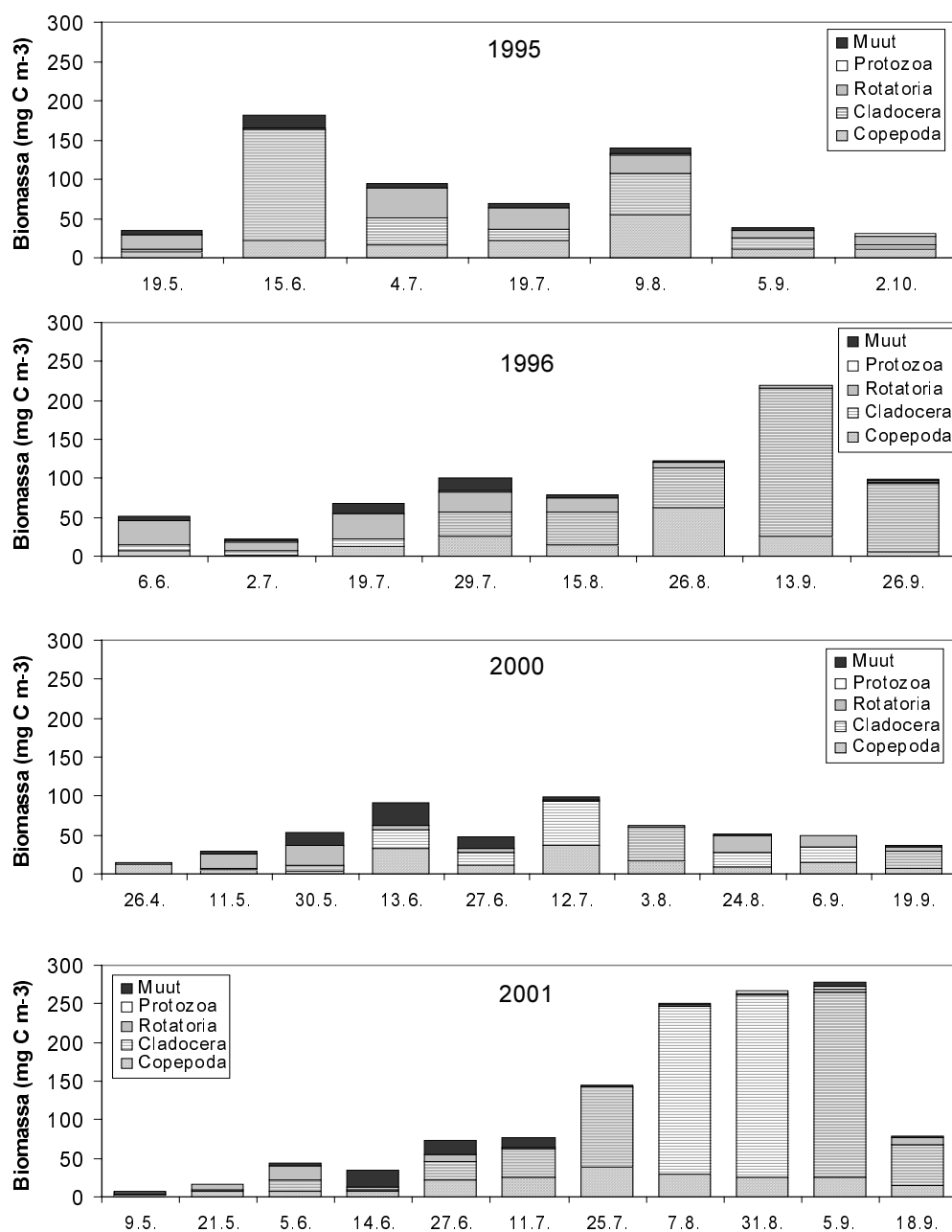
Alkueläimet muodostivat yleensä vain pienen osan näytteiden kokonaisbiomassasta (kuvat 7.4–7.7). Alkueläimet kykenevät sopivissa oloissa lisääntymään hyvin nopeasti, jolloin niiden biomassa voi kasvaa suureksi. Rataseläimistä *Keratella* (*K. cochlearis* ja *K. quadrata*) ja *Synchaeta*-sukujen



Kuva 7.4. Eläinplanktonin hiilibiomassan vaihtelu ryhmittäin Vanhankaupunginselällä (4) vuosina 1995, 1996, 2000 ja 2001. Protozoa=alkueläimet, Rotatoria=rataseläimet, Cladocera=vesikirput ja Copepoda=hankajalkaiset.

edustajat muodostivat suurimman osan biomassasta koko tutkimusalueella.

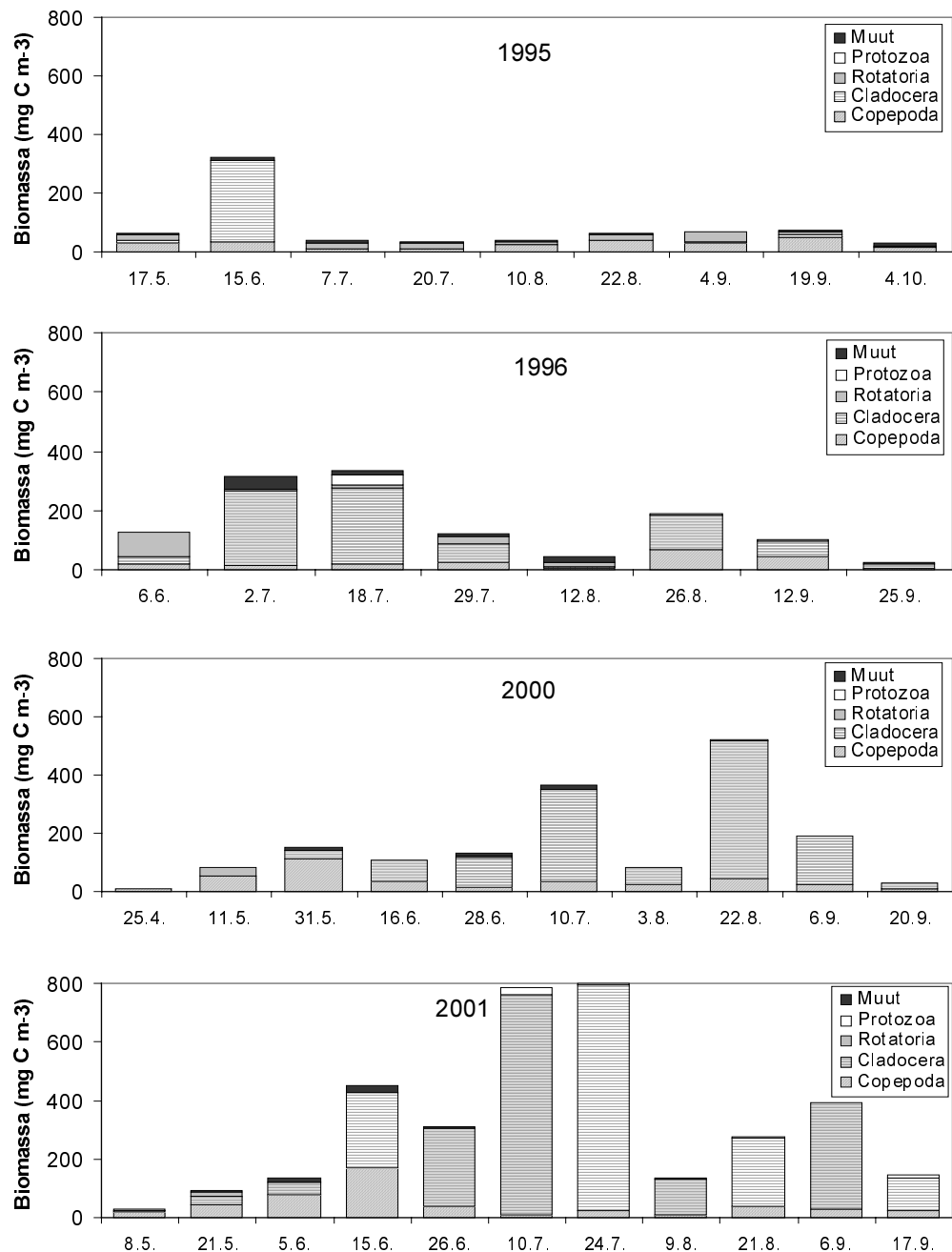
Vanhankaupunginselällä suurimman osan kokonaisbiomassasta muodostivat rataseläimet ja hankajalkaiset (kuvat 7.1–7.2). Vanhankaupunginlahden rataseläinvaltaisuuden vaikuttaa muita alueita pienempi veden suolapitoisuus (taulukko 7.2) ja Vantaanjoen alueelle tuoma eläinplankton. Yksittäisten näytteiden suuret kokonaisbiomassat johtuivat yleensä rataseläinten runsastumisesta, mutta edellisistä vuosista poiketen vesikirppuja oli paljon loppukesällä 2001 (kuva 7.4). Ylivoimaisesti suurin näytteen kokonaisbiomassa (557 mg C m^{-3}) havaittiin



Kuva 7.5. Eläinplanktonin hiilibiomassan vaihtelu ryhmittäin Vartiokylänlahdella (25) vuosina 1995, 1996, 2000 ja 2001. Muut tiedot kuten kuvassa 7.4.

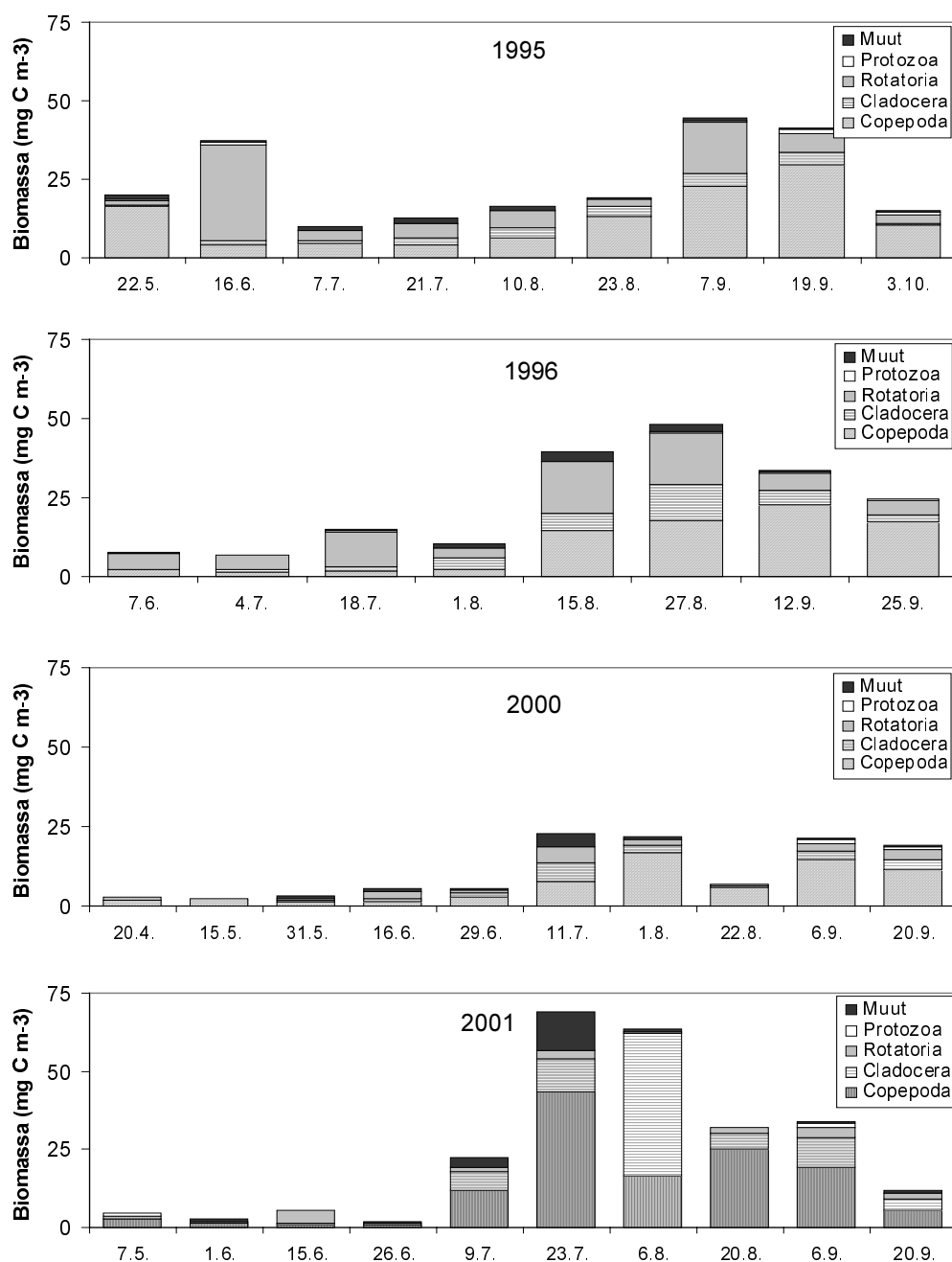
26. 8. 1996. Silloin *T. fimbriata* -alkueläin muodosti yli puolet biomassasta. Vuoden 1996 suuri alkueläinten biomassa sekä kokonaisbiomassa johtuivat paljolti tästä näytteestä. Vuonna 1996 Cyclopoida-hankajalkaiset muodostivat poikkeuksellisesti noin kolmanneksen hankajalkaisten biomassasta. Vielä 1980-luvun loppulle Cyclopoida-hankajalkaiset olivat Laajalahdella ja Vanhankaupunginselällä yleisimpiä hankajalkaisia (Pellicka ja Viljamaa 1998). Vanhankaupunginlahden vedenlaadun kohentumisen jälkeen *A. biflosa* ja *E. affinis* runsastuivat alueella.

Vartiokylänlahdella vesikirput muodostivat suurimman osan kokonaisbiomassasta tutkimusvuosina (kuvat 7.1–7.2). Erityisen paljon vesikirppuja oli loppukesällä 2001 (kuva 7.5). Pintaveden lämmitessä vesikirppujen määrä kasvaa. Vuonna



Kuva 7.6. Eläinplanktonin hiilibiomassan vaihtelu ryhmittäin Laajalahdella (87) vuosina 1995, 1996, 2000 ja 2001. Muut tiedot kuten kuvassa 7.4.

2000 vesikirppujen runsastuminen jäi vaatimattomaksi ja kokonaisbiomassa muita vuosia pienemmäksi. Kesällä 2000 mitattu pintaveden maksimilämpötila olikin muita vuosia matalampi. Vesikirppujen ja rataseläinten suuret biomassat sijoituivat eri aikoihin kasvukautta. Vartiokylänlahdella *Keratella*- ja *Syncheata*-rataseläimiä on yleensä paljon viileän veden aikaan vesikirppujen biomassan ollessa suurimmillaan lämpimän veden aikaan (Pellikka ja Viljamaa 1998). Hankajalkaisten kokonaisbiomassa pysyi melko vakaana koko tutkimusjakson ajan. *A. biflosa* muodosti noin kaksi kertaa enemmän biomassasta kuin *E. affinis*. Laajalahdella vesikirput ja varsinkin *D. cucullata* muodostivat kaikkina vuosina valtaosan kokonaisbiomassasta (kuvat 7.1–7.2). Laajalahdella vesikirput ovat li-



Kuva 7.7. Eläinplanktonin hiilibiomassan vaihtelu ryhmittäin Katajaluodon alueella (125) vuosina 1995, 1996, 2000 ja 2001. Muut tiedot kuten kuvassa 7.4.

sääntyneet sinilevien määrän vähennyttä. Suurikokoiset rihmamaiset sinilevät haittaavat vesikirppujen ravinnon suodattamista. Sinilevät ovat myös ravintoarvoltaan heikkoa ja mahdollisesti myrkyllistä ravintoa. Vuonna 1995 vesikirput lähes puuttuivat näytteistä (kuva 7.6). Tämän jälkeen vesikirput olivat hallitseva ryhmä. *A. bifilosa* muodosti suurimman osan hankajalkaisten biomassasta vuosina 1995–1996 ja *E. affinis* vuosina 2000–2001. Muutos voi olla seurausta alueen suolapitoisuuden pienenemisestä (taulukko 7.2). Vastaavaa muutosta ei ollut havaittavissa muilla havaintopaikoilla.

Ulkosaaristossa Katajaluodon alueella hankajalkaiset muodostivat noin puolet kokonaisbiomassasta (kuvat 7.1–7.2). *E. affinis* oli kaikkina vuosina runsain laji.

Rataseläinten biomassa väheni kohti tutkimusjakson loppua. Rataseläimet eivät myöskään muodostaneet yhtä suuria biomassoja vuosien 2000–2001 näytteissä kuin vuosina 1995–1996 (kuva 7.7). Katajaluodon alueen eläinplanktonyhteisö muuttui äyriäisplanktonvaltaisemmaksi tutkimusjakson aikana. Katajaluodolta aiemmin lähes täysin puuttunut *D. cucullata* muodosti elo-syyskuussa 2001 kolmasosan vesikirppubiomassasta.

Vesikirppujen biomassan kasvu tutkimusjakson aikana oli hallitseva piirre kaikilla havaintopaikoilla. Erityisesti *D. cucullata* muodosti suuria biomassoja koko tutkimusalueella vuonna 2001. *D. cucullata* on makean veden laji, jonka runsas esiintyminen ajoittuu lämpimän veden aikaan. Hyvissä olosuhteissa partenogeneettisesti lisääntyvät vesikirput kykenevät runsastumaan tehokkaasti. Lämpimässä vedessä vesikirppujen kasvu ja lisääntyminen nopeutuvat. Kesällä 2001 vesi oli lämmintä koko tutkimusalueella (taulukko 7.2) ja varsinkin kesäkesällä pintaveden lämpötila oli korkeampi kuin vuosina 1995–1996. Lisäksi suolapitoisuuden pieneneminen alueella on saattanut edesauttaa vesikirppujen runsastumista.

Suurikokoinen ja monenlaista ravintoa käyttävä *D. cucullata* pystyy tehokkaasti kilpailemaan tarjolla olevasta ravinnosta muiden vesikirppujen ja rataseläimien kanssa. Ravintokilpailu on voinut olla syynä rataseläinten vähenemiseen alueella samalla kun vesikirput ovat runsastuneet. Laajalahdella ja Vartiokylänlahdella levien määrä (α -klorofyllipitoisuus) kasvoi tutkimusjakson aikana (taulukko 7.2). Samalla vesikirpuille tarjolla olevan ravinnon määrä on luultavasti kasvanut. Parantunut ravintotilanne lisää vesikirppujen tuotantoa lyhentämällä lisääntymiskierron pituutta ja kasvattamalla jälkeläistuottoa. Laajalahdella α -klorofyllipitoisuus oli korkeampi kuin Vartiokylänlahdella, mikä on voinut vaikuttaa Laajalahden suurempiin eläinplanktonin biomassoihin. Eläinplanktonille levien määrää tärkeämpää on levien sopivuus ravinnoksi. Vanhankaupunginselällä α -klorofyllipitoisuus oli selvästi muita alueita korkeampi. Siellä valtaosan biomassasta muodostivat rataseläimet, jolloin eläinplanktonin biomassaa ei ole kohonnut yhtä suureksi kuin suurempikokoisen äyriäisplanktonin esiintyessä runsaana (Pellikka ja Viljamaa 1998).

Vartiokylänlahden ja Katajaluodon alueen vuoden 2000 pieniin keskimääräisiin kokonaisbiomassoihin on vaikea löytää selitystä käytettävissä olevista ympäristömuuttujista. Jostain syystä loppukesän eläinplanktonbiomassat jäivät pieniksi molemmilla havaintopaikoilla. Myös vesikirppujen runsastuminen Vanhankaupunginselällä vuonna 2001 on vaikeasti tulkittavissa. Eläinplanktonissa on tyypillisesti havaittavissa paljon vaihtelua vuosien välillä. Lajit joutuvat mukautumaan useisiin ympäristötekijöihin samanaikaisesti, joten yksi tekijä ei selitä tyhjentävästi yhteisössä havaittuja muutoksia. Ympäristötekijät ovat usein myös yhteydessä toisiinsa, mikä vaikeuttaa tulkintojen tekemistä.

Sisäsaaristossa vuonna 1995 havaintopaikkojen kokonaisbiomassat olivat pienemmät kuin lahtialueilla, mutta suuremmat kuin ulkosaaristossa Katajaluodon alueella (kuva 7.1). Gränön alueella mataluus ja suojaisuus luultavasti aiheuttivat muita sisäsaariston havaintopaikkoja korkeamman biomassan. Hankajalkaiset muodostivat noin puolet biomassasta Kruunuvuorenselällä. Vesikirppuja oli

runsaiten matalalla Granön alueella ja vähiten muita syvemmillä Kruunuvuorenselällä (havaintopaikka 18) ja Mölandetin alueella. Sisäsaariston havaintopaikkojen eläinplanktonyhteisöjen runsauden vaihtelut muistuttivat toisiaan.

Tutkimusalueella biomassa on ollut suurin 1970-luvun alkupuolella ja pienin 1980-luvun alussa. Laajalahdella eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli nyt edellisiä vuosikymmeniä korkeampi johtuen vesikirppujen runsaudesta. Vanhankaupunginselällä biomassa on suunnilleen 1980-luvun keskiarvon suuruinen ja Vartiokylänlahdella hieman suurempi. Vartiokylänlahdella vesikirppujen biomassa oli kasvusta huolimatta yli puolet pienempi kuin 1970-luvulla. Ulkosaaristossa biomassa on pysynyt saman suuruisena aina 1970-luvulta lähtien. Saaristossa hankajalkaisten ja vesikirppujen biomassa on nykyään pienempi kuin 1970- ja 1980-luvuilla. Rataseläinten määrä on nyt uudestaan lähempänä 1970-luvun tasoa.

7.4 Yhteenveto

Eläinplanktonin valtalajisto oli samankaltainen koko tutkimusalueella. Vain vähäsuolainen Vanhankaupunginlahti muodosti muista poikkeavan rataseläinvaltaisen alueen.

Lahtialueilla havaittiin suurimmat kesän ajan keskimääräiset eläinplanktonin kokonaisbiomassat. Havaitut kokonaisbiomassat pienenevät kohti ulkosaaristoa. Lahtialueilla suurimman osan kokonaisbiomassasta muodostivat vesikirput lukuun ottamatta Vanhankaupunginselkää, missä rataseläimet olivat runsain ryhmä. Sisäsaaristossa rataseläimet, vesikirput ja hankajalkaiset olivat tasaisesti edustettuina. Ulkosaaristossa hankajalkaiset muodostivat suurimman osan kokonaisbiomassasta. Muutokset eläinplanktonissa ovat olleet 1970-luvulta lähtien suurimmat lahtialueilla, varsinkin Laajalahdella, joka on muuttunut hankajalkaisvaltaisesta vesikirppuvaltaiseksi.

Lahtialueilla keskimääräiset kokonaisbiomassat erosivat tutkimusjakson aikana selvästi, mutta ulkosaaristossa oli vaihtelu vuosien välillä melko pientä. Suurimman osan vaihtelusta aiheuttivat erot vesikirppujen biomassassa. Laajalahdella kokonaisbiomassa kasvoi koko tutkimuskauden ajan. Vuonna 2001 kaikilla havaintopaikoilla oli eniten vesikirppuja ja vähiten rataseläimiä. Silloin *Daphnia cucullata* -vesikirppu muodosti huomattavan osan lahtialueiden eläinplanktonyhteisöistä. Lämmin kesä edesauttoi vesikirppujen runsastumista. Sen sijaan useat alueen yleisimmistä rataseläimistä suosivat viileää vettä. Vesikirput ja rataseläimet kilpailevat osittain samasta ravinnosta, joten vesikirppujen suurella määrällä on voinut olla vaikutusta rataseläinten määrään. Myös suolapitoisuuden pieneneminen alueella on voinut suosia vesikirppujen runsastumista.

Vesikirppujen runsastumisella on myönteisiä seurauksia kalanpoikasten ravintolanteeseen Helsingin lahtialueilla. Suurikokoiset helposti havaittavat vesikirput ovat otollista saalista niin kalanpoikasille kuin useille täysikasvuaisille kaloillekin.

7.5 Kirjallisuus

Eerola, L. 1979: Eläinplankton ja sen tuotanto Helsingin merialueella vuosina 1972–1976. - Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 11 (1): 1–89.

Levander, K.M. 1903: Till kännedom o planktonbeskaffenheten i Helsingfors inre hamnar. - Medd. Soc. Fauna Flora Fennica 39: 26–36.

Pellikka, K., Viljamaa, H. 1997: Eläinplankton vuosina 1995 ja 1996. - Teoksessa: Pesonen, L. (toim.), Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1996: 85–109. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/97: 85–109.

Pellikka, K., Viljamaa, H. 1998: Eläinplankton Helsingin merialueella 1969–1996. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/98. 48 s.

Pesonen, L. (toim.) 1997: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1996. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/97: 146 s.

Pesonen, L. (toim.) 2001: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2000. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/01: 91 s.

Viljamaa, H. 1988: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. - Teoksessa: Pesonen, L. (toim.), Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986: 133–146. - Tutkimustoimiston tiedonantoja 17: 264 s.

Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I., Viitasalo, I., Viljamaa, H. 1995: Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 1/95. 143 s.

Viljamaa, H. 1972: Helsingin merialueen eläinplanktonista ja likaantumisen vaikutuksista siihen vuosina 1969 ja 1970. - Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 4 (8). 140 s.

Välikangas, I. 1926: Planktologische Untersuchungen im Hafengebiet vor Helsingfors. I. - Acta Zool. Fennica 1: 298 s.

Katja Pellikka

8 Alg@line-seurantatutkimus 1998–2001

8.1 Aineisto ja menetelmät

Helsingin edustan havaintopaikkoja WQ1, WQ3 ja WQ5 seurattiin vuosina 1998–2001 Silja Line -yhtiön WasaQueen- ja vuoden 1999 lopulta Finnjet-aluksella. WasaQueen ja Finnjet liikennöivät väliä Helsinki–Tallinna. Vuosilta 1999–2001 on tutkimusaineistoa myös Silja Serenade -aluksen reitiltä Helsinki–Tukholma. Aineistoa käytetään osana Helsingin ja Espoon edustan jätevesien velvoite-tarkkailua.

Laivan mittauslaitteistot koostuvat lämpötila-anturista, salinometristä, fluorometristä ja näytteenottolaitteistosta. Lämpötilaa, suolaisuutta ja *in vivo* - α -klorofylliä (fluoresenssi) mitattiin laivojen reitiltä noin viiden metrin syvyydestä 100 metrin välein. Lisäksi määrättyiltä näytepisteiltä otettiin kerran viikossa näytevettä.

Näytteestä analysoitiin laboratoriossa viikoittain kasviplanktonlajisto ja fluoresenssiarvon kalibrointia varten määritettiin α -klorofyllipitoisuus. Keskimäärin joka toinen viikko näytevedestä määritettiin lisäksi ravinnepitoisuudet (kokonaistyyppi ja -fosfori, nitriitti- ja nitraattityyppi, ammoniumtyyppi sekä fosfaattifosfori), suolaisuus ja sameus. Viron merentutkimuslaitos analysoi kasviplanktonnäytteet ja muut analyysit tehtiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa.

8.2 Tulokset 1998–2001

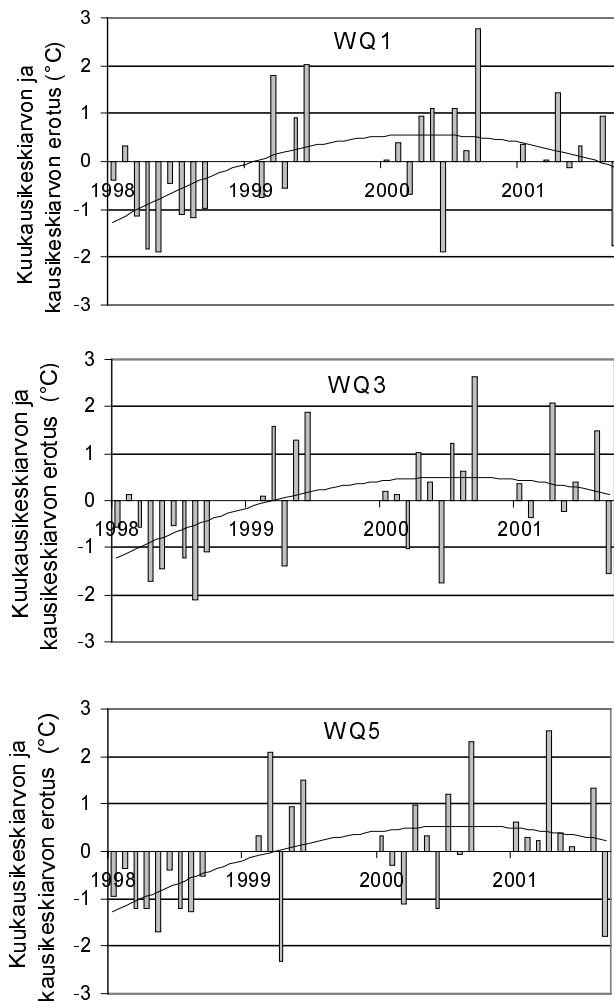
8.2.1 Lämpötila ja suolaisuus

Kesä 1998 oli tutkituista vuosista viilein ja kesä 2001 lämpimin lukuun ottamatta Kruunuvuorenselkää (WQ1), missä kesä 1999 oli lämpimin (kuva 8.1). Kesäaikaan kylmän ja suolaisen syvän veden säännölliset kumpuamiset ovat alentaneet pintaveden lämpötilaa ja nostaneet suolaisuutta pitkin kesää.

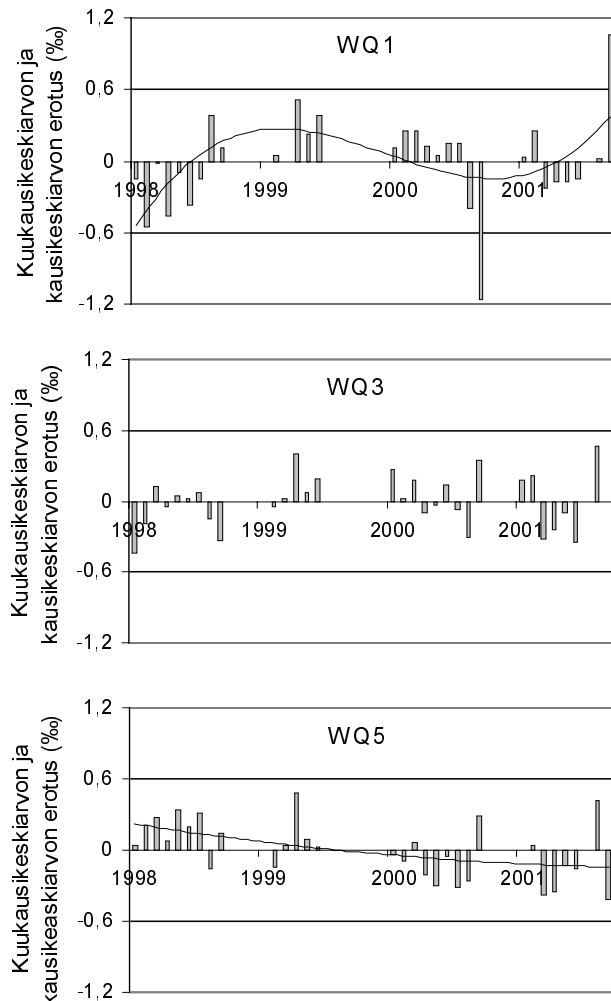
Suolaisuudessa ei näy selvää trendiä Kruunuvuorenselällä eikä ulkosaaristossa (WQ3), mutta avomerellä (WQ5) pintaveden suolaisuus on pienentynyt aikavälillä 1998–2001 (kuva 8.2).

8.2.2 Fosfaattifosfori

Fosfaattifosforin pitoisuus oli kaikilla alueilla suurin vuonna 1998 niin keväällä, kesällä kuin syksylläkin lukuun ottamatta Kruunuvuorenselkää, missä syksyn suurimmat lukemat havaittiin vuonna 2000. Keskimäärin pitoisuus oli suurimmillaan marras-joulukuussa ja pienentyi varsin nopeasti kevätkukinnan myötä huhti-toukokuussa (kuva 8.3). Pienimmillään fosfaattipitoisuus oli kesäkuussa, noin 5



Kuva 8.1. Lämpötilan vaihtelu kuusi-keskiarvosta havaintopaikoilla WQ1, WQ3 ja WQ5. Kunkin kuukauden lämpötilan keskiarvosta on vähennetty koko kauden (1998–2001) kuukausikeskiarvo.

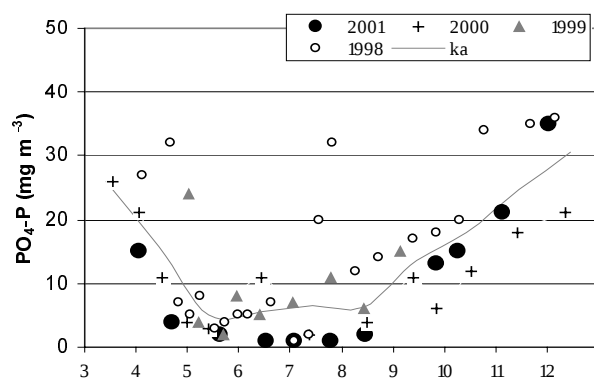


Kuva 8.2 Suolapitoisuuden vaihtelu kuusi-keskiarvosta havaintopaikoilla WQ1, WQ3 ja WQ5. Kunkin kuukauden suolapitoisuuden keskiarvosta on vähennetty koko kauden (1998–2001) kuukausikeskiarvo.

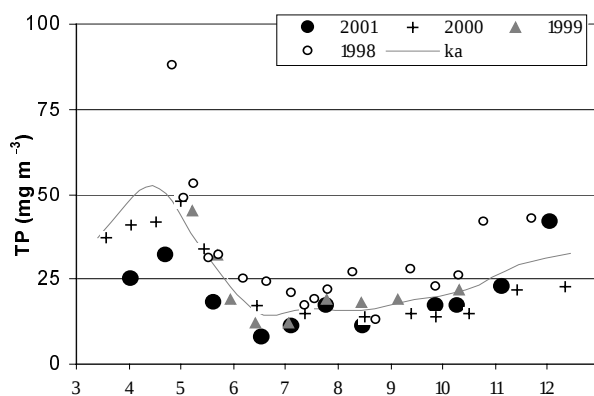
mg m^{-3} , minkä jälkeen se hitaasti kasvoi kohti syksyä. Fosfaattifosforin keskimääräiset pitoisuudet olivat kaikilla alueilla saman suuruiset.

8.2.3 Kokonaisfosfori

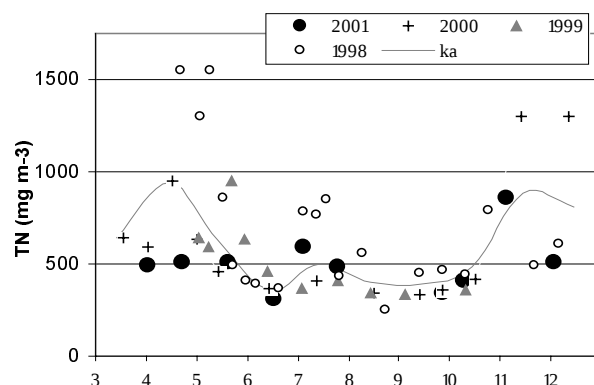
Fosfaattifosforin tapaan kokonaisfosforin pitoisuus oli kaikilla alueilla keväällä ja kesällä suurin vuonna 1998. Syksyllä suurimmat fosforimäärät havaittiin Kruunuvuorenselällä vuonna 2000, mutta ulkosaaristossa ja avomerellä vuonna 1998 (kuva 8.4). Pitoisuudet olivat suurimmillaan kevätkukinnan aikaan sekä myöhään syksyllä ja pienimmillään kesäkuussa. Ulkosaaristossa ja avomerellä pienimmät määrät havaittiin vuonna 2000 tai 2001, mutta Kruunuvuorenselällä oli vuosissa vaihtelua. Kokonaisfosforin pitoisuudet pienentyivät jonkin verran tultaessa Kruunuvuorenselältä ulkosaaristoon ja edelleen avomerelle.



Kuva 8.3. Fosfaattifosforipitoisuuden vaihtelu havaintopaikalla WQ3 (ulkosaaristossa) vuosina 1998–2001.



Kuva 8.4. Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu havaintopaikalla WQ5 (ulkomerellä) vuosina 1998–2001.



Kuva 8.5. Kokonaistyyppipitoisuuden vaihtelu havaintopaikalla WQ1 (Kruunuvuorenselkä) vuosina 1998–2001.

8.2.4 Nitriitti- ja nitraattityppi

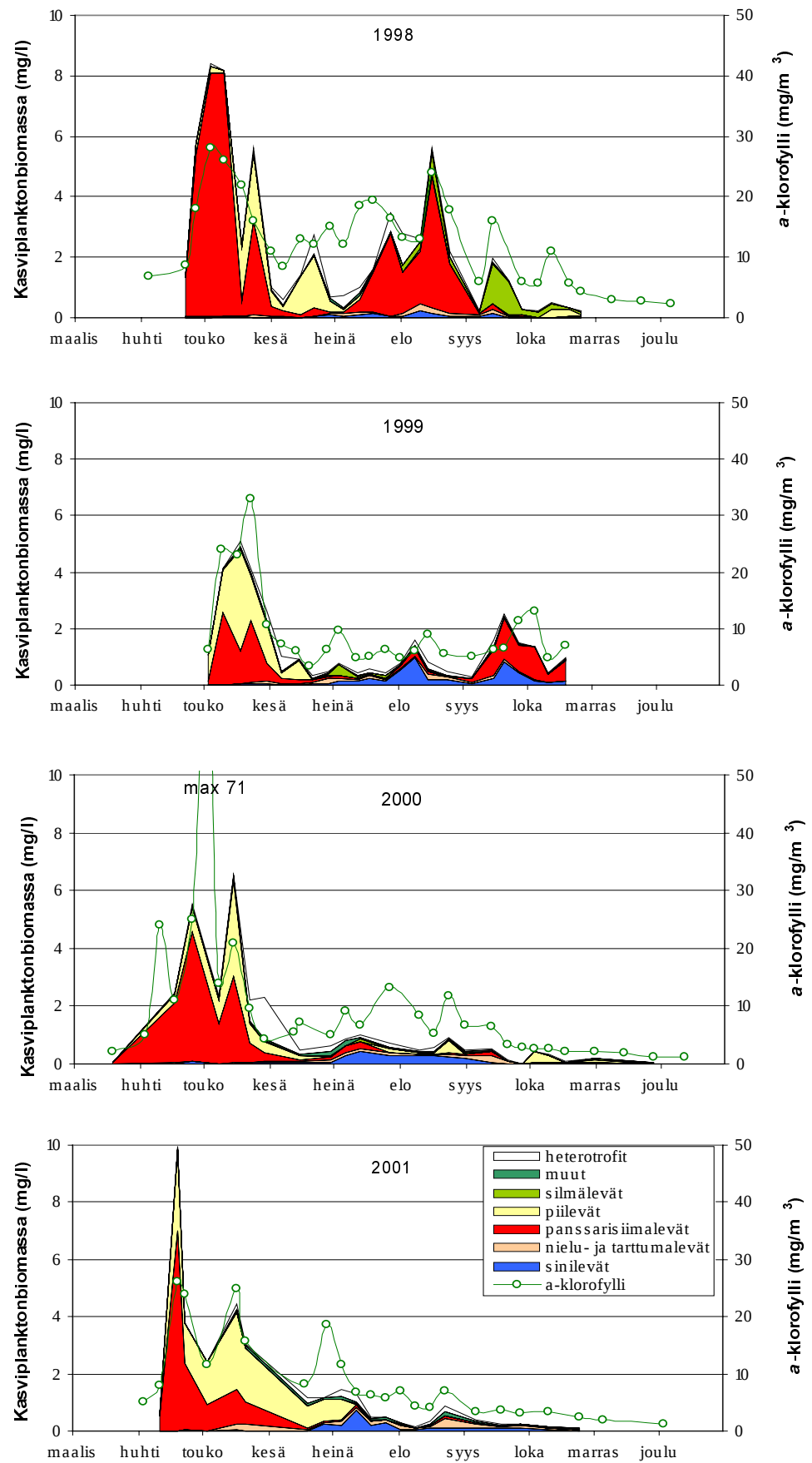
Nitriitti- ja nitraattitypen pitoisuudet olivat kesäisin yleensä hyvin pieniä lukuun ottamatta vuotta 1998. Suurimmillaan ne olivat talvella. Kruunuvuorenselällä ja ulkosaaristossa pienimmät määrät havaittiin vuonna 2001 ja suurimmat vuonna 1998. Avomerellä pitoisuuksissa eri vuosien välillä ei ollut selvää eroa. Kruunuvuorenselällä arvot olivat yleensä moninkertaiset verrattuna ulkosaariston ja avomeren pitoisuuksiin.

8.2.5 Kokonaistyyppi

Kruunuvuorenselällä kokonaistyyppien pitoisuus oli tutkituista vuosista suurin vuonna 1998 ja pienin vuonna 2001 (kuva 8.5). Pitoisuudet olivat suurimpia talvella. Ulkosaaristossa ja avomerellä vuosien välinen vaihtelu oli varsin pientä. Kokonaisfosforin tapaan pitoisuudet pienentyivät siirryttäessä rantavesistä ulommas merelle.

8.2.6 Kasviplankton

Kruunuvuorenselällä kasviplankton koostui keväisin muutamasta valtalajista, joista ehdottomasti runsain oli *Scrippsiella hangoei*-panssarisiimalevä. Toinen yleinen panssarisiimalevä oli *Peridiniella catenata*. Piilevät olivat toinen kevään suuri ryhmä. Piilevälajeista *Thalassiosira baltica*, *Melosira nummuloides*, *Achnanthes taeniata* ja hieman muita myöhemmin myös *Skeletonema costatum* esiintyivät runsaina. Piilevät esiintyivät



Kuva 8.6. Kasviplanktonin määrän ja a-klorofyllipitoisuuden vaihtelu Kruunuvuorenselällä havaintopaikalla WQ1 vuosina 1998–2001.

Taulukko 8.1. Kasviplanktonbiomassan (mg/l) kuukausikeskiarvo Helsingin edustan havaintopaikoilla WQ1, WQ3 ja WQ5 1998–2001.

	WQ1				WQ3				WQ5			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
maalis			0,1*				0,05*				0,2*	
huhti	3,6		4,0	4,8	14,4*	0,7*	24,4	5,9	23,7	4,2	7,7	6,0
touko	6,1	3,4	3,4	3,3	9,5	7,4	2,9	6,6	5,9	11,6	3,4	4,1
kesä	1,3	0,7	0,6	1,2	0,7	0,4	0,3	0,8	0,6	0,6	0,6	0,9
heinä	1,7	0,6	0,9	0,9	1,9	0,8	1,1	1,8	1,3	1,1	1,2	2,5
elo	3,5	0,9	0,6	0,4	2,2	1,2	0,4	0,4	1,4	1,1	0,5	0,6
syys	0,9	1,5	0,4	0,3	0,4	1,3	0,4	0,3	0,4	0,9	0,3	0,4
loka	0,3	0,9	0,3	0,1	0,3	1,0	0,2	0,1	0,3	0,6	0,1	0,1
marras			0,03				0,1*	0,0*			0,1*	0,0*

* = vain yksi näyte.

Taulukko 8.2. Sinilevien biomassan (mg/l) kuukausikeskiarvo Helsingin edustalla havaintopaikoilla WQ1, WQ3 ja WQ5 1998–2001.

	WQ1				WQ3				WQ5			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
maalis			0,01*				0,01*				0,04	
huhti	0,01		0,05	0,02	0,00	0,01*	0,01	0,02	0,00	0,02*	0,06	0,04
touko	0,02	0,03	0,03	0,02	0,00	0,03	0,06	0,02	0,01	0,05	0,10	0,06
kesä	0,02	0,03	0,06	0,14	0,02	0,04	0,04	0,09	0,03	0,26	0,25	0,55
heinä	0,07	0,17	0,34	0,36	0,12	0,25	0,06	0,68	0,70	0,59	0,82	1,97
elo	0,11	0,50	0,24	0,07	0,10	0,71	0,63	0,77	0,21	0,69	0,25	0,36
syys	0,05	0,39	0,02	0,10	0,04	0,41	0,06	0,15	0,09	0,44	0,14	0,17
loka	0,01	0,12	0,01	0,04	0,02	0,21	0,08	0,09	0,05	0,26	0,04	0,05
marras			0,01				0,03*	0,02*			0,03*	0,01*

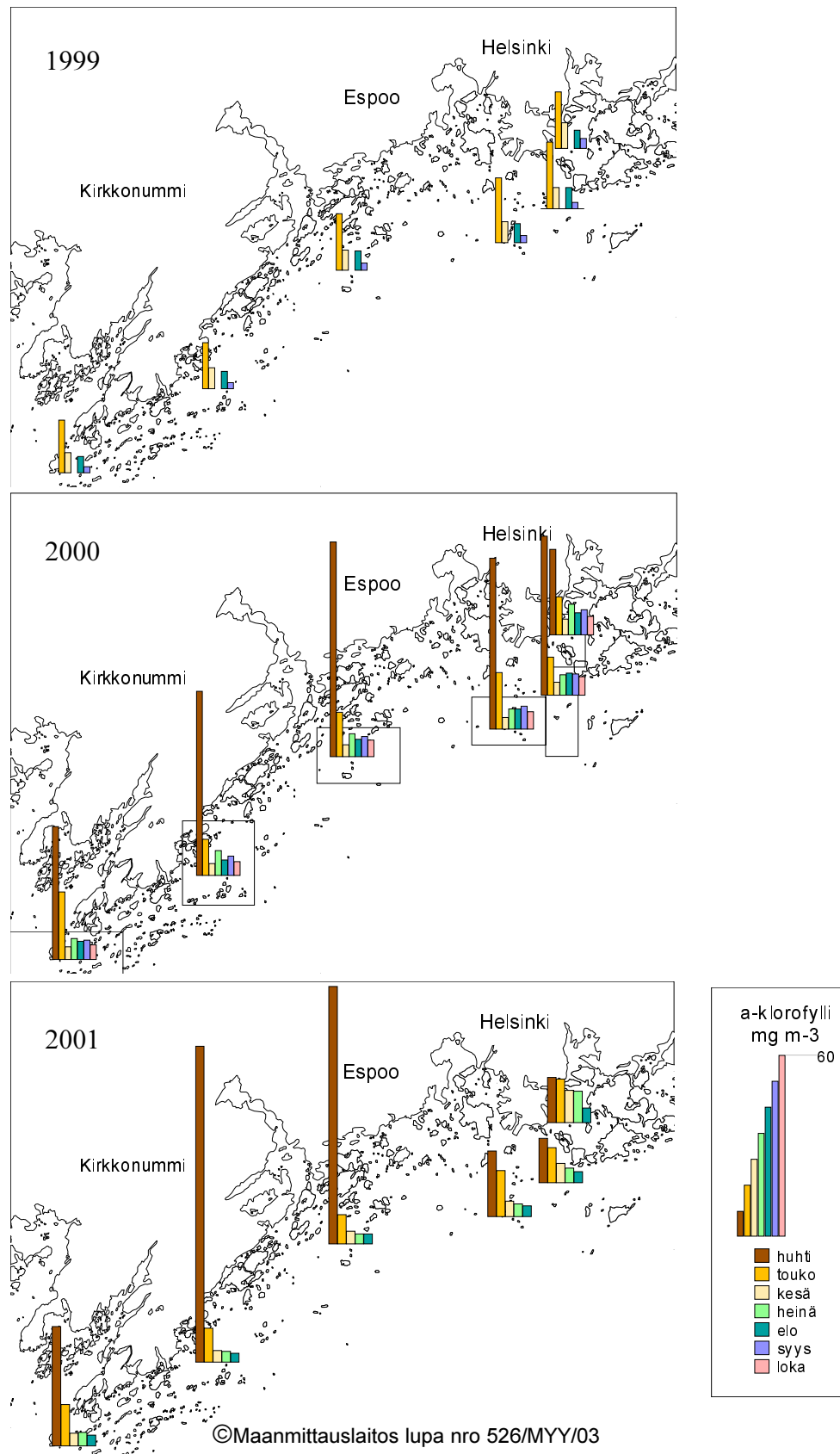
* = vain yksi näyte.

panssarisiimaleviä runsaammin ainoastaan vuonna 1999. Kevätkukinnan maksimi ajoittui yleensä toukokuulle, mutta sen seuraamista hankaloitti päivittäiset muutokset kevätkukinnan suuruudessa. Kevätkukinta oli *a*-klorofyllipitoisuuden mukaan suurin vuonna 2000 (2.5.2000 71 mg m⁻³), mutta tuolta viikolta ei ole kasviplanktontuloksia.

Kevätkukinnan romahdettua kesäminimiin kasviplankton koostui valtaosin *Skeletonema costatum* -piilevistä, *Ebria tripartita* -panssarisiimaeliöistä (toisenvaraisia) ja *Protoperdinium bipes* -panssarisiimalevistä. Kesäkuussa 1998 havaittiin poikkeuksellisen paljon piileviä, joiden määrä kuitenkin väheni nopeasti heinäkuun alkuun tultaessa.

Heinä-elokuussa olivat sinilevät (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Nodularia spumigena*), pienet flagellaatit (*Teleaulax* spp., *Chrysochromulina* spp., *Pyramimonas* spp., *Plagioselmis prolunga*, *Eutreptiella* sp.) ja *Ebria tripartita* runsaimpia. Kesällä 1998 esiintyi erittäin paljon *Heterocapsa triquetra* -panssarisiimalevää, jota muina tutkimusvuosina ei esiintynyt samassa määrin.

Syyskuussa 1998 esiintyi silmäleviä todella runsaasti ja syyskuussa 1999 taas *Heterocapsa* ja *Prorocentrum minimum* -panssarisiimalevää sekä sinileviä. Vuon-



Kuva 8.7. Veden a -klorofyllipitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin ja Espoon edustan merialueella 1999–2001. Keskiarvo on laskettu ruudun (piirretty 2000-kuvaan) alueen Silja Serenade -aluksen jatkuvatoimisen mittalaitteen fluoresenssituloksista. Kaikilta kuukausilta ei ole tuloksia.

na 2000 ja 2001 syksyn kasviplanktonbiomassat olivat aikaisempia vuosia pienemmät. Lokakuussa kasviplanktonin määrä oli pieni ja lajistossa esiintyi muun muassa *Coscinodiscus granii* -piileviä, *Woronichinia* spp. -sinileviä sekä pieniä flagellaatteja.

Kesäkuukausina (kesä-syyskuu) kasviplanktonin määrä oli selvästi suurin vuonna 1998 (taulukko 8.1), mutta sinilevien määrä oli heinä-syyskuussa suurin vuonna 1999 ja pienin vuonna 1998 (taulukko 8.2).

WQ3:lla kevätukukinnan huippu ajoittui huhti-toukokuun vaihteeseen. Tutkituista vuosista kevätukukinnaltaan suurin oli 2000, jolloin kasviplanktonin biomassa oli maksimissaan 48 mg l^{-1} (α -klorofylli 87 mg m^{-3}). Vuonna 2001 kevätukukinta oli tutkituista vuosista pienin niin kasviplanktonin kuin α -klorofyllipitoisuudenkin suhteen katsottuna. Tuolloin esiintyi piileviä muita vuosia enemmän. Kevätukukinta koostui samoista lajeista kuin Kruunuvuorenselällä.

Kesän lajisto ei juurikaan poikennut Kruunuvuorenselästä. *Gymnodinium*-panssarisiimalevät olivat WQ3:lla Kruunuvuorenselkää yleisempiä. Sinileviä esiintyi runsaimmin heinä-elokuussa. Eniten niitä tavattiin kesällä 2001 ja vähiten kesällä 1998, vaikkakin kasviplanktonin biomassa oli muiden alueiden tapaan suurin kesällä 1998. Syksyn lajisto muistutti suuresti Kruunuvuorenselkää.

Avomerellä, WQ5:llä, kevätukukinta oli huipussaan huhti-toukokuun vaihteessa. Muista alueista poiketen kevätukukinta oli suurin avomerellä vuonna 1998, jolloin kasviplanktonin biomassa oli 40 mg l^{-1} ja α -klorofyllipitoisuus 53 mg m^{-3} . Avomerellä kevätukukinnan valtalajit ovat ranta-alueita selvemmin panssarisiimaleviä, mutta kaikki samat kevätukukinnan lajit esiintyivät niin avomerellä kuin WQ3:lla ja Kruunuvuorenselälläkin.

Kesäkuussa kesäminimin aikaan kasviplankton koostui lähinnä *Gymnodinium*- ja *Dinophysis*-panssarisiimalevistä sekä *Aphanizomenon*-sinilevistä. Heinä-elokuussa lajisto oli hyvin samanlainen muiden tutkittujen alueiden kanssa. Syksyn lajisto muistutti Kruunuvuorenselän lajistoa. Kasviplanktonia oli runsaimmin kesällä 1998 ja 2001 ja sinileviä esiintyi selvästi eniten kesällä 2001. Ulkomerellä kasviplanktonin biomassa on yleensä rantavesiä pienempi, mutta sinileviä esiintyy heinä-syyskuussa vähintään yhtä paljon.

Espoon ja Kirkkonummen (Porkkalanniemi) rannikon α -klorofylli-pitoisuutta tutkittiin vuosilta 1999–2001 Silja Serenade -aluksen reitiltä, kun alus on kulkenut ns. rantareittiä. Levien määrä oli keskimäärin suurin keväällä 1999 (huhti-kuun havaintoja on vain vuosilta 2000 ja 2001) ja kesällä 2000. Vuonna 2001 havaittiin keskimäärin pienimmät klorofyllipitoisuudet (kuva 8.7). Keväällä pitoisuudet olivat suurimpia Porkkalanniemen edustalla ja pienimpiä Vantaanjoen vaikutusalueella, missä vesi on keväisin savisameaa. Kesäisin suurimmat levien määrät havaittiin yleensä Kruunuvuorenselällä.

Lauri Pesonen

9 Veden laatuluokitus Helsingin ja Espoon merialueilla

9.1 Yleistä

Helsingin ja Espoon edustan merialueen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittamisessa on sovellettu Suomen ympäristökeskuksen antamia ohjeita (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988¹). Luokitusperusteina on käytetty seuraavia suureita:

1) *a*-klorofyllipitoisuus, 2) kokonaisfosforipitoisuus, 3) näkösyvyys, 4) sameus, 5) hapenkyllästysprosentin vaihtelu ja 6) lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys. Arvioinnissa käytettiin seuraavia luokkarajoja:

Luokkarajat:	Luokka I	Luokka II	Luokka III	Luokka IV	Luokka V
a-klorofylli, µg/l	<4	4-10	10-20	20-50	>50
Kokonaisfosfori, µg/l	<12	12-30	30-50	50-100	>100
Näkösyvyys, dm	>25	25-10	10-5	5-2,5	<2,5
Sameus, FTU	<1,5	1,5-3	3-6	6-12	>12
Hapen kyllästys, %	min 90 maks 105	min 80-90 maks 105-110	min 70-80 maks 110-120	min 40-70 maks 120-150	min <40 maks >150
Lämpökestoiset kolimuot. bakteerit, kpl/100 ml	<10	10-50	50-100	100-1000	>1000

Alueella on sovellettu ns. yleisluokitusta, joka kuitenkin pääasiallisesti ottaa huomioon virkistyskäytön veden laadulle asettamat vaatimukset. Tarkkailualue on asumajätevesien kuormittamaa, minkä vuoksi luokituksessa tarkastellaan ennen kaikkea vesistön happitilannetta ja rehevöitymistä kuvaavia suureita sekä hygieenistä laatua. Lisäksi on otettu huomioon erityisesti virkistyskäyttöarvoon vaikuttavia suureita kuten veden sameus ja näkösyvyys. Luokat on suoraan määritetty mitattujen suureiden arvojen avulla. Kukin luokka määräytyy parametrikoh- taisten luokkien keskiarvon mukaan, ei siis esim. huonoimman luokan antavan suureen perusteella. Koska laatuluokkien arvojen vaihteluväli luokkien sisällä on suuri ja käytetyt parametrit käsitettävissä jossain määrin eriarvoisiksi, on rajata- pauksissa käytetty hyväksi myös muuta veden laadusta saatavissa olevaa tietoa. Laatuluokitus antaa yleistetyn käsityksen vesialueiden laadusta. Suomen ympäristökeskuksen suosituksen mukaisesti on kukin luokitus laskettu kolmen peräkkäisen vuoden aineistosta. Näytteenottofrekvenssi eroaa eri havaintopaikoilla ja eri vuosina. Myös havaintopaikat ovat vaihdelleet eri vuosina. Siten esim. jak- solla 1995-2000 huomattava osa havaintopaikoista (ns. laajan tarkkailun havainto- paikat) on ollut seurannassa mukana vain joka kolmas vuosi. Näistä havainto- paikoista osuu kuhunkin luokituksen kolmivuotisjaksoon yksi havaintovuosi. Toi- saalta osalta havaintopaikkoja (ns. intensiivitarkkailun havaintopaikat) aineistoa on joka vuodelta huomattavan tiheällä havaintofrekvenssillä (havainnot kuukau- sittain). Kaikkien mukaan otettujen havaintopaikkojen havaintosarjoihin ei vält- tämättä sisälly kaikkia luokitukseen kuuluvia suureita (esim. *a*-klorofylliä). Luokituksiin on käytetty aineistoa myös muista, alueellisesti suppeammista havaintosarjoista, kuten voimalaitosten vesistövaikutuksen tarkkailusta Hana- saarella, Salmisaarella ja Vuosaarella sekä merellisten läjitysalueiden tarkkai- lusta.

1) Vesi- ja ympäristöhallitus 1988: Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. - Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 20: 1-48.

9.2 Helsingin ja Espoon edustan laadullinen yleisluokitus vuosina 1970–2000

Viimeisin veden laadullista käyttökelpoisuutta kuvaava yleisluokitus on laskettu vuosille 1998–2000. Kuvassa 9.1 on vertailun vuoksi on esitetty useille kolmivuotisjaksoille laskettuja laatuluokituksia vuodesta 1970 lähtien.

1970-luvun alussa Helsingissä oli käytössä 11 jätevedenpuhdistamo (Tali, Rajasaari, Lauttasaari, Munkkisaari, Kyläsaari, Viikki, Kulosaari, Mustikkamaa, Herttoniemi, Laajasalo ja Vuosaari) ja yhtä monta jätevesien purkupaikkaa. Vuosikymmenen puoliväliin mennessä oli Kulosaaren ja Mustikkamaan puhdistamoiden käyttö lopetettu ja osa Talin puhdistamolle tulleista jätevesistä käännetty Kyläsaaren puhdistamoon. Helsingissä jätevedet johdettiin tuolloin pääasiassa ranta-alueille puhdistamoiden läheisyyteen. Espoon kaupungin jätevedet johdettiin Suomenojan jätevedenpuhdistamolta aluksi Bodön selälle ja vuodesta 1974 lähtien nykyiselle purkupaikalle ulkosaaristoon Gåsgrundetin itäpuolelle.

Helsingissä jätevedenpuhdistamoita ja niiden purkupaikkoja lopetettiin vähitellen. Vuodesta 1987 lähtien suurin osa (lukuun ottamatta Vuosaaren ja Lauttasaaren puhdistamoilta mereen johdettuja jätevesiä) ja vuoden 1994 syksystä lähtien kaikki jätevedet on Helsingissä käsitelty Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla ja johdettu jätevesitunnelissa saariston ulkoreunaan. Tilapäisesti johdettiin puhdistetut jätevedet Viikinmäestä Vanhankaupunginselälle puolen vuoden ajan talvella 1995/96. Espoossa on koko tarkastelujakson ajan ollut käytössä yksi puhdistamo, Suomenojan jätevedenpuhdistamo. Espoon jätevesien johtaminen ulkosaaristoon aloitettiin jo vuonna 1974.

Jäteveden puhdistusta on 1970-luvun alun jälkeen tehostettu merkittävästi. Tuolloin Helsingin puhdistamot olivat biologisia aktiivilietelaitoksia. Fosforinpoisto toteutettiin Helsingin jätevedenpuhdistamoissa asteittain vuosien 1972–1979 aikana. Vaatimustaso biologiselle puhdistukselle oli nykyisiin lupaehtoihin verrattuna alhainen. Espoon Suomenojan puhdistamolla aloitettiin fosforin suorasaostus ilman biologista puhdistusta vuonna 1974 samanaikaisesti Gåsgrundetin jätevesitunnelin käyttöönoton kanssa. Biologinen puhdistus Suomenojan jätevedenpuhdistamolla käynnistettiin vasta vuonna 1980. Nykyisin alueen molemmat keskusjätevedenpuhdistamot ovat biologisia aktiivilietelaitoksia, joissa on fosforin simultaanisaostus ja vuoden 1998 alusta lähtien myös esidenitrifikaatioon perustuva tehostettu typenpoisto.

1970-luvun alussa olivat Helsingin läntiset ja keskiset lahtialueet (Laajalahti, Lehtisaarenselkä, Seurasaarenselkä, Vanhankaupunginselkä, Tullisaarenselkä, Porolahti, Tiiliruukinlahti ja Kruunuvuorenselän pohjoisosat) laadultaan heikkoja (laatuluokka V). Lauttasaarenselkä, Kruunuvuorenselkä, Laajasalon itäpuolinen merialue sekä laajalti Helsingin edustan sisäsaaristo ja Espoossa Suvisaaristo luokiteltiin välttäväksi (luokka IV). Vain ulompi saaristovyöhyke luokiteltiin laadultaan tyydyttäväksi (luokka III) tai hyväksi (luokka II). Melko pian puhdistusmenetelmien kehittyessä ja puhdistamoiden hoidon parantuessa välttäväksi ja/tai

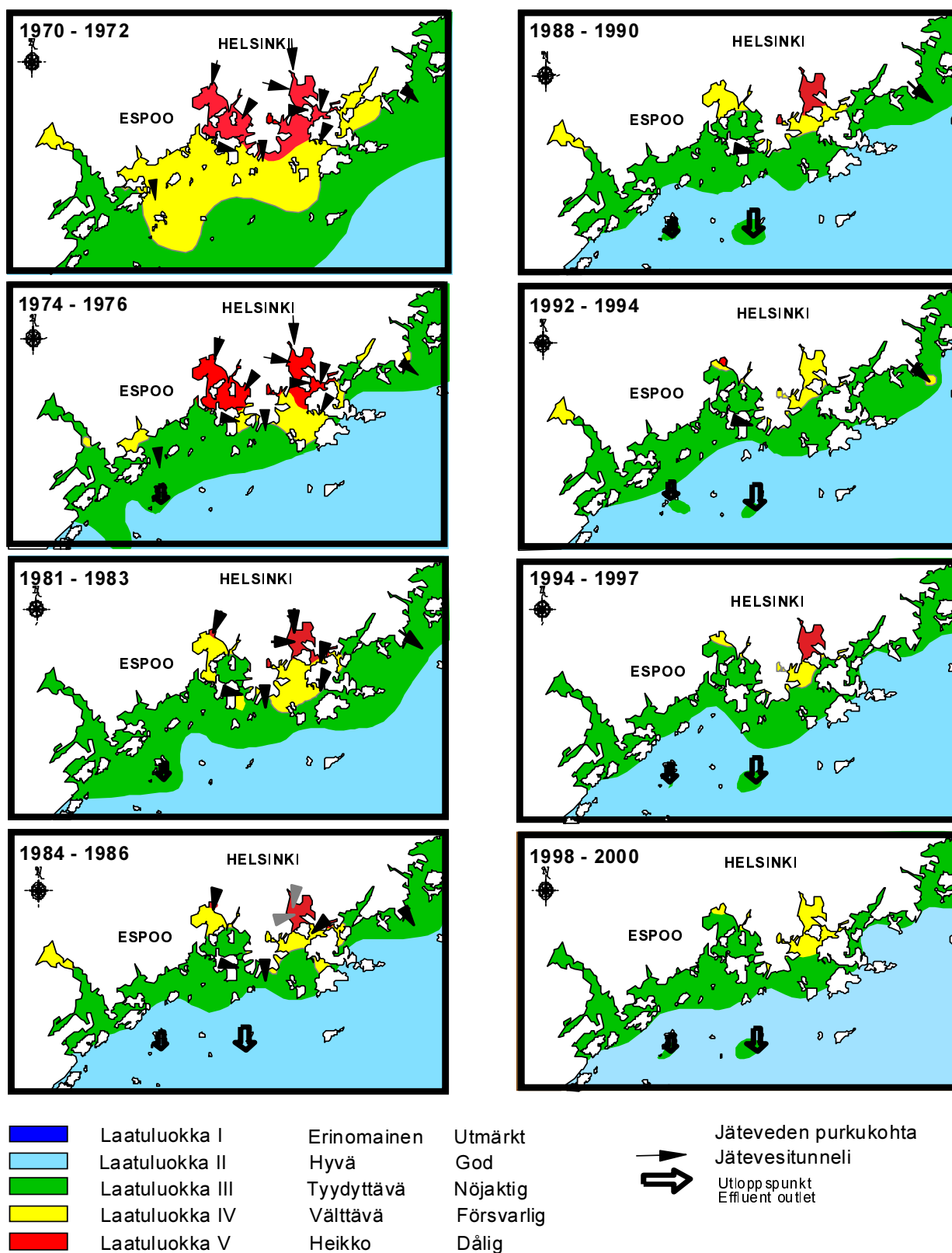
tydyttäväksi luokiteltu alue saaristossa alkoi supistua. Lahtialueet säilyivät vielä pitkään laadultaan heikkoina (V) tai välttävinä (IV). Näin tapahtui varsinkin Vanhankaupunginselällä, minne keskitettiin jätevesien puhdistusta ja johtamista, kun mm. Rajasaaren puhdistamo ja sen purkupaikka Seurasaarenselällä lopetettiin ja Talin ylikuormaa siirrettiin kaupungin itäpuolelle Kyläsaaren puhdistamolle. Lisäksi ennen lopettamistaan oli vanha Viikin jätevedenpuhdistamo ylikuormitettu ja sen puhdistusteho huono.

1980-luvun puolivälin jälkeen molemmat jätevesitunnelit olivat käytössä, lisäksi jätevesiä johdettiin vielä Helsingissä mereen Vuosaaressa ja Lauttasaaressa. Laajalahden-Seurasaarenselän alue oli alkanut puhdistua jo 1970-luvun lopulla. Vanhankaupunginselkä oli edelleen laadultaan heikko (V), mutta Kruunuvuorenselällä enää pohjoisin osa luokiteltiin välttäväksi (IV). Pääosa ulommasta saaristosta luokiteltiin laadultaan hyväksi (II), molempien purkupaikkojen vaikutusalue erottui suppeana tyydyttäväksi (III) luokiteltuna alueena ulkosaaristossa.

1990-luvulla tilanne parani edelleen. Vanhankaupunginselän laatu parani luokkaan välttävä (IV) ja tyydyttäväksi (III) luokiteltu alue supistui saaristossa, joka sisintä osaa lukuun ottamatta luokiteltiin laadultaan hyväksi (II). Skatanselällä oli Vuosaaren jätevedenpuhdistamon vaikutus nähtävissä (laatuluokka III, välttävä) ennen tämän viimeisen erillisen purkupaikan lopettamista vuonna 1994. Vuosikymmenen puolivälissä laatuluokka huononi tilapäisesti Vanhankaupunginselällä (luokasta välttävä luokkaan heikko), kun Katajaluodon tunnelin sortuman vuoksi jätevedet johdettiin Viikinmäestä lahden rantaan noin kuuden kuukauden ajan. Espoonlahti ja Espoon sisäsaaristo luokiteltiin laadultaan tyydyttäväksi (IV), merialue Suvisaariston ulkopuolella hyväksi (III). Ulkosaaristossa purkupaikkojen läheinen merialue luokiteltiin laadultaan tyydyttäväksi (III).

Vuosien 1998-2000 perusteella laaditussa laatuluokituksessa ei heikoksi (V) luokiteltuja vesialueita ole. Vanhankaupunginselkä, Kruunuvuorenselän pohjoisosat, Tullisaarenselkä, Pohjoissatama ja Töölönlahti olivat edelleen laadullisesti huonoimmat vesialueet. Veden laadun pysyminen näillä vain välttävänä (luokka IV) johtuu hajakuormituksesta, Vantaanjoen mukana tulleesta kuormituksesta sekä aikaisemmin raskaasti kuormitetun alueen pohjasedimentin aiheuttamasta sisäisestä kuormituksesta. Luokkaan välttävä (IV) sijoittuivat myös Helsingin satama-alueet sekä Pikku-Huopalahti ja Laajalahden perukka. Laajalahti, Lehtisaarenselkä ja Seurasaarenselkä kuuluivat luokkaan tyydyttävä (III), samoin Vuosaaren ympäristö lukuun ottamatta varsinaista Skatanselkää, Espoonlahti ja Suvisaaristo. Itä-Villingin pohjoispuolisessa sisäsaaristossa veden laatu oli hyvä (luokka II). Tyydyttäväksi luokitellun alueen ulkoraja kulki suurin piirtein linjalla Pentala-Suvisaaristo–Miessaaren eteläpuoli–Melkki–Suomenlinna–Santahamina–Jollas–Vartiosaari–Kallvikinniemi–Skata. Tämän rajan eteläpuolella veden yleinen laatu oli hyvä (luokka II), kuitenkin niin, että ulkosaaristossa on suppeahkoilla alueilla nähtävissä molempien ulkosaariston purkutunneleiden vaikutus (veden laatu tyydyttävä, luokka III).

Laatuluokkaan erinomainen (I) kuuluvia vesialueita ei seurannan piiriin kuuluvalla alueella ole.



Kuva 9.1. Veden yleisen käyttökelpoisuuden kehitys Helsingin ja Espoon edustan merialueella Laatuluokitukset vuosina 1970–2000, kolmivuotisjaksot.

10 Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila 1998–99¹

Rantavyöhykkeen vesikasvillisuutta on kartoitettu pääkaupunkiseudulla 1970-luvulta alkaen yhdenmukaisin menetelmin. Kartoitukset perustuvat Helsingin ja Espoon kaupungeille annettuihin, jätevesien mereen päästämistä koskeviin lupaehtoihin. Samalla ne tuottavat tietoa vesikasvillisuuden yleisestä tilasta, lajilukuisuudesta (biodiversiteetistä) ja vesikasvien levinneisyydestä. Tuloksia voidaan käyttää ranta- ja vesialueiden käytön ja hoidon suunnittelussa.

Tutkimusalue ulottui Kirkkonummen Mickelskäreiltä lännessä Sipoon Norrkullalandettiin idässä. Kasvillisuusnäytteitä otettiin 154 koealalta, jotka sijaitsivat rantaviivassa tai matalikoilla alkaen rantaviivasta aina noin 1,5 metrin syvyyteen. Näytteiden lajisto mikroskopoitin ja määritettiin laboratoriossa. Lajikoostumuksen, kasviyksilöiden kunnon ja lajien indikaatiomerkityksen perusteella näytteet luokiteltiin kuuteen luokkaan. Tutkimusalue on jaettu neljääntoista osa-alueeseen, joiden tilaa ja siinä tapahtuneita muutoksia kuvataan raportissa.

Rantojen vesikasvillisuus on tutkimusalueella elpymässä. Luonnontilaisen vesialueen kokonaispinta-ala on Helsingin merialueella lisääntynyt. Yhdeksän osa-alueen kasvillisuus on monipuolistunut ja muuttunut lähelle luonnontilaista. Rakkolevä oli suurimmaksi osaksi hyväkuntoista. Kaikkien Espoon osa-alueiden kasvillisuuden tila oli parantunut. Tähän on eniten vaikuttanut se, että jätevesiä ei enää ole johdettu sisälahtiin vaan tehostetun puhdistuksen jälkeen ulommas, avomeren reunaan. Vain Lauttasaarenselän länsirantojen (Pajalahti-Veijarivuori) tila oli selvästi huonontunut. Veijarivuoren rannan vanha hyväkuntoinen rakkoleväkasvusto oli hävinnyt. Vartiokylänlahden ja Kallvikinlahden sisäosien kasvillisuuden tila oli heikentynyt jonkin verran. Vanhankaupunginlahden ja Kruunuvuorenselän pohjoisosien uposkasvillisuus on edelleen yksipuolista, niukkaa tai suolilevien luonnehtimaa. Vantaanjoki tuo alueelle runsaasti savea, joka estää vesikasvien valonsaannin ja liettää vesikasvien kasvualustat niille soveltumattomiksi. Seurasaarenselällä vallitsee runsas putkilokasvillisuus, mutta rakkolevä ei ole palannut keskiselle Seurasaarenselälle, vaikka alueen rannat muuten soveltuisivat tälle lajille (Porsas-saari, Seurasaaren eteläkärki).

Itämeren ja Suomenlahden tilan huononeminen ei näy pääkaupunkiseudulla samalla tavoin kuin lännessä (Itämeren syvänveden kumpuaminen pintaan) tai idässä (Pietarin kaupungin jätevesipäästöt). Vaikeimmat ongelmat liittyvät rantojen läheisen veden paikalliseen sameuteen, mikä haittaa uposversoisten vesikasvien kasvua ja estää niiden nuoruusvaiheiden kiinnittymisen pohjaan.

1) Viitasalo, I., Hyytiäinen, U.-M., Pekuri, S., Saarnio, S.-P. & Toppinen, H. 2002: Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1998–99. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2002.

11 Vedenlaadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001¹

Helsingin ja Espoon edustan lahtialueiden pohjaeläimistöä leimaavat erityisesti harvasukamadot (*Oligochaeta*) ja surviaissääskien toukat (*Chironomidae*). Lahti-alueiden vedenlaatu ja erityisesti happitilanne on parantunut kuormituksen pienenemisen myötä, mikä on johtanut pohjaeläimistön runsastumiseen. Etenkin Laajalahdella on havaittavissa selvää pohjaeläimistön elpymistä 1970-luvulta lähtien, mikä näkyy harvasukamatojen ja surviaissääskien toukkien määrän lisääntymisenä. Laakson (1965) mukaan 1960-luvulla pahasti saastuneita alueita oli Laajalahdella, Taivallahdessa, Humallahdessa ja Töölönlahdella, missä havaittiin useita makroskooppisen pohjaeläimistön suhteen täysin kuolleita pohja-alueita. Jätevesien puhdistustekniikan parantuminen ja puhdistettujen jätevesien ohjaaminen ulkomerelle on parantanut lahtialueiden tilaa ja täysin kuolleita pohjia ei ole enää havaittu.

Sisäsaariston pohjaeläinyhteisöjä ovat hallinneet harvasukamadot, surviaissääskien toukat sekä liejusimpukka (*Macoma baltica*). Alueella esiintyy runsaasti paikallista vaihtelua ilman yhtenäistä yleistä kehityssuuntaa. Liejusimpukka on kuitenkin runsastunut monin paikoin tutkimusjakson lopulla, mikä ainakin osittain voi heijastaa vedenlaadun ja pohjan tilan muutoksia. Sisäsaariston vedenlaadussa onkin tapahtunut parantumista, joskaan tilanne ei ollut kovin huono tutkimusjakson alussakaan.

Ulkosaariston syvempien pohjien pohjaeläimistö on koostunut pääosin valkokatkoista (*Monoporeia affinis*), liejusimpukasta ja harvasukamadoista. Valtalajien lukumäärissä ja runsaussuhteissa on kuitenkin tapahtunut suuria muutoksia tutkimusjakson aikana. Pohjaeläimistön yksilötiheyksien huippu ulkosaaristossa ajoittui 1970- ja 1980-lukujen taitteeseen, jolloin yhteisöt olivat valkokatkojen hallitsemia. Tämän jälkeen määrät ovat laskeneet ja liejusimpukasta on monin paikoin tullut valtalaji. Vaikka kokonaisuksilötiheydet ovatkin laskeneet, on pohjaeläimistön biomassa kasvanut voimakkaasti liejusimpukan määrän kasvun myötä. Tätä muutosta on kuitenkin vaikea kytkeä suoraan vedenlaadun muutoksiin. Yleisesti ottaen ulkosaariston ravinnepitoisuuksissa tai happioloissa ei ole tapahtunut suuria muutoksia. Alueen suolapitoisuus on laskenut 1980-luvun alusta lähtien, mikä heijastaa Suomenlahden yleistä kehitystä. Valtalajien muutosta ei voida suoraan selittää tällä, sillä suolapitoisuus vaihtelee kuitenkin selvästi lajien sietorajojen sisällä. Vastaavaa valkokatkan taantumista ja liejusimpukan runsastumista on kuitenkin havaittu muuallakin Suomenlahden rannikkoalueella, joten kyse lienee laajemmasta ilmiöstä. Harvalukuisten, mereisten lajien (*Harmothoe sarsi*, *Halicryptus spinulosus*, *Pontoporeia femorata*) runsaampi esiintyminen sen sijaan selittyy pitkälti suolapitoisuuden vaihtelulla.

1) Laine, A.O., Pesonen, L., Myllynen, K. & Norha, T. 2003: Vedenlaadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja (valmisteilla).