

Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2002

Sisällysluettelo	1
Yhteenvedo	2
Sammanfattning	3
Summary	4
1. Johdanto	5
1.1 Uimarantavesien laadunvalvonta	5
1.2 Yleistä sinilevistä ja levämyrkyistä	7
1.3 Tutkimuksen taustaa	8
2. Aineisto ja menetelmät	8
2.1 Aineisto	8
2.2 Menetelmät	10
3. Tulokset	12
3.1 Uimarannat	12
3.2 Helsingin edustan merialue	20
4. Tulosten tarkastelu	25
5. Lähdeluettelo	27
Julkaisussa käytettyjä termejä:	29

Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2002

Yhteenveto

Sinilevien myrkyllisyyttä on tutkittu maailmanlaajuisesti. Näissä tutkimuksissa 25 - 70 % sinileväkukinnoista on ollut myrkyllisiä (Lahti 1997). Yleisimmät Itämerellä ja Suomenlahdella massaesiintymiä muodostavat sinilevälajit ovat *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* ja *Nodularia spumigena*. *Aphanizomenon flos-aquae* -lajia pidetään Itämeren alueella myrkyttömänä (Lehtimäki 2000), vaikka joidenkin tämän lajin kantojen onkin muualla maailmalla todettu tuottaneen hermotoksiineja (esim. Rapala 1998). *Anabaena*-suku sisältää sekä maksa- että hermomyrkyllisiä kantoja, joskaan se ei aina ole myrkyllinen. Kaikki tutkitut planktiset *Nodularia spumigena* -esiintymät taas ovat olleet toksisia.

Vuosien 2001 ja 2002 aikana kerättiin vesinäytteitä Helsingin merialueelta sekä Munkkiniemen, Hietarannan ja Pihlajasaaren uimarannoilta. Näytteistä selvitettiin sinilevälajiston lisäksi vuonna 2001 sinilevien tuottamien maksatoksiinien eli mikrokystiinien ja nodulariinin esiintymistä ja pitoisuuksia. Vuonna 2002 maksatoksiinien ohella tutkittiin sinilevien tuottamien hermotoksiinien (anatoksiini-a, anatoksiini-a(S) sekä saksitoksiinit) ja bakteerien soluseinän lipopolysakkaridi-endotoksiinien esiintymistä ja pitoisuuksia. Vuoden 2001 tuloksista on julkaistu raportti (Räsänen ym. 2001). Tässä julkaisussa käsitellään pääasiassa kesän 2002 tuloksia.

Sinilevien tuottamien maksatoksiinien pitoisuudet Helsingin tutkittujen uimarantojen vesissä jäivät kesällä 2002 varsin pieniksi. Mikrokystiinipitoisuuksien osalta kohtalaisen terveysterveysvaaran raja, 20 µg/l, ei ylittynyt uimavesissä kertaakaan lukuunottamatta massiivisen kukinnan jälkeistä päivää Seurasaaren uimarannalla elokuun lopulla. Konsentroituneen levämassan pitoisuudet voivatkin olla huomattavan suuria, eikä levämassaa sisältävässä vedessä ole syytä uida.

Pihlajasaaren ja Hietarannan uimarantojen endotoksiinipitoisuudet olivat hieman kohonneet luonnontilaisiin vesiin verrattuna. Munkkiniemen endotoksiinipitoisuudet sen sijaan olivat selvästi muita uimarantoja korkeammat, mutta vielä tällaisistakaan pitoisuuksista ei pitäisi aiheutua terveydellistä vaaraa uimarannan käyttäjille.

Länsi-Tontun, Katajaluodon, Knaperskärin sekä Laajalahden alueelta analysoiduissa sinileväkukintanäytteissä ei havaittu sinilevien tuottamia hermotoksiineja. *Artemia salina* -meriäyriäisen toukilla tehdyissä biotesteissä yksi näyte, Länsi-Tontusta 10.6. kerätty sinilevämassa, osoitti merkkejä hermotoksisuudesta mutta siitäkään ei tarkemmissa analyyseissä löytynyt sinilevien hermomyrkyjä. Muissa analyyseissä havaittiin kuitenkin merkkejä joidenkin muiden yhdisteiden, mahdollisesti amiinien, pienistä pitoisuuksista. Myös maksatoksiinien määrät näissä kukintanäytteissä jäivät verraten pieneksi.

Blågröna alger och alggifter på Helsingfors simstränder och havsområde sommaren 2002

Sammanfattning

Blågröna algers giftighet har undersökts globalt. I dessa studier har 24-70% av blomningarna visat sig vara giftiga (Lahti 1997). I Östersjön och Finska viken är *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* och *Nodularia spumigena* de vanligaste arterna av blågröna alger som bildar massförekomster. *Aphanizomenon flos-aquae* anses inte vara giftig i Östersjön (Lehtimäki 2000) trots att vissa stammar av denna art har påvisats bilda nervtoxin på andra håll i världen (t.ex. Rapala 1998). *Anabaena*-släktet innefattar såväl hepato- som nervtoxinbildande stammar men är trots detta inte alltid giftig. Alla undersökta planktiska förekomster av *Nodularia spumigena* har å andra sidan varit giftiga.

Under åren 2001 och 2002 togs det vattenprov från havsområdet utanför Helsingfors samt från Munksnäs', Sandudds och Rönnskärs badstränder. År 2001 bestämdes förutom de blågröna algernas artfördelning också förekomsten och halterna av hepatotoxin producerade av blågröna alger, mikrocystin och nodularin. År 2002 analyserades dessutom halterna och förekomsten av nervtoxin som blågröna alger producerar (anatoxin-a, anatoxin-s(S) samt saxitoxiner) och lipopolysaccharid-endotoxin som härstammar från bakteriernas cellmembraner. En rapport om resultaten från år 2001 har publicerats (Räsänen et al. 2001). I denna publikation behandlas i huvudsak resultaten från sommaren 2002.

Halterna av hepatotoxin producerade av blågröna alger förblev sommaren 2002 relativt låga i de vattenprov från Helsingfors' badstränder som undersöktes. För mikrocystinhaltens del överskreds gränsvärdet för en tämlig hälsorisk, 20 µg/l, inte en enda gång förutom dagen efter en massiv blomning på Fölisöns badstrand i slutet av augusti. I koncentrerade algmassor kan toxinhaltarna de facto vara betydliga, och i sådant vatten är det skäl att låta bli att bada.

På Rönnskärs och Sandudds badstränder var halterna av endotoxin något förhöjda jämfört med vattendrag i naturligt tillstånd. I Munksnäs var endotoxinhaltarna betydligt högre än på de andra badstränderna, men inte heller dessa halter borde försaka någon hälsorisk för användarna av badstranden.

I de prov som analyserades från områdena kring Västertokan, Enskär, Knaperskär samt Bredviken återfanns inga från blågröna alger härstammande nervtoxin. I de biotest som utfördes på larver av *Artemia salina* – kräftdjuret visade ett av proven, en massa av blågröna alger insamlad från Västertokan 10.6., spår av nervtoxinitet, men vid noggrannare analyser återfanns dock inte nervtoxin från blågröna alger i detta prov. Andra analyser visade dock spår av låga halter av andra föreningar, eventuellt aminer. Också halterna av hepatotoxin i dessa blomningsprov förblev relativt låga.

Blue-green algae and algal toxins at the public beaches and in the sea area of Helsinki during the 2002 summer

Summary

The toxicity of blue-green algae has been studied on a worldwide scale. In these studies 25-70% of blue-green algal blooms have been toxic (Lahti 1997). In the Baltic Sea the most common bloom-forming blue-green algae are *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* and *Nodularia spumigena*. *Aphanizomenon flos-aquae* is considered non-toxic in the Baltic Sea (Lehtimäki 2000), although some strains of this species have been shown to produce neurotoxins in other parts of the world (e.g. Rapala 1998). The genus *Anabaena* includes both hepato- and neurotoxic strains, although it is not always toxic. All examined planktic occurrences of *Nodularia spumigena* have, on the other hand, been toxic.

In 2001 and 2002 water samples were collected from the Helsinki sea area and from the public beaches in Munkkiniemi, Hietaranta and Pihlajansaari. In addition to the species composition of the blue-green algae, the occurrence and concentration of hepatotoxins produced by blue-green algae (microcystin and nodularin) was determined in 2001. In 2002 the occurrence and concentration of hepatotoxins produced by blue-green algae (anatoxin-a, anatoxin-a(S) and saxitoxins) as well as of lipopolysaccharid-endotoxins from the bacterial cell membrane were also determined. A report on the results from 2001 has been published (Räsänen et al. 2001). This publication deals mainly with the results from the summer of 2002.

The concentrations of hepatotoxins produced by blue-green algae remained fairly low at the examined public beaches in Helsinki in the summer of 2002. The concentration limit for microcystins signifying a reasonable health risk, 20 µg/l, was not exceeded except at the Seurasaaari beach the day after a massive blue-green algal bloom at the end of August. The concentrations of toxins may indeed be high in concentrated blooms of blue-green algae, and one should not swim in water containing such.

At the Pihlajansaari and Hietaranta beaches the concentrations of endotoxins were slightly higher than in comparable waters in a natural state. In Munkkiniemi the endotoxin concentrations were on the other hand clearly higher than for the other beaches, but even those concentrations should not cause any health hazard for the users of the beach.

In the bloom samples analysed from Länsi-Tonttu, Katajanluoto, Knaperskär and Laajalahti no neurotoxins produced by blue-green algae were observed. In biotests performed on larvae of the crustacean *Artemia salina* one sample, blue-green algal bloom biomass collected from Länsi-Tonttu on June 10, showed signs of neurotoxicity, but closer analyses did not find any blue-green algal neurotoxins from the sample concerned. Other analyses did, however, find traces of some other compounds, possibly amines, in low concentrations. The amounts of hepatotoxins in these bloom samples were also quite small.

1 Johdanto

1.1 Uimarantavesien laadunvalvonta

Helsingin kaupungin ympäristökeskus valvoo uimakaudella säännöllisesti uimarantavesiä terveydensuojelulain sekä sosiaali- ja terveysministeriön määräysten mukaisesti (STM:n päätös yleisten uimarantojen veden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista N:o 292/1996 sekä STM:n päätös em. päätöksen muuttamisesta N:o 4/1999).

Uimavedestä ei saa aiheutua terveyshaittoja vedessä uiville. Uimaveden mikrobiologisten laatuvaatimuksien mukaan koliformisten bakteereiden (35 - 37 °C, 24 h) määrän tulee olla alle 10 000 pmy/100 ml, fekaalisten koliformisten bakteerien (44,5 °C, 24 h) määrän alle 500 pmy/100 ml ja fekaalisten streptokokkien (37 °C, 48 h) määrän alle 200 pmy/100 ml (pmy = pesäkettä muodostava yksikkö). EU:n uimarantavesidirektiivi vuodelta 1976 edellyttää ulosteperäisten bakteerien lisäksi yleisesti vesissä ja maaperässä esiintyvien ns. koliformisten bakteerien määrittämistä. Näiden bakteerien määrä helposti kohoa uimavedessä runsaiden sateiden vaikutuksesta. EU on kuitenkin parhailaan uudistamassa uimavesidirektiiviä. Koska koliformiset bakteerit ovat luonnossa yleisiä, eivätkä ne kuvaa veden saastutusta, niiden määrittämisestä ollaan luopumassa.

Jokaisen näytteenottokerran yhteydessä arvioidaan aistinvaraisesti uimarantaveden väri, näkösyvyys, mineraaliöljyt, pinta-aktiiviset aineet, fenolihdisteet, terva-aineet ja kelluvat materiaalit sekä sinilevät.

Yleisesti ottaen uimarantavesien hygieeninen laatu oli kesällä 2002 hyvä. Helsingissä on 24 yleistä uimarantaa, joista kolme on Vantaanjoen uimarantoja ja muut merenrantojen uimarantoja. Uimarannoista 15 on ns. EU-uimarantoja, joiden päivittäinen kävijämäärä ylittää sata henkilöä. EU-direktiivin mukaisesti määritelty uimakauden pituus on Suomessa Lappia lukuunottamatta kesäkuun alusta elokuun puoleenväliin.

Helsingin kaupungin liikuntavirasto tekee vuosittain ilmoituksen uimarannoista, joista otetaan uimarantavesinäytteet. EU-uimarantoja uimakaudella 2002 olivat Hietaranta, Kallahti, Kallahden kainalo, Laajasalo, Lauttasaaren merikylpylän puisto, Marjaniemi, Munkkiniemi, Mustikkamaa, Pikkukoski, Puotila, Rastila, Seurasaaari (uimala), Suomenlinna, Pihlajasaari ja Uunisaari. Liikuntavirastolla on oikeus käyttää Sinilippua Laajasalon ja Mustikkamaan uimarannoilla. Sinilippurannat on hakemuksesta hyväksytty uimakausille 2001-2002. Hyväksynnän kriteereinä on veden ja rannikon laatu, turvallisuus, palvelut, hygieniatilat ja ympäristökasvatus.

Uimarantavesinäytteitä otettiin EU-uimarantojen vesistä ja yhdeksästä muusta yleisestä uimarannasta, joiden kävijämäärät ovat EU-rantoja vähäisempiä. Rannat ovat Furuvik, Hevossalmi, Jollas, Lauttasaaren ulkoilupuisto, Malmi, Pakila, Seurasaaari, Tuorinniemi ja Vuosaari.

EU-uimarantojen mikrobiologinen laatu osoittautui hyväksi 14 rannalla, kun otetaan huomioon korvaavat uusintanäytteet. Korvaavalla uusintanäytteellä tarkoitetaan näytettä, joka on otettu kolmen työpäivän kuluessa edellisestä näytteestä. Munkkiniemen uimarantaveden laatu osoittautui huonoksi kahdella näytteenotokerralla, mutta uusintanäytteet olivat molemmissa tapauksissa hyviä. Seurasaaren, Marjaniemen ja Kallahden uimarantaveden laatu oli yhdellä näytteenotokerralla huono, mutta näilläkin rannoilla uusintanäytteet olivat mikrobiologiselta laadultaan hyviä. Hietarannan uimarantavesi todettiin yhdellä näytteenotokerralla huonoksi ja myös uusintanäyte osoittautui huonoksi.

Useimmissa tapauksissa syynä huonoon tutkimustulokseen oli vesissä ja maaperässä yleisesti esiintyvien koliformisten bakteerien määrän ylittyminen näytteessä. Vain kahdessa tapauksessa lämpökestoisten ulosteperäisten eli fekaalisten koliformisten bakteerien määrä ylitti sosiaali- ja terveysministeriön päätöksen raja-arvon.

Pikkukosken uimarantavedessä todettiin muutamana päivänä heinäkuun puolesta välissä vähäisiä määriä öljyä ja siitä tiedotettiin uimarannalla kävijöille. Öljy valui Longinojaa pitkin Vantaanjokeen, josta pieni öljymäärä ajautui Pikkukosken uimarannalle. Asian selvittely jätettiin poliisille.

EU-uimarantojen uimavesien laatutiedot raportoitiin Kansanterveyslaitokselle, joka raportoi keskitetysti koko Suomen EU-uimarantojen tulokset Euroopan komissiolle.

Muiden yleisten uimarantojen veden laatu osoittautui hyväksi kaikilla muilla paitsi Malmin uimarannalla. Malmin uimaveden laatu todettiin huonoksi viimeisellä näytteenotokerralla, jolloin uimavedessä todettiin fekaalisten koliformisten bakteerien ylitys.

Sinilevien esiintymistä seurattiin silmämääräisesti jokaisella näytteenotokerralla ja loppukesästä myös erillisillä tarkastuksilla. Ensimmäiset sinilevähavainnot tehtiin kesäkuun lopussa Hietarannan ja Munkkiniemen uimarantavesissä. Hietarannan, Munkkiniemen, Seurasaaren (ulkoilupuisto), Seurasaaren, Suomenlinnan ja Pihlajasaaren uimarantojen vesissä sinilevien määrä vaihteli jatkuvasti heinä- elokuussa; joillakin havaintokerroilla ei sinilevää esiintynyt ollenkaan, kun taas välillä sinilevää esiintyi runsaasti. EU-uimarantojen vesissä sinilevien massaesiintymiä, joista raportoidaan Kansanterveyslaitokselle, ei kuitenkaan todettu kertaakaan uimakauden aikana. Mikäli uimarantavedessä todettiin sinilevää, edes vähäisessä määrin, uimarannan ilmoitustaululle laitettiin tiedote asiasta.

Silmämääräisesti havaittavaa määrää sinileviä ei todettu koko kesänä Lauttasaaren merikylpylän, Lauttasaaren ulkoilupuiston, Malmin, Pakilan, Pikkukosken, Hevossalmen, Furuvikin, Jollaksen, Laajasalon, Mustikkamaan, Marjaniemen, Puotilan, Kallahden, Kallahden kainalon ja Vuosaaren uimarantavesissä.

Vielä uimakauden jälkeenkin, lämpimien säiden jatkuessa, uimarannoilla seurattiin sinilevien esiintymistä. Sinilevää todettiin massaesiintyminä Hietarannan, Munkkiniemen ja Seurasaaren uimarantavesissä 26. - 27.8.2002.

Ympäristökeskus osallistui Suomen ympäristökeskuksen koordinoimaan valtakunnalliseen leväseurantaan havainnoimalla kerran viikossa silmämääräisesti Hietarannan, Munkkiniemen ja Pihlajasaaren uimarantojen vettä. Näillä havainnointikerroilla otettiin myös vesinäyte sinilevien tunnistamiseksi. Uimarantavesien laadusta ja sinilevätilanteesta tiedotettiin Internetissä. Lisäksi laadittiin 10 tiedotetta. Säännöllisistä valvontatutkimuksista tieto kulki liikuntaviraston kautta uimarannoille.

1.2 Yleistä sinilevistä ja levämyrkyistä

Sinilevien myrkyllisyyttä on tutkittu maailmanlaajuisesti. Näissä tutkimuksissa 25-70 % sinileväkukinnoista on ollut myrkyllisiä (Lahti 1997). Yleisimmät Itämerellä ja Suomenlahdella massaesiintymiä muodostavat sinilevälajit ovat *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* ja *Nodularia spumigena*. *Aphanizomenon flos-aquae* -lajia pidetään Itämeren alueella myrkyttömänä (Lehtimäki 2000), vaikka jotkut tämän lajin kannat ovatkin muualla maailmalla tuottaneet hermotoksiineja (esim. Rapala 1998). *Anabaena*-suku sisältää sekä maksa- että hermomyrkyllisiä kantoja, joskaan se ei aina ole myrkyllinen. Kaikki tutkitut planktiset *Nodularia spumigena* -esiintymät taas ovat olleet toksisia.

Mikrokystiinejä voidaan pitää tärkeimpänä sinilevien aiheuttamana vaarana ihmisten terveydelle. Mikrokystiinit ovat maksatoksiineja, joiden haitallinen ja tuhoava vaikutus kohdistuu lähinnä solujen rakennetta ylläpitäviin proteiineihin. Nykyisin tunnetaan yli 60 erilaista mikrokystiinimuotoa (Kukkonen 1999), joiden myrkyllisyys vaihtelee suuresti vaikka ne poikkeavat kemialliselta rakenteeltaan toisistaan vain hyvin vähän. Mikrokystiinejä tuottavat hyvin erilaiset sinileväsvuot mm. *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix* ja *Anabaenopsis*. Määrältään eniten mikrokystiinjä on havaittu *Anabaena*-suvussa

Nodulariinit, joita tunnetaan noin 10 eri muotoa, ovat *Nodularia spumigena* -sinilevän tuottamia toksiineja, jotka muistuttavat rakenteeltaan mikrokystiinejä. Nodulariinit ovat myös maksatoksiineja ja täten niiden vaikutusmekanismi on samantapainen kuin mikrokystiinien (Kukkonen 1999).

Anatoksiinit ovat hermomyrkyjä, joita voivat tuottaa lajit *Anabaena*-, *Aphanizomenon*-, *Planktothrix*- ja *Trichodesmium*-suvuista (Kukkonen 1999). Ensimmäisenä anatoksiineista selvitettiin anatoksiini-a:n rakenne. Anatoksiini-a estää hermoimpulsien kulkua sitoutumalla asetyylikoliini-välittäjäaineen tilalle. Anatoksiini-a(S) on kymmenen kertaa myrkyllisempi kuin anatoksiini-a. Vaikutusmekanismiltaan se on asetyylikolinesteraasi-entsyymin inhibiittori. Sekä *Anabaena*- että *Aphanizomenon*-sukujen on todettu tuottavan sitä.

Saksitoksiinit ovat voimakkaimpia sinilevien tuottamia hermomyrkyjä. Hermomyrkyllisyys aiheutuu saksitoksiinien kyvystä tukkia solujen natrium-kanavat. Kuten mikrokystiinit, myös saksitoksiinit muodostavat ryhmän yhdisteitä, jotka poikkeavat rakenteeltaan toisistaan vain vähän. Myös merten panssarilevät voivat tuottaa saksitoksiineita. Parhaiten tunnettuja nämä hermomyrkyt ovat siitä, että ne kertyvät simpukoihin ja ovat aiheuttaneet myrkytyksiä simpukoita

syöneille ihmisille.

Varsinaisten maksa- ja hermomyrkköjen lisäksi sinileväsolut voivat sisältää muita ärsyttäviä aineita, mm. solun ulkomembraanissa olevia yhdisteitä (Lahti 1991). Tällaisia aineita ovat esimerkiksi endotoksiinit, jotka ovat Gram-negatiivisten bakteerien soluseinän osia.

Eläinkokeet todistavat sinilevien huomattavan toksisuuden sekä akuutin että pitkäaikaisaltistuksen yhteydessä. Ihmisillä suoran syy-yhteyden toteaminen sinilevien ja oireen välille on akuutissa ja ennen kaikkea pitkäaikaisaltistuksessa erityisen vaikeaa. Sinilevätoksiinien on kuitenkin todettu voivan aiheuttaa herkille ihmisille iho-, silmä- ja korvaoireita, pahoinvointia, oksentelua, ripulia, vatsakipua, kuumetta, jopa näköhäiriöitä, puutumista, niskajäykkyyttä tai nivelkipuja (Salmela ym. 2001).

1.3 Tutkimuksen taustaa

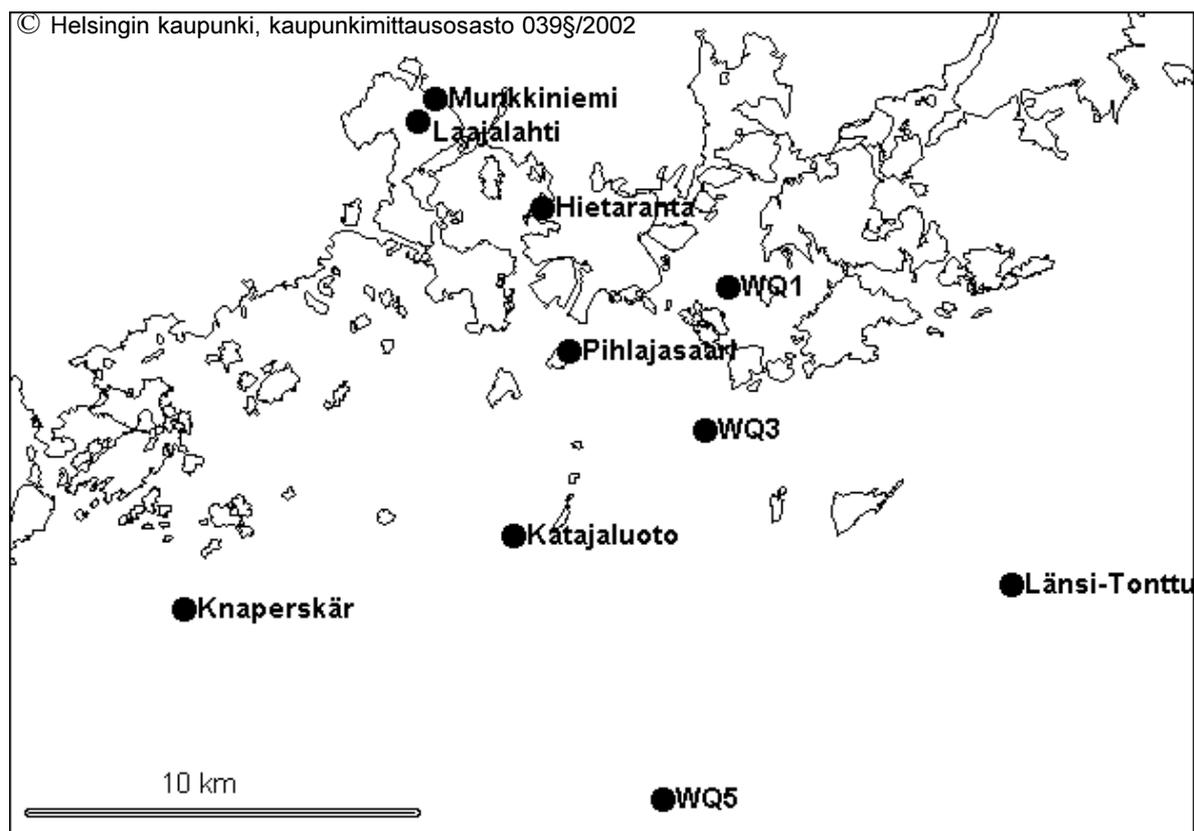
Helsingin yleisiltä uimarannoilta on jo monen vuoden ajan otettu Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen uimarantavesien yleisen laadunvalvonnan yhteydessä sinilevänäytteitä sinilevälajistomäärittystä varten. Näytteitä ovat tuoneet myös yksittäiset kuntalaiset. Kysymyksiä näytteiden myrkyllisyydestä on esitetty jatkuvasti. Näytteen myrkyllisyyttä ei kuitenkaan voi pelkän ulkonäön perusteella päätellä, vaan näytteet on analysoitava laboratoriomenetelmiä käyttäen. Vuosien 2001 ja 2002 aikana kerättiin Helsingin kolmelta valvotulta uimarannalta ja Helsingin edustalta näytteitä järjestelmällisesti. Vuonna 2001 näytteistä selvitettiin sinilevälajiston ohella sinilevien tuottamien maksatoksiinien (mikrokystiinien ja nodulariinien) määrä. Vuonna 2002 maksatoksiinien lisäksi tutkittiin sinilevien tuottamien hermotoksiinien (anatoksiini-a, anatoksiini-a(S) sekä saksitoksiinit) ja bakteerien soluseinän lipopolysakkaridi-endotoksiinien esiintymistä ja pitoisuuksia. Vuoden 2001 tuloksista on julkaistu raportti Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2001 (Räsänen ym. 2001). Tässä julkaisussa käsitellään tuloksia ennen kaikkea kesältä 2002, mutta myös kesän 2001 aineistoa käytetään vertailussa.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Aineisto

Uimarannat

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristöterveysyksikön terveystarkastajat ottivat uimarantavesinäytteet kesä-, heinä- ja elokuun aikana kerran viikossa Pihlajasaaren, Hietarannan ja Munkkiniemen uimarannoilta (kuva 1). Näytteet otettiin noin metrin syvyydestä vedestä pinnalta suoraan näyteastiaan. Pihlajasaaren uimaranta edustaa uimarantaa, joka on alttiina ulkomereltä rantaan kulkeutuville sinileville. Vuoden 2001 seurannassa ulommainen uimaranta oli Suomenlinna. Hietarannan uimaranta valittiin seurantaan, koska se on suosituin



Kuva 1. Kartta seuranta-uimarannoista ja Helsingin edustan havaintopaikoista, joista on kerätty näytteitä toksisuusmäärittelyksiin.

Helsingin uimarannoista. Munkkiniemen uimaranta sijaitsee Laajalahdella, joka on rehevä ja josta aikaisempina vuosina on kesäaikaan tuotu runsaasti sinilevänäytteitä. Näytteistä tehdyt analyysit on esitetty taulukossa 1. Mikrokystiinipitoisuus määritettiin lisäksi yksittäisistä näytteistä, jotka otettiin kesä-elokuun välisenä aikana Laajalahdelta ja Seurasaarenselältä. Myös yhdestä Munkkiniemen uimarannan kukintänäytteestä on analysoitu mikrokystiinipitoisuus.

Helsingin edusta

Helsingin edustalta saatiin vesinäytteitä säännöllisesti Silja Linen Finnjet -aluksen automaattisen näytteenottolaitteiston reitiltä Helsinki - Tallinna ottamista vesinäytteistä. Kolmesta Helsingin edustan havaintopaikan näytteestä otettiin osanäytteet mikrokystiinimäärittystä varten (kuva 1). Näiden Helsingin edustan näytteiden lisäksi Katajaluodolta otettiin yksittäinen näyte, josta analysoitiin mikrokystiinipitoisuus. Katajaluoto edustaa ulkosaaristoa.

Helsingin edustalta (Länsi-Tontulta (114), Katajaluodolta (125), Knaperskäriltä (147) sekä Laajalahdelta (87)) haavittiin kvalitatiivisia *Aphanizomenon*- ja *Anabana*-näytteitä hermotoksiinien analysointia varten (25 µm:n haavikangas). Samalta alueelta otettiin myös kvantitatiivinen näyte pinnasta, joka suodatettiin hyvin pienellä imuteholla käyttäen GF/C mikrokuutufiltteriä. Filtterit pakastettiin, jotta hermotoksiinit voitaisiin tarvittaessa uuttaa ja pitoisuudet mitata myöhem-

min. Osasta haavinäytteitä määritettiin myös maksatoksiinien pitoisuus. Ana- ja saksitoksiineja analysoitiin lisäksi Munkkiniemen uimarannan ja Koirakarin alueen näytteistä. Myös muutamia vuoden 2001 kesäkauden hermotoksiininäytteitä analysoitiin vasta syksyllä 2002. Kaikkien hermotoksiininäytteiden näytepaikat ja päivämäärät on listattu taulukkoon 2.

Taulukko 1. Seurattujen havaintopaikkojen analyysit kesällä 2002.

Munkkiniemi, Hietaranta ja Pihlajasaari

ilman lämpötila

veden lämpötila

sameus, SFS -EN ISO 7027:2000

suolaisuus, SFS EN 27888:1994

kasviplankton/semikvantitatiivinen sinileväanalyysi

a-klorofyllipitoisuus, SFS 5772:1993

mikrokystiini/nodulariinipitoisuus, Envirogard Microcystins Plate Kit

endotoksiinipitoisuus, Limulus-testikitti, Bio Whittaker

WQ1, WQ3 ja WQ5

veden lämpötila

sameus, SFS -EN ISO 7027:2000

suolaisuus, SFS EN 27888:1994

kasviplankton/kvantitatiivinen

a-klorofyllipitoisuus, SFS 5772:1993

mikrokystiini/nodulariinipitoisuus, Envirogard Microcystins Plate Kit

Länsi-Tonttu (114), Katajaluoto (125)

Knaperskär (147) ja Laajalahti (87)

saksitoksiinit, MIST-pikatesti

anatoksiini -a(S), spektrofotometrinen asetyylikolinesteraasi-inhibiitiotesti

anatoksiini-a, HPLC

homoanatoksiini-a, HPLC

(myös edellisten epoxy- ja dihydrohajoamistuotteet, HPLC)

mikrokystiini/nodulariinipitoisuus (proteiinifosfataasi-inhibiitiotesti)

Artemia salina-biotesti

2.2 Menetelmät

Uimavesinäytteenoton yhteydessä mitattiin uimarantojen ilman ja veden lämpötilat kalibroiduilla lämpömittareilla. Finnjetin näytteiden lämpötila saatiin automaattisen näytteenottolaitteen lämpötila-anturin mittaamana.

Sameus määritettiin ympäristökeskuksen ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä kevytmallisella 2100P Turbidimeter sameusmittarilla standardin SFS-EN ISO 7027: 2000 mukaisesti ja suolaisuus ympäristölaboratoriossa WTWMicroprocessor Conductivity Meter LF 2000 -laitteella standardin SFS-EN 27888:1994 mukaisesti.

Veden *a*-klorofyllipitoisuus (kasviplanktonin määrä) määritettiin ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä Hewlett Packard 8453E -spektrofotometrillä etanoluuttomenetelmää käyttäen, standardi SFS 5772:1993.

Taulukko 2. Biotesti- sekä hermotoksiininäytteiden näytepaikat, päivämäärät ja analyysitulokset.

	2002	Artemia salina-biotesti	saksitoksiinit	anatoksiini-a(S)	anatoksiini-a johdannaisineen
Koirakari (55) +	3.6.	lievää toksisuutta*	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Länsi-Tonttu (114) +	10.6.	hermotoksinen	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Knaperskär (147) +	11.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Katajaluoto (125) +	12.6.	lievää toksisuutta*	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87) +	14.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Länsi-Tonttu (114) +	24.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Katajaluoto (125) +	25.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Knaperskär (147) +	25.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87)	25.6.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87)	1.7.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87) +	11.7.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87) +	18.7.	lievää toksisuutta*	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Hietarannan uimaranta +	22.7.	lievää toksisuutta*			
Laajalahti (87) +	24.7.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Katajaluoto (125) +	24.7.	ei toksisuutta			
Munkkiniemen uimaranta +	26.7.		ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87)	30.7.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
Laajalahti (87) +	7.8.	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta	ei toksisuutta
2001					
Lauttasaaren edusta	26.6.	ei toksisuutta			
Musta-Hevonen	3.9.	selvästi toksinen*			
Laajalahti	17.9.	ei toksisuutta			

*=ei havaittavissa hermotoksisuutta

+ = muita piikkejä HPLC-tuloksissa

Uimarantanäytteiden sinilevälajisto ja määräsuhteet määritettiin ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikössä. Näytteitä laskeutettiin 25 ml. Kaikki havaitut sinilevälajit/taksonit listattiin ja niille arvioitiin runsaus asteikolla 1 - 5 (1=yksittäin, 2=vähän, 3=siellä täällä, 4=paljon ja 5=dominoiva). Menetelmässä noudatettiin pääpiirteissään Helcomin manuaalin ohjeita, mutta tätä seuranta varten listattiin vain tunnistettavat sinilevät (Manual for Marine Monitoring in the Combine Programme of Helcom). Finnjetin näytteiden kvantitatiiviset kasviplanktonmääritykset teki Viron merentutkimuslaitos Helcomin suositusten mukaisesti.

Mikrokystiini/nodulariinipitoisuusanalysoinnit aloitettiin uimarantojen näytteistä heti kesäkuun alussa ja Helsingin edustan näytteistä kesäkuun puolivälissä tai viimeistään kesäkuun loppupuolella. Maksatoksiinimääritykseen käytettiin pääasiassa pakastettuja näytteitä, jotka sulatettiin ennen määrittystä. Leväsolut hajotettiin ultraäänilaitteella (dr. Hielscher, UP 200H) ja näyte suodatettiin kertakäyttösuodattimilla. Mikrokystiini- ja nodulariinipitoisuus mitattiin kvantitatiivisella laboratoriotestillä (EnviroGard Microcystins Plate Kit), joka perustuu immunologiseen ELISA-menetelmään (enzymed-linked immunosorbent assay). Menetelmä pystyy mittaamaan ainoastaan mikrokystiinin ja nodulariinin kokonaispitoisuuden, eikä se pysty erottamaan niitä toisistaan. Menetelmän toteamisraja on 0,1 µg/l.

Haavituista sinilevämassoista mikrokystiinien/nodulariin pitoisuus mitattiin käyttämällä proteiinifosfataasi-inhibitio -testiä (Kukkonen 1999). Testi perustuu maksatoksiinien kykyyn inhiboida proteiinifosfataasi-entsyymiä, ja sen toteamisraja on 0,7 µg/l.

Hermotoksiineista anatoksiini-a ja sen eri johdannaiset (dihydro-anatoksiini-a, epoxy-anatoksiini-a, homoanatoksiini-a, dihydro-homoanatoksiini-a ja epoxy-homoanatoksiini-a) mitattiin HPLC:llä käyttäen herkkää fluorometristä menetelmää (James ym. 1996). Anatoksiini-a(S) mitattiin spektrofotometrisesti asetyylikolinesteraasi-inhibitiotestillä (Ellman ym. 1961). Saksitoksiinien havainnoimiseen käytettiin kaupallista MIST-pikatestiä.

Endotoksiiniaktiivisuudet määritettiin spektrofotometrisesti aallonpituudella 405 nm käyttäen kaupallista kineettistä Limulus-testikittiä (Bio Whittaker). Tulokset ilmoitettiin endotoksiiniyksikköinä (EU, endotoxin unit) millilitraa kohden.

3 Tulokset

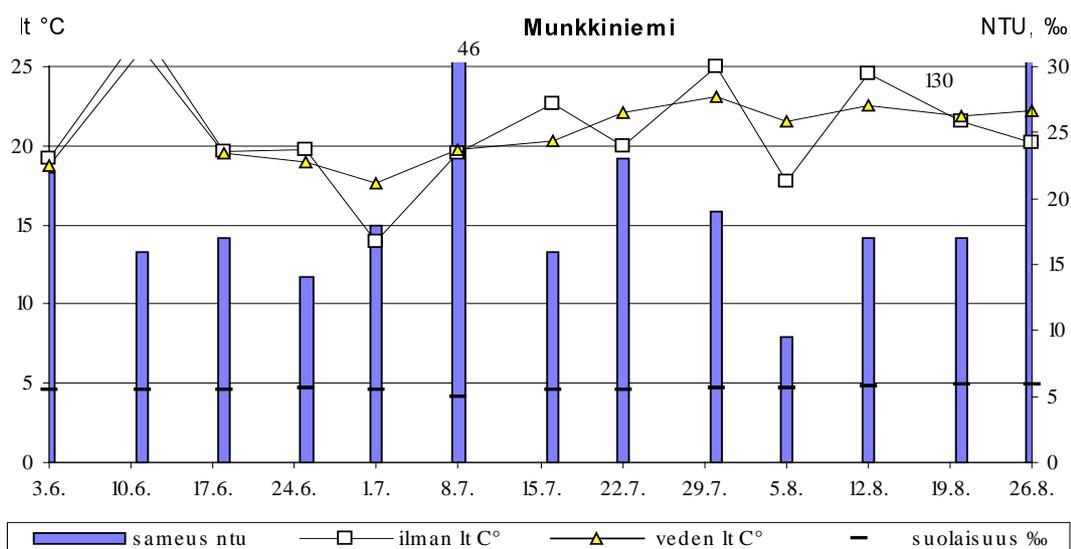
3.1 Uimarannat

Munkkiniemi

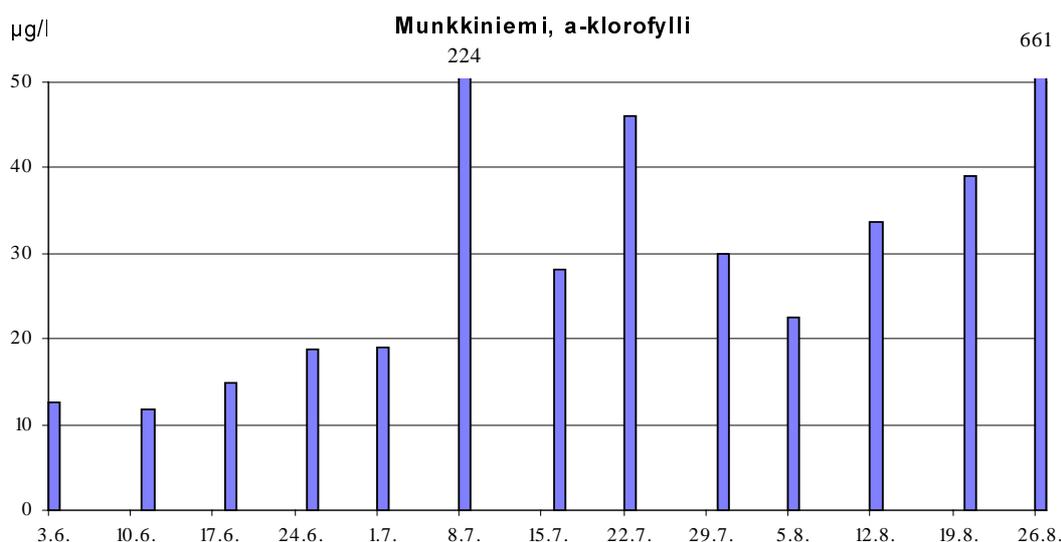
Munkkiniemen uimaranta sijaitsee Laajalahden koillisosassa (kuva 1). Tämä matala ja suojaisa lahti oli erittäin rehevä vesistöseurannan alkuvaiheessa 1960-luvulla. Tällöin hyvin runsaat *Planktothrix agardhii* -sinileväkukinnat olivat kesäisin yleisiä (Melvassalo ja Viljamaa 1977, Finni ym. 2001). Suurin syy lahden huonoon kuntoon oli puhdistettujen jätevesien laskeminen Talin jätevedenpuhdistamolta Laajalahteen aina vuoteen 1986 saakka. Tämän jälkeen tilanne on parantunut, joskin aivan viime aikoina runsaat sinileväkukinnat ovat syyskesällä taas olleet yleisiä.

Kesä 2002 oli lämmin (kuva 2), kesää 2001 lämpimämpi. Veden lämpötila nousi jo kesäkuun alussa yli kahdenkymmenen asteen ja viileni ainoastaan hetkellisesti kesäkuun loppupuolella. Vielä elokuun lopussakin lämpötila ylitti kaksikymmentä astetta. Vesi oli lähes koko uimakauden melko sameaa, mikä johtui veteen sekoittuneesta kiintoaineesta mutta myös runsaasta levien määrästä (kuva 3). Ajoittain heinäkuun alkupuolella sekä elokuun lopulla sinilevät muodostivat silminnähtäviä pintalauttoja. Nämä näkyivät selvinä piikkeinä *a*-klorofyllin määrässä. Samoina ajankohtina mitattiin myös korkeimmat mikrokystiinipitoisuudet (kuva 4).

Munkkiniemen uimarannalla oli monipuolinen sinilevälajisto, jonka analysointia kuitenkin häiritsi roskien ja muun kiintoaineen runsaus. Pintalauttoja muodostavista rihmamaisista sinilevistä runsaimpina esiintyivät *Anabaena lemmermannii* ja *Aphanizomenon flos-aquae*. *Anabaena lemmermannii* -rihmojen seassa oli vaihtelevissa määrin myös *Anabaena flos-aquae* -rihmoja, mutta lyhyiden rihmanpätkien erottaminen toisistaan oli vaikeaa. *Anabaena*-sinilevät onkin ilmoitettu ainoastaan useampaa lajia sisältävänä ryhmänä *Anabaena* spp. (tau-



Kuva 2. Munkkiniemen uimarannan lämpötila, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



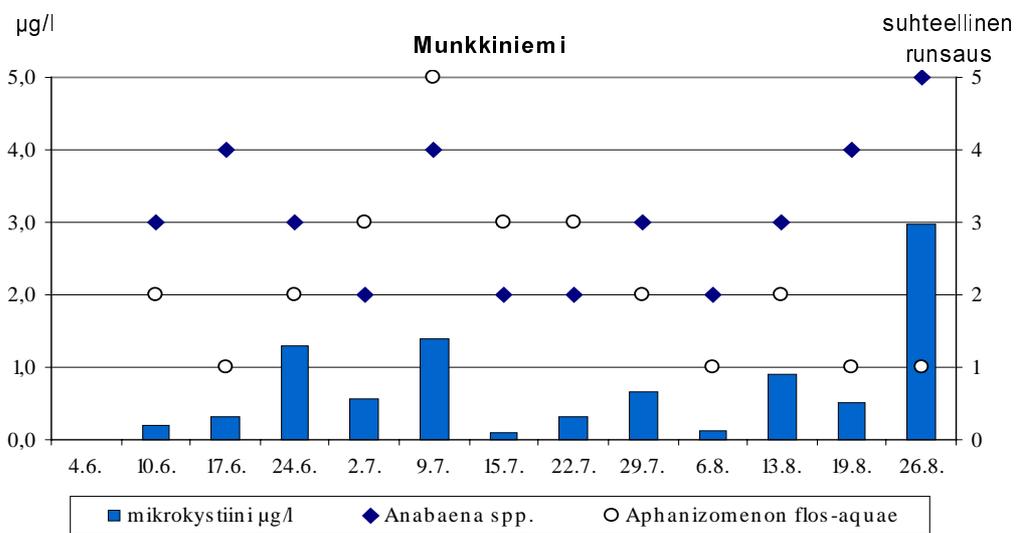
Kuva 3. Munkkiniemen uimarannan kasviplanktonin biomassa vuonna 2002 a-klorofyllinä (µg/l) esitettynä.

lukko 3). *Snowella* ja *Woronichinia* -sukujen lajeja esiintyi myös ajoittain runsaasti, samoin kuin *Merismopedia warmingiana* -nelisoluryhmiä. Hyvin pienisoluisia sinileväkolonioita ja rihman pätkiä esiintyi vaihtelevassa määrin, joskin niiden erottaminen ja tunnistaminen sameasta näytteestä oli ajoittain hyin hankalaa tai mahdotonta. Laajalahden elokuun lopun sinileväkukinnat koostuivat pääasiassa *Anabaena*-lajeista (pääasiassa *A. lemmermannii* ja *A. flos-aquae*), mutta mukana oli harvakseltaan myös *Aphanizomenon* -rihmoja. Näytteessä havaittiin myös yksittäinen *Nodularia spumigena* -rihma.

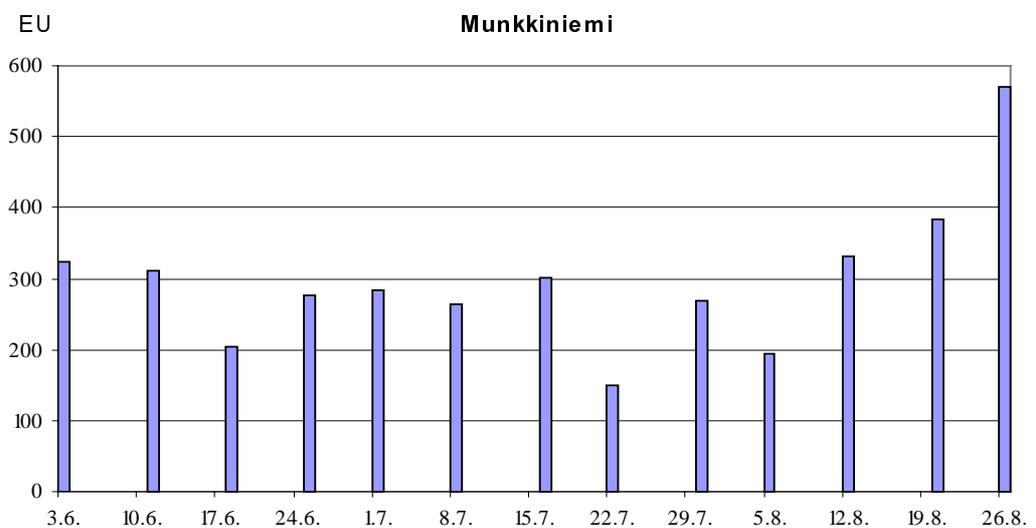
Seurannan korkeimmat mikrokystiini/nodulariinipitoisuudet mitattiin elokuun lopulla Munkkiniemen uimarannalta (kuva 4), jolloin pitoisuus litrassa kohosi

lähes 3 µg:aan. Uimavedestä saatiin viikottaisten seurantanäytteiden lisäksi myös yksittäisiä näytteitä; 26.7.2002 kerätyn kukintanäytteen pitoisuudeksi mitattiin 167 µg/l. Samasta näytteestä analysoitiin myös sinilevien tuottamat hermotoksiinit (taulukko 2), joita ei kuitenkaan havaittu. Munkkiniemen vedestä kauhottiin näyte myös kesän 2002 runsaimpien sinileväkukintojen aikaan 27.8. Tämän näytteen mikrokystiinipitoisuus oli 16 µg/l.

Seuratuista uimarannoista Munkkiniemen endotoksiinipitoisuudet olivat kaikkein korkeimmat. Mitatut pitoisuudet vaihtelivat välillä 150 - 570 EU/ml. Pitoisuus kasvoi koko elokuun ajan, ja kaikkein korkein pitoisuus mitattiin viimeisellä näytteenotokerralla 26.8.2002, jolloin myös sekä mikrokystiini/nodulariinipitoisuus että *Anabaena*-solujen määrä oli korkein.



Kuva 4. Munkkiniemen uimarannan mikrokystiini/nodulariinipitoisuus ja tiettyjen sinilevien suhteellinen runsaus vuonna 2002.



Kuva 5. Munkkiniemen uimarannan endotoksiinipitoisuudet (EU) kesällä 2002

Taulukko 3. Munkkiniemen uimarannan näytteissä havaitut sinilevätaksonit ja niiden runsaus asteikolla 1-5.

MUNKKINIEMI	4.6.	10.6.	17.6.	24.6.	2.7.	9.7.	15.7.	22.7.	29.7.	6.8.	13.8.	19.8.	26.8.
Sinilevätaksoni													
<i>Anabaena</i> spp.*		3	4	3	2	4	2	2	3	2	3	4	5
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		2	1	2	3	5	3	3	2	1	2	1	1
<i>Aphanocapsa</i> sp.				1		2	1						
<i>Aphanothece</i> sp.						2	1						
<i>Cyanodictyon</i> spp.			2	2		2							
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>		1	1										
cf. <i>Coelomoron pusillus</i>								1					
<i>Lemmermanniella pallida</i>				1									
<i>Lemmermanniella parva</i>		1											
<i>Merismopedia warmingiana</i>	1	2	3	3	3	4	3	2	4	4			
<i>Merismopedia punctata</i>	1					2	1						
cf. <i>Romeria</i> sp.			1										
<i>Snowella</i> cf. <i>litoralis</i>		1	1										
<i>Snowella fennica</i>	1					1		2	3	2	2	2	
<i>Snowella septentrionalis</i>	1		2	2	2	4	4	3	3	4	4	5	
<i>Woronichinia</i> sp.											1		
<i>Woronichinia</i> cf. <i>compacta</i>				2		2	3	2					
<i>Woronichinia</i> cf. <i>elorantae</i>		1	1	2	1	2	3	1	2	2		2	
<i>Woronichinia</i> cf. <i>karelica</i>					1								
Pienisoluisia sinileväkolonioita			2	1			2	2	2		2		2

*= suurin osa on *Anabaena lemmermannii* -rihmaa

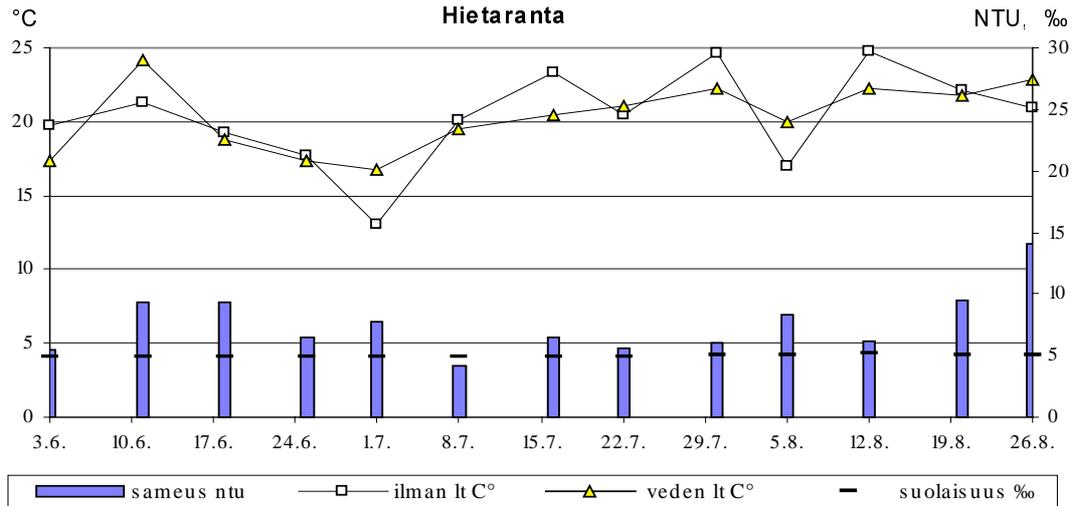
Hietaranta

Hietarannan uimaranta sijaitsee Seurasaarenselällä, mistä on Lauttasaarensalmen kautta yhteys Lauttasaarenselälle ja sieltä ulommas merelle (kuva 1). Rajasaaren jätevedenpuhdistamo laski puhdistetut jätevetensä Seurasaarenselälle, joka huononsi veden laatua vuoteen 1978 saakka. Tämän jälkeen Seurasaarenselän tilanne on kehittynyt parempaan suuntaan.

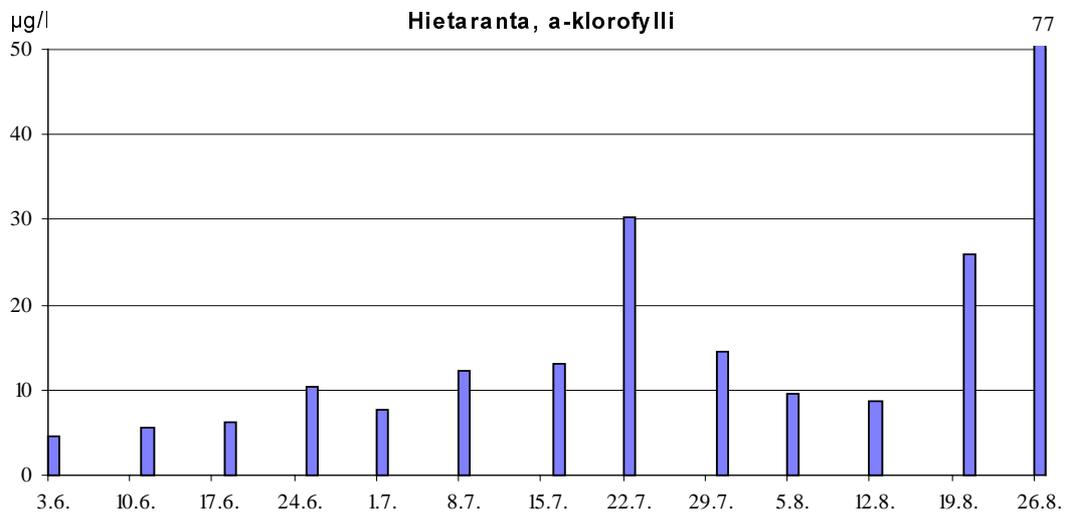
Lämmin kesä 2002 lämmitti Hietarannan uimarannalla veden lähes yhtä lämpimäksi kuin Munkkiniemen uimarannalla (kuva 6). Lämpötila painui alle viiden-toista asteen ainoastaan kesä-heinäkuun vaihteessa, jota oli edeltänyt viileä ja tuulinen jakso. Vesi oli ajoittain sameaa, mutta tavallisesti kuitenkin Munkkiniemen uimarantaa kirkaampaa. Levämäärät Hietarannan uimarannalla olivat pienempiä kuin Munkkiniemen uimarannalla (kuva 7).

Hietarannan lajisto muistutti jo selvästi enemmän murtovesilajistoa. *Nodularia spumigena* -sinilevää esiintyi useaan otteeseen loppukesästä (kuva 8, taulukko 4) vaikka *Aphanizomenon flos-aquae* ja *Anabaena* olivatkin rihmamaisista sinilevistä yleisimpiä. *Nodularia spumigena* -rihmoja ei tavattu kesän 2001 Hietarannan näytteissä. *Merismopedia warmingiana* -nelisoluryhmät ja *Snowella*-koloniat olivat Munkkiniemen tapaan yleisiä myös Hietarannan uimarannan vedessä. Seurasaarenselän elokuun lopun runsaat sinileväesiintymät koostuivat pääasiassa *Anabaena*-lajeista (pääasiassa *A. lemmermannii* ja *A. flos-aquae*), mutta myös *Aphanizomenon* -rihmoja havaittiin kohtalaisen runsaasti. Näytteessä havaittiin myös *Nodularia spumigena* -rihmoja.

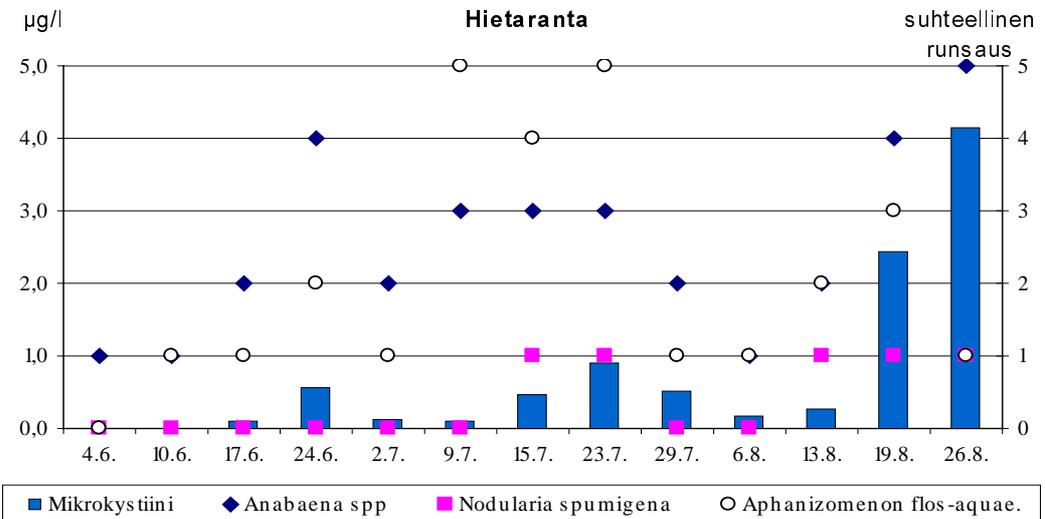
Hietarannan uimarannan seurannan korkeimmat mikrokystiini/nodulariini-pitoisuudet mitattiin Munkkiniemen uimarannan tapaan elokuun lopulla (kuva 8). Tällöin pitoisuudeksi mitattiin yli 4 µg/l. Vielä korkeampia toksisuuksia



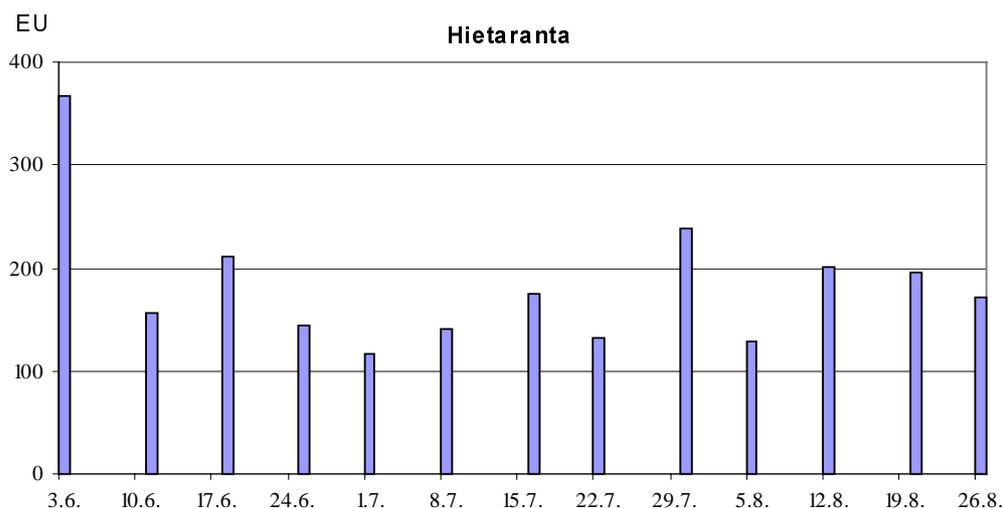
Kuva 6. Hietarannan uimarannan lämpötilä, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



Kuva 7. Hietarannan uimarannan kasviplanktonin biomassa vuonna 2002 a -klorofyllinä (µg/l) esitettynä.



Kuva 8. Hietarannan uimarannan mikrokystiini/nodulariinipitoisuus ja tiettyjen sinilevien suhteellinen runsaus.



Kuva 9. Hietarannan uimarannan endotoksiinipitoisuudet (EU) kesällä 2002.

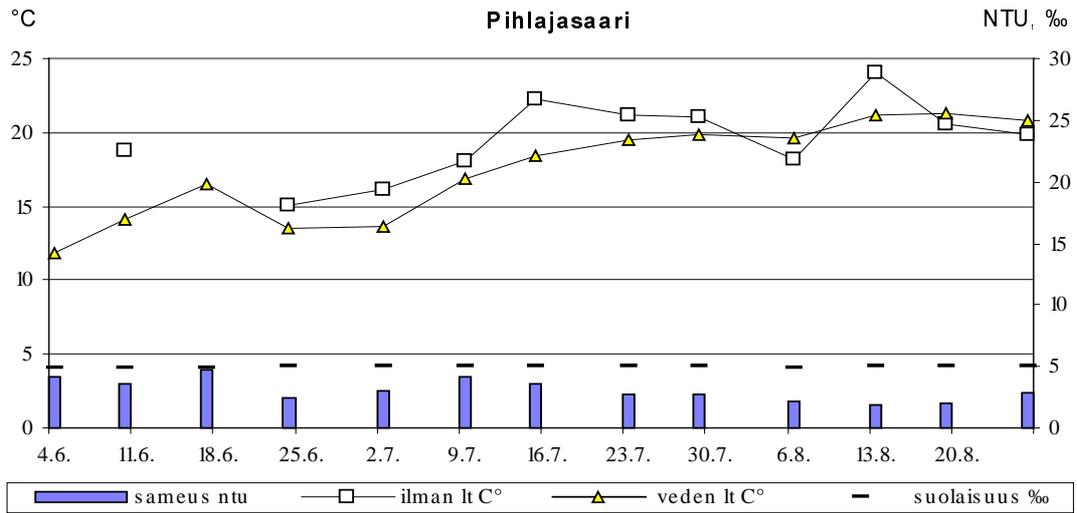
Seurasaarenselän alueelta mitattiin Seurasaaren uimarannalta voimakkaan kukinnan jälkeisen päivän vesinäytteestä 27.8.2002, jolloin mikrokystiinipitoisuus oli jopa 43 µg/l.

Hietarannan endotoksiinipitoisuuksissa ei tapahtunut kesän aikana kovinkaan suuria muutoksia. Pitoisuuden vaihteluväli oli 129 - 368 EU/ml (kuva 9). Korkein pitoisuus mitattiin kesäkuun alussa, jolloin sinilevien määrä oli vielä vähäinen.

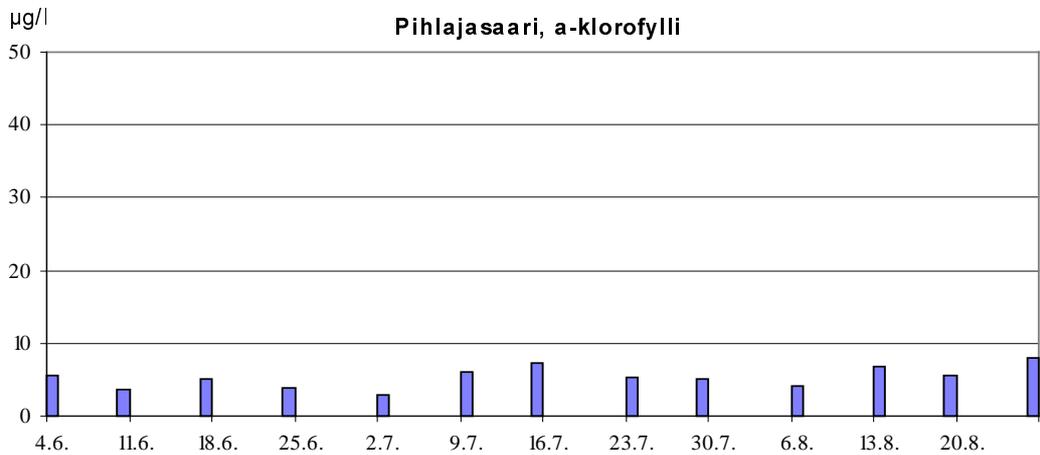
Taulukko 4. Hietarannan uimarannan näytteissä havaitut sinilevätaksonit ja niiden runsaus asteikolla 1-5.

HIETARANTA	4.6.	10.6.	17.6.	24.6.	2.7.	9.7.	15.7.	22.7.	29.7.	6.8.	13.8.	19.8.	26.8.
Sinilevätaksoni													
<i>Anabaena</i> spp.*	1	1	2	4	2	3	3	3	2	1	2	4	5
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0	1	1	2	1	5	4	5	1	1	2	3	1
<i>Aphanocapsa</i> sp.				1	2						1	1	
<i>Aphanothece</i> sp.				2			1					1	
<i>Cyanodictyon</i> sp.					1		1	1		1	2	2	
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>				1		1		2					
<i>Chroococcus</i> sp.				1									
<i>Chroococcus microscopicus</i>												1	
<i>Lemmermanniella</i> sp.									1				
<i>Lemmermanniella pallida</i>						1							
<i>Lemmermanniella parva</i>				1									
<i>Merismopedia warmingiana</i>		1	1	3	2	3		2	4	3	4		
<i>Merismopedia punctata</i>	1	1											
<i>Nodularia spumigena</i>							1	1			1	1	1
<i>Planktotrix acardii</i>							1						
<i>Pseudoanabaena limnetica</i>				1			1						
<i>Snowella</i> cf. <i>litoralis</i>	1	1											
<i>Snowella fennica</i>		1								1		1	
<i>Snowella</i> sp.									4				
<i>Snowella septentrionalis</i> ¹	1		1	1	3	3	2		3	3	2		
<i>Woronichinia</i> cf. <i>compacta</i>						1	1	1		2	1	1	
<i>Woronichinia</i> cf. <i>elorantae</i>				1		2	2			2	1	1	
<i>Woronichinia</i> cf. <i>karelica</i>											1		
Pienisoluisia sinileväkolonioita			2			2	1		2		1		

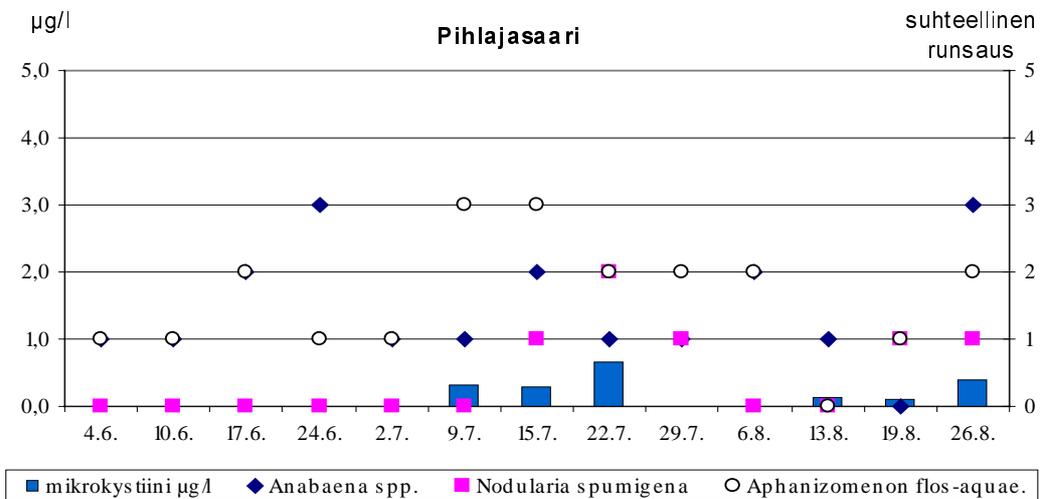
*= suurin osa on *Anabaena lemmermannii* -rihmaa



Kuva 10. Pihlajasaaren uimarannan lämpötila, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



Kuva 11. Pihlajasaaren uimarannan kasviplanktonin biomassa vuonna 2002 a-klorofyllinä (µg/l) esitettynä.



Kuva 12. Pihlajasaaren uimarannan mikrokystiini/nodulariinipitoisuus ja tiettyjen sinilevien suhteellinen runsaus.

Pihlajasaari

Pihlajasaaren uimarannan vesi oli kesällä 2002 suojaisempien uimarantojen vetä viileämpää ja kirkkaampaa (kuva 10). Tosin vesi lämpeni Helsingin uloimmillakin uimarannoilla suotuisista säästä johtuen selvästi edellisvuotta nopeammin ja pysyi lämpimänä pitkälle syksyyn. Levämäärät olivat melko pieniä koko kesän (kuva 11), sillä saaristoalueen heinäkuiset levälautat eivät yltäneet uimarannoille saakka. Varsinkin elokuussa koko Helsingin edustan merialueen vesi oli erityisen kirkasta koska planktisia leviä oli enää vähän ja pintavalunta oli olematonta vähäisten sateiden takia. Vantaanjoen vaikutus Helsingin edustan veden samentajana oli myös vähäinen joen pienen virtaaman vuoksi.

Sinilevälajeista yleisin oli *Aphanizomenon flos-aquae*, mutta myös *Anabaena lemmermannii* -rihmoja tavattiin säännöllisesti (taulukko 5). Pihlajasaaren näytteissä havaittiin heinäkuussa ja elokuun loppupuolella toksista, murtovedelle ominaista *Nodularia spumigena* -rihmaa.

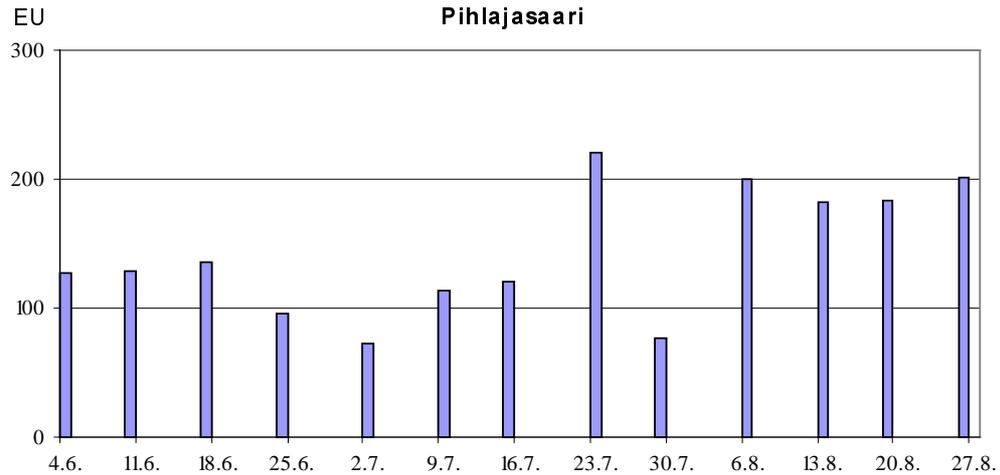
Pihlajasaaren uimarannan suurimmat mikrokystiini/nodulariinipitoisuudet mitattiin 22.7.2002 (kuva 12), jolloin *Nodularia spumigena* -rihmojen määrä oli myös koko kesän runsain. Tällöin mikrokystiini/nodulariinipitoisuus (0,65 µg/l) jäi kuitenkin matalammaksi kuin samaan aikaan Hietarannan uimarannalla (0,91 µg/l). Lahtialueden kukintojen maksimiaikaan elokuun lopulla mikrokystiinipitoisuudet kohosivat hiukan myös Pihlajasaaren uimarannalla (0,4 µg/l), mutta eivät läheskään yhtä korkeiksi kuin Munkkiniemen ja Hietarannan uimarannoilla.

Taulukko 5. Pihlajasaaren uimarannan näytteissä havaitut sinilevätaksonit ja niiden runsaus asteikolla 1-5.

PIHLAJASAARI	4.6.	10.6.	17.6.	24.6.	2.7.	9.7.	15.7.	22.7.	29.7.	6.8.	13.8.	19.8.	26.8.
Sinilevätaksoni													
<i>Anabaena cylindrika</i>							1		1				
<i>Anabaena inaequalis</i>			1		1						1		
<i>Anabaena</i> spp.*	1	1	2	3	1	1	2	1	1	2	1	0	3
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> .	1	1	2	1	1	3	3	2	2	2	0	1	2
<i>Aphanocapsa</i> sp.	1	1		1				1					
<i>Aphanothece</i> sp.					1								
<i>Cyanodictyon</i> sp.			1	1									
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>									1				
<i>Chroococcus</i> sp.	1												
<i>Chroococcus microscopicus</i>			1	1	1	2							
<i>Lemmermanniella parva</i>		1	2		1		1						
<i>Merismopedia warmingiana</i>	1	1	1	2	1	1	2		1				
<i>Merismopedia punctata</i>				1									
<i>Nodularia spumigena</i>							1	2	1			1	1
<i>Planktolyngbya subtilis</i>		1											
<i>Snowella</i> cf. <i>litoralis</i>					1		1		1				
<i>Snowella fennica</i>							1						
<i>Snowella</i> sp.	1	1											
<i>Snowella septentrionalis</i>	1			1		2	1		1			1	2
<i>Woronichinia compacta</i>		1			1	1		1	2				
<i>Woronichinia</i> cf. <i>elorantae</i>					1				1				

*= suurin osa on *Anabaena lemmermannii* -rihmaa

Pihlajasaaren endotoksiinipitoisuus pysytteli tutkituista uimarannoista kaikkein tasaisimpana (vaihteluväli 72 - 220 EU/ml) (kuva 13). Alkukesän ajan aina heinäkuun puoliväliin asti pitoisuudet olivat Munkkiniemeä ja Hietarantaa pienem-



Kuva 13. Pihlajasaaren uimarannan endotoksiinipitoisuudet (EU) kesällä 2002

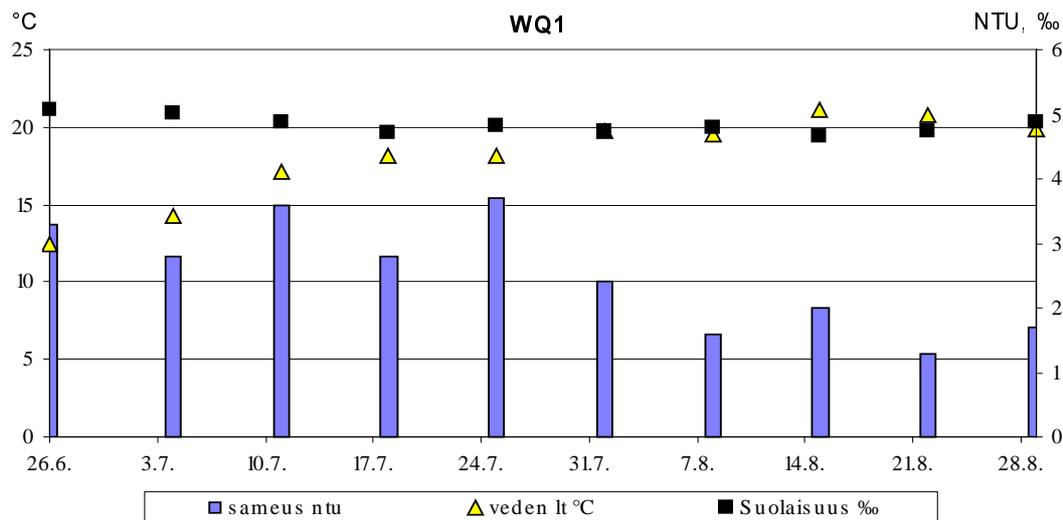
piä. Heinäkuun loppupuolella ja elokuun ajan Pihlajasaaren ja Hietarannan pitoisuudet olivat samaa luokkaa.

3.2 Helsingin edustan merialue

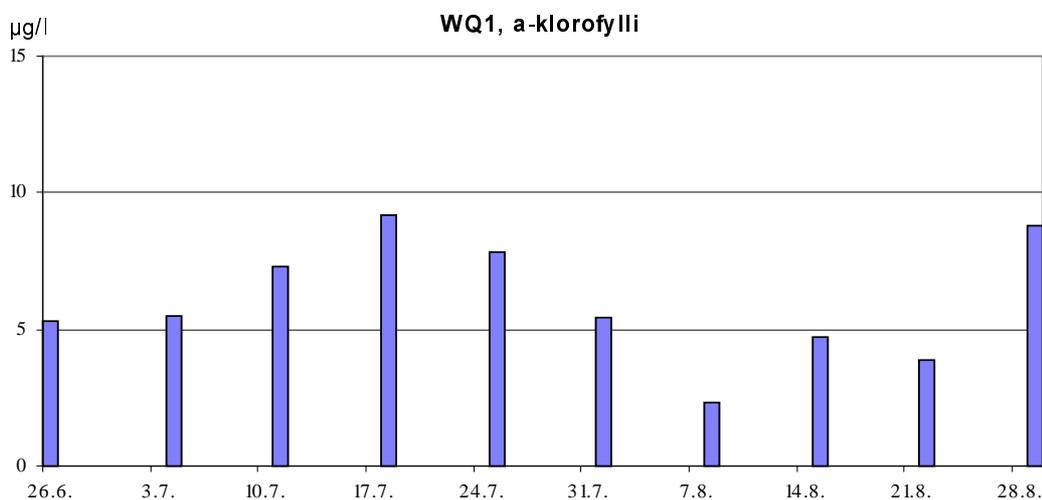
Finnjetin havaintopaikka WQ1 sijaitsee Kruunuvuorenselällä. Kruunuvuorenselän vesi oli melko sameaa varsinkin alkukesällä 2002 Vantaanjoen tuoman savisamean veden vaikutuksesta (kuva 14). Vesi lämpeni yli viidentoista asteen jo heinäkuun alkupuolella ja pysyi koko elokuun kahdessakymmenessä asteessa. Biomassat olivat suurimmillaan heinäkuun puolivälissä (kuva 15). Mikrokystiinipitoisuudet taas olivat korkeimmillaan jo hieman aikaisemmin heinäkuussa, jolloin näytteessä havaittiin *Aphanizomenon*-rihmojen lisäksi myös *Anabaena*- ja *Nodularia*-rihmoja (kuva 16, taulukko 6).

Havaintopaikka WQ3 sijaitsee Helsingin ulkosaaristossa. Vesi oli tuolla alueella Kruunuvuorenselän vettä kirkkaampaa ja koko kesän verrattain lämmintä; lämpötila kohosi yli viidentoista asteen jo heinäkuun alussa ja pysyi kahdessakymmenessä asteessa pitkälle syksyyn (kuva 17). Suurimmat kasviplankton biomassat mitattiin jo heinäkuun alkupuolella samaan aikaan kun mikrokystiinipitoisuudet olivat suurimmillaan (kuvat 18 ja 19). Sinilevälajistossa runsaimpana oli tuolloin *Aphanizomenon flos-aquae*, mutta myös *Anabaena*- ja *Nodularia*-rihmoja oli kohtalaisen runsaasti (taulukko 6). *Nodularia*-rihmaa havaittiin kuitenkin jo 13.6. sekä 27.6.2002, mutta vedessä ei tällöin ollut toksiineja tai niiden määrä alitti määritysrajan 0,1 µg/l.

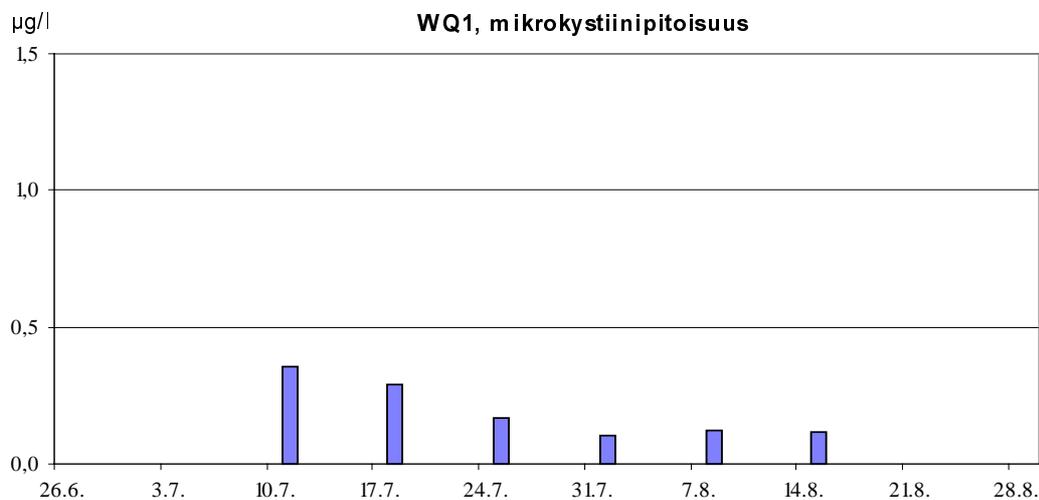
Havaintopaikka WQ5 sijaitsee ulkomerellä noin kymmenen kilometriä WQ3 -havaintopaikalta etelään. Vielä noinkin kaukana merellä lämpötila vedessä kohosi yli viidentoista asteen jo heinäkuun alkupuolella ja pysyi kahdenkymmenen asteen tuntumassa hyvin pitkälle syksyyn (kuva 20). Biomassa oli suurimmillaan heti heinäkuun alkupuolella, jolloin myös mikrokystiinipitoisuudet olivat korkeimmillaan (kuvat 21 ja 22). Tuolloin valtalajina oli *Aphanizomenon*, mutta



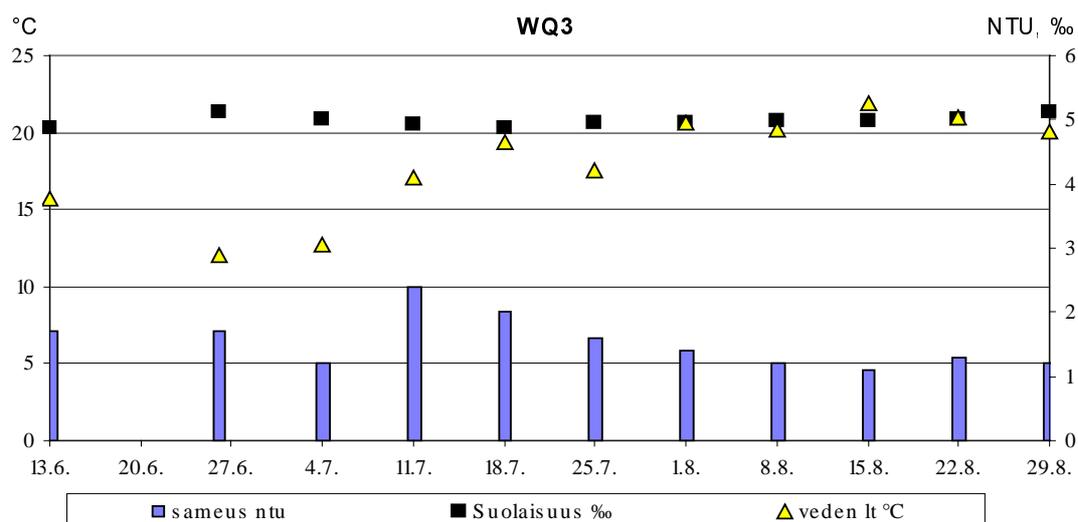
Kuva 14. Havaintopaikan WQ1 lämpötilä, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



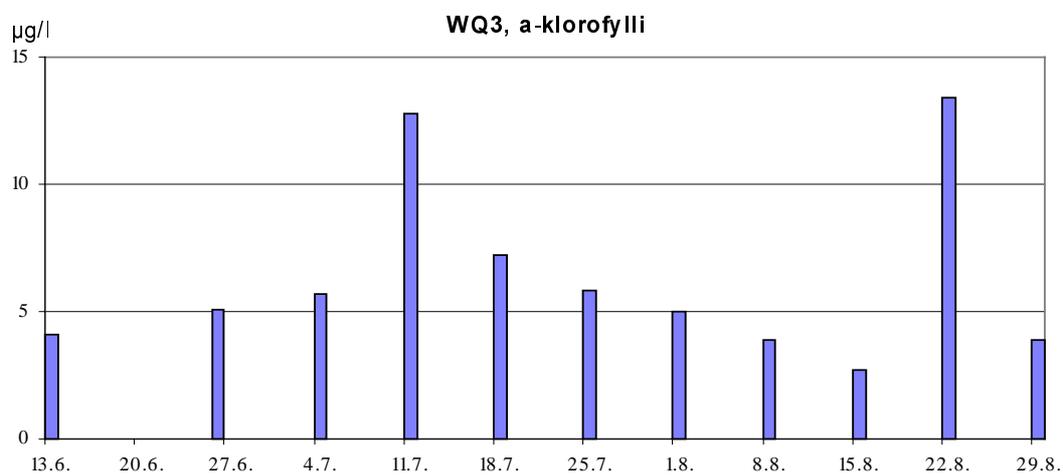
Kuva 15. Havaintopaikan WQ1 kasviplanktonin biomassa vuonna 2002 *a*-klorofyllinä (µg/l) esitettynä.



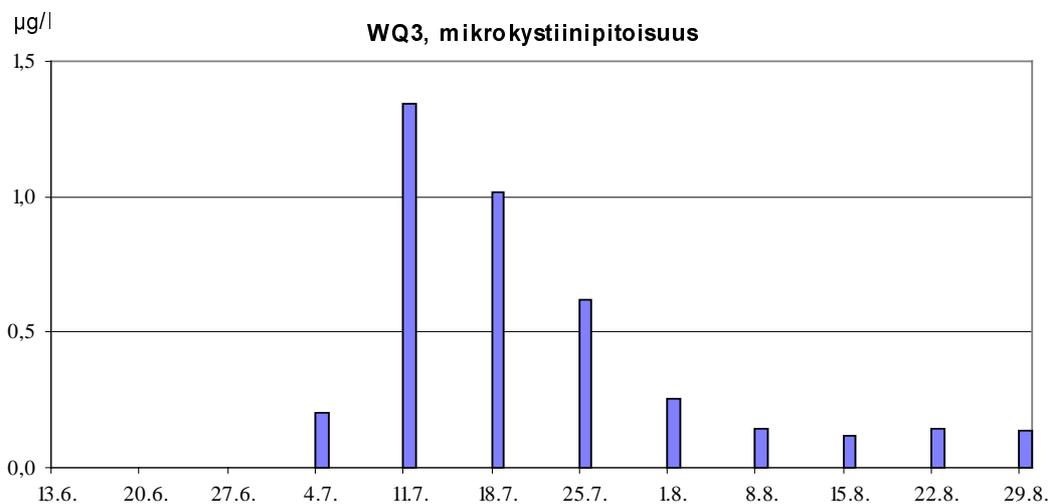
Kuva 16. Havaintopaikan WQ1 mikrokystiini/nodulariinipitoisuus kesällä 2002.



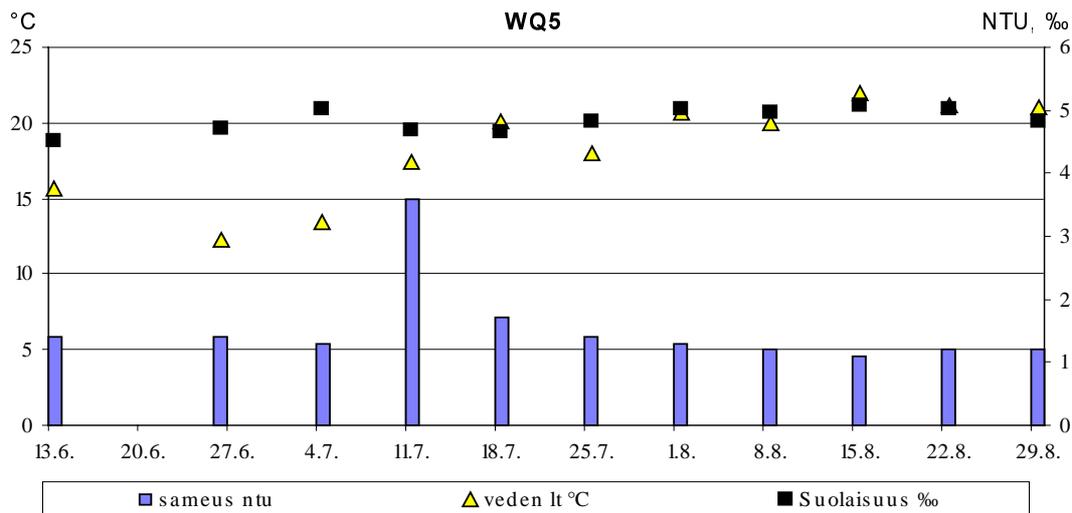
Kuva 17. Havaintopaikan WQ3 lämpötilä, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



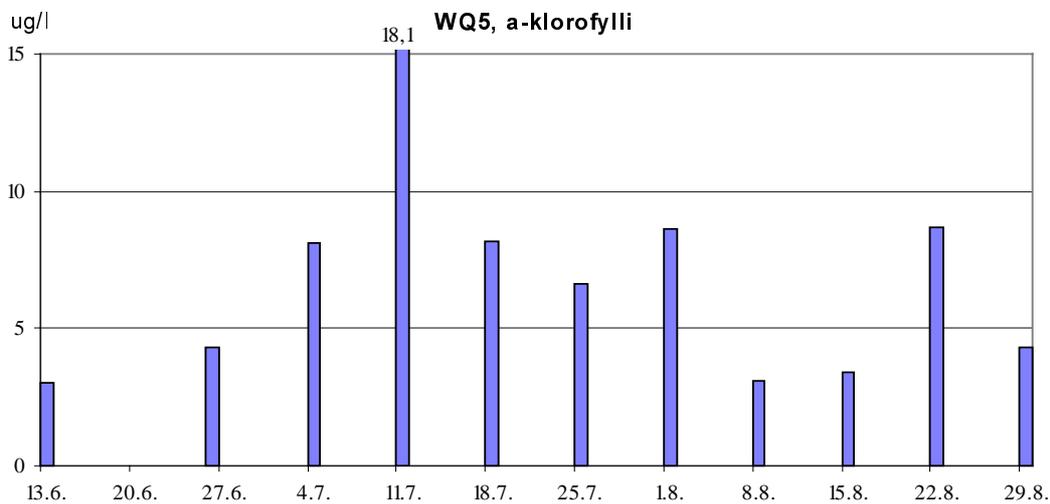
Kuva 18. Havaintopaikan WQ3 kasviplanktonin biomassa α -klorofyllinä ($\mu\text{g/l}$) esitettyinä.



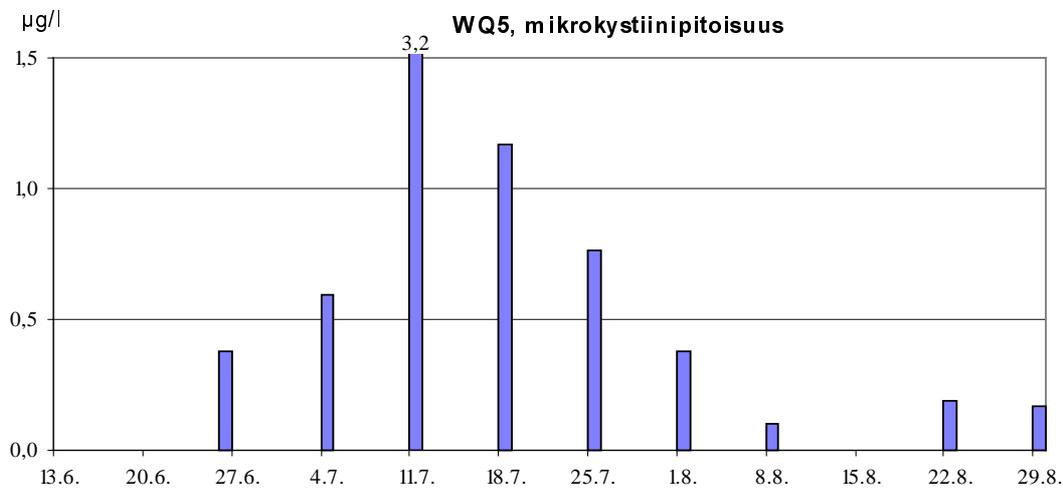
Kuva 19. Havaintopaikan WQ3 mikrokystiini/nodulariinipitoisuus kesällä 2002.



Kuva 20. Havaintopaikan WQ5 lämpötilä, sameus ja suolaisuus kesällä 2002.



Kuva 21. Havaintopaikan WQ5 kasviplanktonin biomassa vuonna 2002 *a*-klorofyllinä ($\mu\text{g/l}$) esitettynä.



Kuva 22. Havaintopaikan WQ5 mikrokystiini/nodulariinipitoisuus kesällä 2002.

mukana oli kuitenkin jo huomattavan paljon toksisia *Nodularia*- ja *Anabaena*-rihmoja.

Osasta Helsingin edustalta haavituista näytteistä määritettiin myös maksatoksisuus proteiinifosfataasimenetelmällä. Nämä tulokset on esitetty taulukossa 7.

Yksi konsentroidu näyte, Länsi-Tontusta 10.6. haavittu sinilevämassa, osoitti biotestissä merkkejä hermotoksisuudesta (taulukko 2). Siitä, kuten ei muistakaan Länsi-Tontun, Katajaluodon, Knaperskärin ja Laajalahden alueiden näytteistä, ei tarkemmissa analyysissä havaittu sinilevien tuottamia hermotoksiineja.

Taulukko 6. Runsaimmat rihmamaiset sinilevät ja niiden biomassat (märkäpaino mg/l) Helsingin edustan havaintopaikoilla WQ1, WQ3 ja WQ5.

	WQ1	mg/l	WQ3	mg/l	WQ5	mg/l
13.6.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,12	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,36	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,71
	<i>Nodularia spumigena</i>	0,02	<i>Nodularia spumigena</i>	0,03		
27.6.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,05	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,04		
			<i>Anabaena sp.</i>	0,02		
			<i>Nodularia spumigena</i>	0,01		
4.7.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,06	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,43	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1,41
			<i>Nodularia spumigena</i>	0,19	<i>Anabaena spp.</i>	0,24
			<i>Anabaena spp.</i>	0,09	<i>Nodularia spumigena</i>	0,18
11.7.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,17	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1,58	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2,51
	<i>Nodularia spumigena</i>	0,08	<i>Nodularia spumigena</i>	0,62	<i>Anabaena spp.</i>	0,59
	<i>Anabaena spp.</i>	0,06	<i>Anabaena spp.</i>	0,61	<i>Nodularia spumigena</i>	0,49
1.8.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,18	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,05	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,38
	<i>Nodularia spumigena</i>	0,03				
22.8.02	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,03			<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,04
29.8.02			<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,04	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0,06
					<i>Nodularia spumigena</i>	0,04

Taulukko 7. Helsingin edustan haavinäytteiden mikrokystiinipitoisuudet.

	2002	mikrokystiini/nodulariini µg/l
Laajalahti	25.6.	290
Laajalahti	1.7.	1,5
Laajalahti	11.7.	7,7
Laajalahti	18.7.	26
Laajalahti	24.7.	15
Laajalahti	30.7.	29
Laajalahti	7.8.	169
Katajaluoto	25.6.	27
Knaperskär	25.6.	11
Munkkiniemi	26.7.	21

4 Tulosten tarkastelu

Tämän tutkimuksen seuranta-uimarantojen vesi oli kesällä 2002 huomattavan lämmintä ja planktisten levien määrä oli varsinkin Hietarannan ja Munkkiniemen uimarannoilla edellistä kesää suurempi. Laajalahti oli elokuun lopulla pinnasta pohjaan tasalämpimin ja sedimentistä liukeni ilmeisesti runsaasti ravinteita vesipatsaaseen. Laajalahdella ja Seurasaarenselällä havaittiin elokuun lopulla 2002 laaja-alaisimmat sinileväkukinnat vuosikymmeniin. Pihlajasaaren uimarannan vesi oli suhteellisen lämmintä ja kirkasta eikä planktisten levien määrä lahtialueiden tapaan loppukesällä runsastunut.

Munkkiniemen uimarannan mikrokystiinipitoisuudet olivat heinäkuussa 2001 ja 2002 samaa suuruusluokkaa: heinäkuussa 2001 maksimi oli 1,2 µg/l (10.7. ja 26.7.) ja heinäkuussa 2002 1,4 µg/l (9.7). Elokuussa 2001 ja 2002 mikrokystiinipitoisuudet puolestaan poikkesivat toisistaan huomattavasti; elokuussa 2001 korkeimmaksi mikrokystiinipitoisuudeksi vedessä mitattiin 0,35 µg/l, kun taas elokuussa 2002 korkeimmat pitoisuudet vesinäytteissä olivat 3 µg/l ja levämässä jopa noin 170 µg/l.

Munkkiniemen uimarannan lajistosta ei heinä-elokuussa 2001 eikä myöskään heinäkuussa 2002 tavattu *Anabaena* spp:n lisäksi muita potentiaalisesti myrkyllisiä lajeja. Elokuun 2002 lopulla tavattiin runsaana esiintyvän *Anabaenan* lisäksi yksittäisiä *Nodularia*-rihmoja.

Hietarannan uimarannan mikrokystiinipitoisuudet olivat vuonna 2002 suurempia kuin edellisenä kesänä. Tämä johtui lähinnä *Nodularia spumigena* -lajin varsinkin loppukesällä lähes säännöllisestä esiintymisestä Hietarannan näytteissä. Hietarannan toksisuudet kohosivat loppukesästä sekä Munkkiniemen että Pihlajasaaren uimarantojen toksisuuksia suuremmiksi. Seurasaarenselän alueen korkeimmat mikrokystiinipitoisuudet mitattiin Seurasaaren uimarannalta voimakkaan kukinnan jälkeisenä päivänä 27.8, jolloin pitoisuus nousi yli 40 µg/l:ssa.

Pihlajasaaren toksisuuksiin vaikuttivat selkeästi kauempaa mereltä ajelehtivat sinilevät. Toksisuudet olivat suurimmillaan, vaikkakin melko pieniä, heinäkuun puolivälissä. Tilanne oli hyvin samanlainen vuonna 2001, jolloin uloimpana uimarantapisteenä oli puolestaan Suomenlinna. Toksisuudet Pihlajasaaren elokuun näytteissä kohosivat enää hyvin vähän.

Maailman terveysjärjestön WHO:n suositusarvojen mukaan (Chorus ja Bartram 1999) sinilevistä aiheutuvaa terveysriskiä uimareille voi arvioida veden α -klorofyllin ja sinileväsolujen määrän perusteella: mikäli α -klorofyllin määrä vedessä ylittää 50 µg/l ja levälajisto on sinilevävaltaista, voi tästä aiheutua kohtalainen riski veden virkistyskäytölle. Tutkituista uimarannoista ainoastaan Munkkiniemestä 8.7. ja 26.8. sekä Hietarannasta 26.8. otettujen näytteiden α -klorofyllipitoisuudet ylittivät tämän arvon. Pihlajasaaren uimavettä voi pitää sinilevien suhteen jopa erinomaisena. Vaikka sinileviä vedessä esiintyikin, ei α -klorofyllin määrä ylittänyt kertaakaan arvoa 10 µg/l, jota on esitetty suhteellisen epätodennäköisen terveysriskin rajaksi. Tosin Pihlajasaarella samoin kuin

Hietarannassakin esiintyy Munkkiniemeä yleisemmin *Nodularia*-rihmoja, joten näytteiden toksisuus voi nousta suureksikin vaikka levämassaa ei olisikaan kovin paljon. Laajalahdella esiintyvää *Anabaena*-levyä voidaan pitää toksisena, vaikka pitoisuudet eivät normaalisti uimavedessä kohoakaan kovin korkeiksi.

Sinilevien tuottamien maksatoksiinien pitoisuudet Helsingin tutkittujen uimarantojen vesissä jäivät kesällä 2002 varsin pieniksi. Mikrokystiinipitoisuuksien osalta kohtalaisen terveysvaaran raja, 20 µg/l, ei ylittynyt uimavesissä kertaakaan lukuunottamatta massiivisen kukinnan jälkeistä päivää Seurasaaren uimarannalla. Konsentroituneen levämassan pitoisuudet voivatkin olla huomattavan suuria, eikä levämassaa sisältävässä vedessä ole syytä uida.

Endotoksiinien pitoisuuksista vesinäytteissä on vain hyvin vähän tietoa - suurin osa siitäkin 1970 - 80-luvuilta, jolloin menetelmät olivat vielä epäyhtenäisiä ja endotoksiinistandardit epäluotettavia. Itämeren tyyppisistä murtovesistä mitatuista endotoksiinipitoisuuksista ei ole aiemmin julkaistuja tietoja. Suomen makeista vesistä sen sijaan on mitattu endotoksiinipitoisuuksia sinileväkukintojen aikaan (Rapala ym. 2002). Korkein sinileväkukinnan aikana mitattu pitoisuus on ollut kymmeniä tuhansia endotoksiiniyksiköitä millilitrassa.

Vanhojen endotoksiinitutkimusten perusteella voitaneen päätellä, että täysin luonnontilaisten makeiden vesien endotoksiinipitoisuus on noin 20 - 100 EU/ml, maatalouden ja asutuksen vaikutusalueilla pitoisuudet kohoavat jonkin verran (50-250 EU/ml) ja jätevesien purkualueilla pitoisuus millilitrassa vaihtelee parista tuhannesta noin kymmeneen tuhanteen endotoksiiniyksikköön (Rapala ym. 2002).

Helsingin edustan uimarantojen endotoksiinipitoisuus vaihteli kesällä 2002 välillä 72 - 570 EU/ml. Jos tuloksia verrataan vanhoihin, jokseenkin epämääräisiin tutkimuksiin, voidaan todeta, että Pihlajasaaren ja Hietaniemen uimarantojen endotoksiinipitoisuudet olivat hieman kohonneet luonnontilaisiin vesiin verrattuna. Munkkiniemen endotoksiinipitoisuudet sen sijaan olivat selvästi muita uimarantoja korkeammat, mutta vielä tällaisistakaan pitoisuuksista ei pitäisi aiheutua terveydellistä vaaraa uimarannan käyttäjille.

Vaikka yksi konsentroitunut Länsi-Tontun näyte antoi biotestissä hermotoksisuutta osoittavan tuloksen, ei siitä pystytty osoittamaan sinilevien tuottamia hermotoksiineita. Vaikka missään muussakaan Helsingin edustan levänäytteessä ei havaittu sinilevien tuottamia hermotoksiineja, anatoksiini-a:n HPLC-analyysi näytti merkkejä joidenkin muiden yhdisteiden - mahdollisesti amiinien - pienistä pitoisuuksista.

Jatkossa on syytä kiinnittää erityistä huomiota juuri Munkkiniemen uimarannan ja Hietarannan *Anabaena*-lajeihin ja niiden määräsuhteisiin. Valtaosa Laajalahden *Anabaena*-rihmoista on *Anabaena lemmermannii* -lajia, mutta joukossa esiintyy myös muita lajeja. Samoin kannattaa selvittää, kuinka suuri osa Laajalahden toksiinista on mikrokystiiniä ja kuinka suuri osa nodulariiniä. HPLC-analyysissä havaitut muut yhdisteet ja niiden pitoisuudet vaativat myös jatkoselvitystä.

EU on parhaillaan uudistamassa uimavesidirektiiviä, jossa esimerkiksi koliformisten bakteerien määrittämisestä ollaan luopumassa. Sinilevien havainnointi ei ole vielä kuulunut EU -lainsäädäntöön, vaikkakin Suomen omaan lainsäädäntöön se on sisällytetty. EU-lainsäädäntö on lähenemässä Suomen noudattamaa linjaa, sillä Euroopan komission ehdotuksessa uudesta uimavesidirektiivistä sinilevätarkkailua uimarantavesissä esitetään pakolliseksi.

5 Lähdeluettelo

Chorus, I. ja Bartram, J., 1999. Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. E. & F.N. Spon, London.

Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V. ja Featherstone R. M. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7:714-721.

Finni, T., Laurila, S. ja Laakkonen, S., 2001: The history of eutrophication in the sea area of Helsinki in the 20th century, long-term analysis of plankton assemblages. *Ambio* 4-5, 264-271.

James, K. J. ja Sherlock I. R., 1996. Determination of the cyanobacterial neurotoxin, anatoxin-a, by derivatisation using 7-fluoro-4-nitro-2,1,3-benzoxadiole (NBD-F) and HPLC analysis with fluorometric detection. *Biomedical Chromatography* 10:46-47.

Kukkonen, J., 1999: Syanobakteerien maksatoksiinien osoitusmenetelmien vertailu. – Suomen ympäristö 332, 1-62.

Lahti, K., 1991: Sinilevien terveyshaitat. *Ympäristö ja terveys* 7, 454-457.

Lahti, K., 1997: Cyanobacterial hepatoxins and drinking water supplies – aspects of monitoring and potential health risk. Väitöskirja. Helsingin yliopisto.

Lehtimäki, J., 2000: Characterisation of cyanobacterial strains originating from the Baltic Sea with emphasis on *Nodularia* and its toxin, nodularin. Väitöskirja. Helsingin yliopisto.

Melvasalo, T. ja Viljamaa, H., 1977: Planktonic blue-green algae in polluted coastal waters of Helsinki. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 19, 1-35.

Rapala, J. 1998. Toxin production by freshwater cyanobacteria: Effects of environmental factors. Väitöskirja. Helsingin yliopisto.

Rapala, J., Lahti, K., Räsänen, L. A., Esala, A.-L., Niemelä, S. I. ja Sivonen, K., 2002. Endotoxins associated with cyanobacteria and their removal during drinking water treatment. *Water Research* 36:2627-2635.

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

Salmela, J., Lahti, K. ja Hoppu, K., 2001: Sinileväpitoinen saunavesi voi aiheuttaa oireita ihmiselle. Suomen lääkärilehti 27-29, 2891-2895.

Julkaisussa käytettyjä termejä:

Kasviplankton: Planktonlevät. Mikroskooppisen pieniä kasveja jotka keijuvat vapaasti vedessä tai elävät kosteilla pinnoilla yksittäisinä soluina, rihmoina tai soluryhminä.

Koliforminen bakteeri: Ryhmä bakteereita, joita on käytetty saastumisen osoittamiseksi.

Fekaalinen koliforminen bakteeri: Ryhmä bakteereita, jotka osoittavat ulosteperäistä saastumista.

Fekaalinen steptokokki: Ryhmä bakteereita, jotka osoittavat ulosteperäistä saastumista.

Toksinen: Myrkyllinen

Planktinen: Vapaassa vedessä oleva, keijuva, planktoniin viittaava.

Plankton: Keijusto. Tavallisesti mikroskooppisen pieniä kasveja (kasviplankton) ja eläimiä (eläinplankton), jotka keijuvat vedessä vapaasti tai uivat hitaasti.

Mikrokystiini: Maksamyrkky, jota mm. *Anabaena*- ja *Microkystis*-sukujen sinilevät voivat tuottaa.

Nodulariini: Maksamyrkky, jota *Nodularia spumigena* -sinilevä tuottaa.

Saksitoksiini: Hermomyrkky, jota mm. *Aphanizomenon*-suvun sinilevät voivat tuottaa.

Ulkomembraani: Uloimmainen kalvorakenne.

Endotoksiinit: Gram-negatiivisten bakteerien soluseinän osia.

Gram-negatiivinen: Ryhmä bakteereita, joilla on solun uloimmaisena kerroksena useista erilaisista yhdisteistä koostuva kerros.

Haavinäyte: Vedestä tietyn silmäkoon omaavalla haavilla otettu näyte, jota käytetään jos halutaan tietää onko näytteessä jotain lajia tai ainetta. Haavinäytteellä ei saada selville todellisia määriä.

a-klorofylli: Lehtivihreä. Pigmentti, jota kasvit (esimerkiksi levät) tarvitsevat yhteyttämiseen.

Helcom: Helsingin komissio, Itämeren suojelukomissio

Konsentraatio: Pitoisuus

Spektrofotometri: Laite, joka mittaa näytteen valonläpäisykykyä tietyllä aallonpituudella.

Toteamisraja: Pienin pitoisuus, joka voidaan käytetyllä määritysmenetelmällä havaita.

Inhiboida: Estää

HPLC: Menetelmä, jolla voidaan määrittää yhdisteiden pitoisuuksia mm. sinilevämyrkyjä (nodulariini ja mikrokystiinit).

Asetylikolinesteraasi-inhibiitotesti: Entsyymien (asetylikolinesteraasi) toiminnan estymiseen perustuva määritysmenetelmä, jolla voidaan osoittaa tiettyjen hermomyrkyjen esiintyminen.

MIST-pikatesti: Kaupallisesti myytävä nopea määritysmenetelmä, jota voidaan käyttää saksitoksiinien osoittamiseen.

Testikitti: Kaupallisesti myytävä paketti, joka sisältää kaikki johonkin tiettyyn määrittämiseen tarvittavat tarvikkeet.

EU-yksikkö: Endotoksiiniyksikkö, joka kuvaa endotoksiiniaktiivisuutta. Sitä käytetään, koska eri endotoksiinien aktiivisuus vaihtelee.

NTU: Yksikkö jota käytetään veden sameudesta eli liukenemattoman aineen aiheuttamaa nesteen läpinäkyvyyden heikkenemisestä (Nephelometric turbidity unit).