

Piilevyyhteisöt Helsingin purojen veden laadun kuvaajana

Noel Risco ja Katja Pellikka

Sisällys

Yhteenveto.....	2
Sammandrag.....	3
Summary.....	4
Resumen.....	5
1 Johdanto.....	6
2 Tutkimusalueet.....	7
2.1 Mätäjoki.....	7
2.2 Rekolanoja.....	8
2.3 Viikki.....	9
2.4 Itä-Helsinki.....	9
2.4.1 Mellunkylänpuro.....	9
2.4.2 Broändanpuro.....	9
3 Aineisto ja menetelmät.....	10
3.1 Näytteenotto.....	10
3.2 Näytteiden käsittely ja piilevien lajimääritys.....	11
3.3 Indeksit ja luokittelut.....	11
3.4 Vesinäytteet.....	11
4 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	14
4.1 Mätäjoki.....	14
4.2 Rekolanoja.....	16
4.3 Viikki.....	18
4.3.1 Säynäslahdenpuro.....	18
4.3.2 Viikinoja.....	21
4.4 Itä-Helsinki.....	23
4.4.1 Mellunkylänpuro.....	23
4.4.2 Broändanpuro.....	25
5 Johtopäätökset.....	30
6 Kirjallisuus.....	31

Yhteenveto

Virtavesiä on Helsingissä perinteisesti seurattu lähinnä fysikaalis-kemiallisilla menetelmillä. Näiden menetelmien ongelmana on luotettavan ja kattavan tiedon saaminen sellaisesta ympäristöstä, joka muuttuu nopeasti virtaaman vaihdeltaessa. Euroopan Unionin vesipuitedirektiivi korostaa virtavesien biomonitoimintaa, joten biologisten menetelmien käyttö tulee todennäköisesti jatkossa lisääntymään.

Tässä tutkimuksessa testattiin piileväyhteisöjen soveltuvuutta veden laadun kuvaajiksi Helsingin seudun puroissa. Piileväyhteisöt eivät vaihtele kovin nopeasti, mutta kuitenkin riittävän herkästi heijastamaan virtaveden veden laadussa tapahtuvia muutoksia. Tutkimuksen tuloksena luotiin visuaalisesti selkeä tapa kuvata kaupunkipurojen veden laatua ja selvitettiin purojen tilaan vaikuttavia seikkoja.

Tässä tutkimuksessa otettiin piilevänäytteitä kiinteiltä alustoilta kuudesta purosta. Näytteistä tehtiin kestopreparaatit ja piilevät analysoitiin preparaateista mikroskooppisesti. Aineiston tarkastelussa käytettiin veden pilaantuneisuutta ja rehevyyttä kuvaavia indeksejä, jotka laskettiin piilevien indikaattoriarvojen perusteella. Indikaattoriryhmien suhteellisia osuuksia piileväyhteisössä selvitettiin ekologisten luokitusten perusteella (saprobia, trofia, typpimetabolialia sekä happivaatimus).

Rekolanojan ja Säynäslahdenojan veden laatu oli piileväanalyysien mukaan välttävä. Mätäojan, Viikinojan ja Mellunkylänpuron veden laatu oli tyydyttävä ja Broändanpuron erinomainen. Kaikkien purojen veden laatu vaihteli puron eri osissa.

Piilevämenetelmä osoittautui käyttökelpoiseksi ja monivärikartat visuaalisesti selkeiksi. Tutkimuksessa tuli ilmi puroja likaavia päästölähteitä, jotka on syytä poistaa. Seuranta piilevämenetelmällä olisi hyvä laajentaa koskemaan määrävuosina kaikkia Helsingin puroja.

Kiselalger som indikatorer för vattenkvaliteten i Helsingfors' bäckar

Sammandrag

Monitoreringen av små vattendrag har i Helsingfors traditionellt skett med hjälp av fysikaliska och kemiska metoder. Med hjälp av dessa metoder är det dock svårt att få fram pålitlig och täckande information om miljöer som förändras snabbt då flödet varierar. Europeiska unionens ramdirektiv för vattenpolitik betonar biomonitorering av rinnande vattendrag, och biologiska metoder kommer sannolikt att användas mer i framtiden.

I denna studie testades kiselalgernas lämplighet som indikatorer för vattenkvaliteten i bäckar (små rinnande vattendrag) i Helsingforstrakten. Kiselalgssamhällena förändras inte vidare hastigt, men är ändå tillräckligt känsliga för att förändringar i vattenkvaliteten skall reflekteras i dem. Med hjälp av studiens resultat skapades ett klart, visuellt system för att beskriva bäckarnas vattenkvalitet, och samtidigt klarlagdes vilka faktorer som inverkar på bäckarnas allmäntillstånd.

I studien togs kiselalgsprover från fasta underlag i sex bäckar. Permanenta preparat framställdes av proven, och kiselalgsfloran analyserades med hjälp av mikroskop. I granskningen av materialet användes index för vattnets föroreningsgrad och trofiska status som uträknades på basen av kiselalgernas indikatorvärden. Den relativa förekomsten av olika indikatorgrupper i kiselalgssamhället klarlagdes med hjälp av ekologiska klassifikationssystem (saprobi, trofisk grad, typmetaboli och syrebehov).

Vattenkvaliteten i Räckhalsbäcken och Idviksbäcken var enligt kiselalgsanalysen nöjaktig. I Rutiån, Viksbäcken och Mellungsbybäcken var vattnets kvalitet tillfredsställande och i Broända bäck mycket god. Vattenkvaliteten varierade i de olika delarna av de respektive vattendragen.

Kiselalgsmetoden visade sig vara användbar och de utformade mångfärgade kartorna visuellt klara. Studien avslöjade föroreningskällor som påverkar de studerade vattendragen och som bör avlägsnas. Det skulle vara bra att utvidga detta slag av monitorering med hjälp av kiselalger så att den skulle täcka alla bäckar i Helsingfors alternerande år.

Diatom communities as water quality indicators in small brooks in Helsinki

Summary

The monitoring of running waters in Helsinki has traditionally been done mainly with physical and chemical methods. These methods do not, however, give reliable and extensive information about the state of environments where the variation in flow causes very rapid changes. The water framework directive of the European Union emphasises the biomonitoring of running waters, and the use of biological methods will probably increase.

This study tested the applicability of diatom communities as indicators of water quality in small brooks in Helsinki. Diatom communities do not change very quickly, but still fast enough to sensitively reflect changes occurring in the quality of running waters. The study produced a clear, visual system for describing the water quality in these urban brooks. Factors influencing the water quality were also identified.

Diatom samples were taken from solid substrates in six brooks. Permanent slides were prepared and the diatoms were analysed microscopically. The data was processed with the aid of indices which describe the degree of pollution and trophic state of the water body. These indexes were calculated from the indicator status of the respective diatoms. The relative share of different indicator groups were calculated based on ecological classifications (saprophy, trophic state, type metabolism and oxygen requirements).

According to the diatom analyses the water quality was passable in Rekolanoja and Säynäslahdenpuro. In Mätäoja, Viikinoja and Mellunkylänpuro the water quality was satisfactory, and in Broändapuro excellent. The quality of the water varied in the different parts of the respective brooks.

The diatom method proved to be useful and the produced multi-coloured maps were visually clear. The study also revealed pollution sources which affect the brooks and should be removed. Monitoring based on the diatom method should be extended to include all small brooks in Helsinki on alternate years.

Las comunidades de diatomeas para determinar la calidad del agua de los arroyos de Helsinki

Resumen

El seguimiento de los ríos de Helsinki, se ha realizado tradicionalmente mediante los métodos físico-químicos. El problema de estos métodos está en poder obtener una información amplia y precisa de un medio que cambia rápidamente según los cambios de caudal. La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea enfatiza en la necesidad del seguimiento biológico de los ríos, por lo que el uso de estos métodos irá en aumento.

En este estudio se probó la conveniencia del uso de diatomeas para determinar la calidad del agua de los arroyos de la región de Helsinki. Las comunidades de diatomeas no varían rápidamente, pero sí lo suficiente como para reflejar claramente los cambios que puedan ocurrir en la calidad de las aguas. Como resultado del estudio se creó una forma visualmente clara para describir la calidad del agua y se determinaron los factores que afectaban el estado de estos arroyos.

En este estudio se tomaron muestras de diatomeas de superficies sólidas en seis arroyos. Las muestras tomadas fueron depuradas, montadas y analizadas bajo el microscopio. En el análisis del material se utilizaron varios índices que describen el nivel trófico y de contaminación del agua, los cuales fueron calculados a partir de valores indicadores de las diatomeas. La relación de los grupos de indicadores dentro de la comunidad de diatomeas fue determinada mediante las clases ecológicas (saprobias, trofia, metabolismo del nitrógeno y demanda de oxígeno).

La calidad del agua de los arroyos Rekolanoja y Säynäslahdenpuro resultó ser mala según los análisis de las diatomeas. Sin embargo, la calidad del agua de los arroyos Mätäoja, Viikinoja y Mellunkylänpuro fue satisfactoria y la del Broändanpuro muy buena. La calidad del agua de todos los arroyos varió en las diferentes partes del curso.

Los resultados demostraron lo apropiado del método de las diatomeas y lo visualmente claro que resultan los mapas de colores. En el estudio se detectaron puntos contaminantes que deberían ser eliminados. En el futuro, sería bueno ampliar el seguimiento mediante el método de las diatomeas hasta llegar a cubrir todos los ríos de Helsinki en los próximos años.

1 Johdanto

Helsingin alueella on yli 20 eri kokoista puroa. Varhaisimmat tutkimukset niistä on tehty 1940- ja 1950-lukujen vaihteessa (Cajander 1950). 1900-luvun alussa Helsingin kaupunkipurot olivat usein viemäri- ja kaatopaikkavesien pilaamia, mutta niiden tila parani viemäriverkoston laajentuessa (Ruth & Tikkanen 2001). Nykyisin purot ovat arvokkaita virkistys- ja maisemakohteita, joiden kunnostusta Helsingin kaupungin rakennusvirasto on aloittanut. Kasveille ja eläimille purot ja niiden rannat ovat elinalueita sekä kulku- ja leviämisreittejä.

Kaupunkipurot eroavat luonnonpuroista siinä, että viemäröinnin takia niiden valuma-alueita on vaikea määrittää. Ne ovat myös luonnonpuroja alttiimpia ihmisen toiminnasta aiheutuvalla kuormitukselle, sillä niiden valuma-alueista suuri osa on rakennettua kaupunki- ja teollisuusympäristöä. Usein kaupunkipurot ovat osa virkistys- tai luonnonsuojelualuetta. Rakentamisen ja muun maanpinnan rikkomisen yhteydessä puroihin joutuu runsaasti kiintoainetta. Asfaltoiduilta pinnoilta sadevesi virtaa nopeasti sadevesiviemäriin ja edelleen ojiin huuhtoen mukaansa kiintoainesta. Tämän johdosta puroille on tyypillistä virtaaman ja kiintoainepitoisuuden suuri ja nopea vaihtelu. Kaupunkipurot on usein ohjattu kulkemaan tunneleissa, ojissa tai kanavissa. Purojen uomia on suoristettu ja ruopattu, joten sadevedet kulkevat nopeasti pois purosta. Tämä on aikaansaanut virtaaman ja vesimäärän nopean vaihtelun ja kesäisen “vähän veden” ongelman.

Suomessa virtavesien biomonitorointi (seuranta biologisin menetelmin) on kehittynyt viimeisten 20 vuoden aikana. Uusia menetelmiä on kokeiltu, mutta fyysikaalis-kemiallisten menetelmien käyttö on yhä tavallisin tapa seurata purojen veden laatua. Virtavesien fyysikaalis-kemiallinen seuranta on vaikeaa toteuttaa niin, että saadut tulokset olisivat luotettavia ja kattavia; tulokset kuvaavat vain veden hetkellistä laatua, koska puroissa veden laatu voi muuttua nopeasti ja epäsäännöllisesti. Kesällä 2000 ja 2001 testattiin piileväyhteisöjen soveltuvuutta veden laadun kuvaajiksi kuudessa Helsingin seudun purossa. Tavoitteena oli piileväindeksien avulla selvittää purojen veden laatu ja mahdolliset siihen vaikuttavat tekijät.

Tutkimuksessa oli tarkoituksena kuvata kaupunkipurojen veden laatu piilevämenetelmällä visuaalisesti. Menetelmää on aiemminkin käytetty Suomessa (esim. Eloranta 1991, Eloranta & Andersson 1998, Eloranta 1999a, Eloranta 1999b, Eloranta & Kwandrans 1999). Menetelmä soveltuu hyvin fyysikaalis-kemiallisen seurannan tueksi, koska piileväyhteisöt eivät vaihteleva kovin nopeasti, mutta heijastavat kuitenkin riittävän herkästi jokivesistön veden tilassa tapahtuvia muutoksia. Elorannan (1999a) mukaan piileväyhteisö reagoi veden laadun muutokseen muutaman päivän tai viikon kuluessa. Menetelmä on myös varsin nopea ja helppo toteuttaa, joten se on perinteisiä seurantamenetelmiä edullisempi. Jatkossa tällä menetelmällä voisi kartoittaa ja seurata kaupunkipurojen tilaa kattavasti.

2 Tutkimusalueet

Tutkitut purot olivat Mätäjoki, Rekolanoja, Mellunkylänpuro, Broändanpuro, Säynäslahdenpuro ja Viikinoja. Kesän 2000 tulokset ovat osa Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitoksen pro gradu -työtä (Risco 2001) ja kesän 2001 tulokset Helsingin ympäristökeskuksen omaa tutkimusta. Purot sijaitsevat Helsingissä lukuun ottamatta Rekolanojaa, joka laskee Kera-vanjokeen Vantaalla. Muut purot laskevat Helsingin merenlahtiin. Broändan-puro yhtyy Mellunkylänpuroon lähellä Vartiokylänlahden pohjukkaa.

2.1 Mätäjoki

Mätäjoki sijaitsee Länsi-Helsingissä. Yksi sen haaroista saa alkunsa Vantaalla ja yksi Espoossa (kuva 1). Mätäjoki on valuma-alueeltaan ja virtaamaltaan Helsingin suurin puro. Puron valuma-alue on 24,4 km² ja se on suurimmalta osaltaan Helsingin kaupungin alueella. Mätäjoen pääuoma alkaa Vantaan Kai-



Kuva 1. Mätäjoen valuma-alue ja havaintopaikat.

vokselasta ja virtaa etelään soisen alueen läpi Myyrmäen ohi kohti Malminkartanoa. Malminkartanossa puro virtaa läpi siirtolapuutarha-alueen, jossa puro on laajennettu altaaksi. Matalan altaan keskelle on tehty saari. Tämän jälkeen puro virtaa Lassilan länsiosan ja Pitäjänmäen teollisuusalueen halki. Pitäjänmäessä puro kulkee osittain tunnelissa. Mätäjoki laskee Iso-Huopalahteen. Virtaama purossa vaihteli vuosina 1995–96 9–700 l/s ja veden kiintoainepitoisuus 1,6–38,4 mg/l. Vuodesta 1997 Mätäjoen virtaamaa on lisätty juoksuamalla lisävetä siihen Silvolan tekoaltaasta. (Ruth 1998). Mätäjokea kuvaillaan myös Jalavan (1987) julkaisussa.

2.2 Rekolanoja

Rekolanojan valuma-alue on 37,75 km² (Ekholm 1993) ja se kuuluu Vantaanjoen vesistöalueeseen (kuva 2). Puro saa alkunsa Tuusulassa sijaitsevasta lähteestä ja se virtaa ensin kohti itää ja kääntyy myöhemmin eteläsuuntaan kulkien Helsinki–Riihimäki-radnan vartta Korson, Rekolan ja Koivukylän asutusalueiden läpi Vantaalla. Vantaan Hiekkaharjussa Rekolanojan uoma kääntyy uudelleen itään. Täällä puro virtaa peltojen halki ja yhtyy lopulta Keravanjokeen. Puron virtaama (18–1746 l/s) ja veden kiintoainepitoisuus (7–127,5 mg/l) vaihtelevat paljon.



Kuva 2. Rekolanoja valuma-alue ja havaintopaikat.

2.3 Viikki

Säynäslahdenpurosta ja Viikinojasta on tarkka kuvaus Jalavan (1987) julkaisussa. Viikin Latokartanon asutusalue ja yliopiston uudet rakennukset on kuitenkin rakennettu julkaisun teon jälkeen ja kummankin puron sijainti ja ympäristö ovat osin muuttuneet. Säynäslahdenpuro ja Viikinojan länsihaara saavat alkunsa harjualueelta Malmin hautausmaan eteläosasta ja Lahdenväylän varrelta (kuva 8). Molemmat purot laskevat Viikin luonnonsuojelualueelle Vanhankaupunginlahteen. Viikinojan itähaara lähtee Kivikon asuntoalueelta, jonka rakentaminen oli kesällä 2001 vielä kesken, ja kulkee Malmin ampumarata-alueen halki ja Kehä I:n alitse. Sen virtaama on länsihaaraa huomattavasti suurempi.

2.4 Itä-Helsinki

2.4.1 Mellunkylänpuro

Mellunkylänpuron valuma-alue (9,95 km²) sijaitsee Itä-Helsingissä ja osittain myös Vantaan alueella (kuva 3). Puro saa alkunsa Slättmossenin suoalueelta ja virtaa pienen siirtolapuutarha-alueen sekä Rajakylän, Vesalan ja Mellunkylän kaupunginosien läpi etelään. Puro on ohjattu suurelta osin viemäriputkiin ja keinotekoisiin uomiin. Ennen Vartiokylänlahden pohjukkaa Mellunkylänpuroon yhtyy sitä pienempi Broändanpuro. Ketolan (1998) mukaan virtaama (1,5–1280 l/s) ja veden kiintoainepitoisuus (16–3257 mg/l) vaihtelevat purossa hyvin paljon sadannasta riippuen. Valuma-alueesta on 29 % savea, joka läpäisee huonosti vettä. Mellunkylänpuro on kuvattu myös Jalavan (1987) julkaisussa.

2.4.2 Broändanpuro

Mellunkylänpuron suurin sivu-uoma, Broändanpuro (kuva 3), on pituudeltaan 2,2 km, korkeuseroa meren pinnasta kertyy 1,4 m ja sen valuma-alue on 0,95 km² (Ketola 1998). Purouoma saa alkunsa ilmeisesti lähteestä Vantaan kaupungin Länsimäessä ja virtaa suoraviivaisesti Mellunkylän luhtaniittyalueen halki yhtyen Mellunkylänpuroon vähän ennen Vartiokylänlahtea. Broändanpuron ympäristö on tärkeää itähelsinkiläistä virkistysaluetta.



Kuva 3. Mellunkylänpuron valuma-alue ja havaintopaikat.

3 Aineisto ja menetelmät

Tutkimusmenetelmät ovat noudattaneet pääosin vuonna 1998 julkaistua yhteis-eurooppalaista standardiesitystä (Kelly ym. 1998).

3.1 Näytteenotto

Näytteet kerättiin kesäaikaan, kun virtaama puroissa oli pieni taulukossa 1 esitetyiltä havaintopaikoilta. Tällöin pistekuormituksesta tulevan orgaanisen aineen ja ravinteiden vaikutus voidaan havaita piilevissä selkeämmin kuin suuren virtaaman aikaan (Eloranta & Andersson 1998). Piilevänäytteet otettiin kiinteiltä alustoilta kesä-heinäkuussa 2000 ja heinäkuussa 2001. Yleensä alusta oli kivi, mutta kahdella havaintopaikalla piilevänäytteet otettiin puupalalta. Puu on alustana niukkaravinteinen, joten sen ei oletettu vaikuttavan tuloksiin. Näytteet kerättiin kokoomanäytteinä, jotta mahdolliset pienympäristöihin liittyvät erot tuloksissa saatiin minimoiduiksi. Piilevät irrotettiin alustoilta harjaamalla ja näytteet kerättiin edustavilta paikoilta, noin 10 cm suuruisilta kiviltä, joita valittiin havaintoalueelta satunnaisesti ainakin viisi kappaletta. Menetelmän luonteen ansiosta kvantitatiivinen näytteenotto ei ole tarpeen, mutta muistiinpanoissa ja näytteenotossa pitää olla perusteellinen (Eloranta 2000).

3.2 Näytteiden käsittely ja piilevien lajimääritys

Piilevänäytteet käsiteltiin ja lajisto määritettiin Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitoksella. Piilevänäytteet puhdistettiin eloperäisestä aineksesta happokeitolla ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$; 2:1). Saaduista näytteistä dekantoiitiin happojäämät ja valmistettiin kestopreparaatit mikroskooppista analyysiä varten. Menetelmän tarkempi kuvaus on selostettu Riscon (2001) pro gradu -työssä. Jokaisesta näytteestä määritettiin ja laskettiin 300 piilevän kuorta valomikroskoopilla 400–1000-kertaisella suurennuksella faasikontrastioptiikkaa käyttäen.

3.3 Indeksit ja luokittelut

Aineiston käsittelyssä käytettiin hyväksi Omnidia-tietokantaa (Lecointe ym. 1993), joka sisältää piilevistä kerätyn ekologisen tiedon ja laskee joukon erilaisia veden tilaa kuvaavia likaantumisindeksejä, ekologisia luokitteluja ja muita tunnuslukuja. Aineiston tarkasteluun parhaaksi todetut (Eloranta 1991, Eloranta & Andersson 1998, Eloranta 1999, Eloranta & Kwandrans 1999, Risco 2001) piileväindeksit olivat orgaanista kuormitusta kuvaava IPS-indeksi (Pollution Sensitivity Index) (CEMAGREF 1982), josta käytetään tässä nimitystä pilaantuneisuusindeksi sekä rehevyystasoa kuvaava TDI-indeksi (Trophic Diatom Index) (Kelly & Whitton 1995). Vertailujen helpottamiseksi indeksien arvot muunnettiin samaan asteikkoon 0–20. IPS-indeksin arvo 20 kuvaa parasta veden laatua (taulukko 2) ja TDI-indeksin arvo 20 kuvaa suurinta rehevyystasoa vedessä (taulukko 3). Lisäksi tarkasteltiin indikaattoriryhmien suhteellisia osuuksia (Van Dam ym. 1994) piileväyhteisöissä. Tässä työssä käytettiin orgaanista kuormitusta ja hajotustoiminnan osuutta kuvaavaa saprobiaaluokitusta (taulukko 4), tuottavuutta ja ravinteisuutta kuvaavaa trofiaaluokitusta sekä typpimetabolialla ja happivaatimusta kuvaavia luokituksia. Vedessä on aina piilevälajeja, jotka pystyvät toisia paremmin hyödyntämään mm. jätevesissä runsaampina olevia orgaanisia typpiyhdisteitä, kun taas niukasti kuormitetuissa ja runsashappisissa vesissä vallitsevat lajit, jotka käyttävät hapettuneita epäorgaanisen typen muotoja (Eloranta 1999b).

3.4 Vesinäytteet

Vuonna 2001, ympäristökeskuksen oman tutkimuksen yhteydessä, otettiin piilevänäytteiden lisäksi myös vesinäytteet Säynäslahdenpurosta, Viikinojasta ja Broändanpurosta, jotka analysoitiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristölaboratoriossa (taulukko 5). Vesinäytteet otettiin samalla viikolla kuin piilevänäytteet. Indikaattoribakteereista määritettiin lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien lukumäärä, joiden suuri määrä indikoi ulosteperäistä kuormitusta.

Taulukko 1. Purojen piilevähavaintopaikat ja niiden sijainti karttakoordinaatiojärjestelmällä kesällä 2000 ja 2001. Sivuuomien havaintopaikkakoodeissa on numeron lisäksi kirjain.

Havaintopaikka	Nimi	Näytteenottoaika	Sijainti (KKJ3)
MÄ 1	Mätäjoki – Myyrmäki	6/ 2000	3381973-6685794
MÄ 2	Mätäjoki - kaupunginraja	6/ 2000	3382243-6684162
MÄ 2A	Hakuninmaanoja	6/ 2000	3382889-6683713
MÄ 3	Mätäjoki - Kannelmäki	6/ 2000	3382545-6683421
MÄ 3A	Malminkartanonoja	6/ 2000	3381994-6682760
MÄ 3B	Konalanoja	6/ 2000	3382123-6681892
MÄ 3C	Lassilanoja	6/ 2000	3382395-6681761
MÄ 4	Mätäjoki - Lassila	6/ 2000	3382451-6681596
MÄ 5	Mätäjoki - Pitäjänmäki	6/ 2000	3381927-6680463
MÄ 6	Mätäjoki - Tali	6/ 2000	3381545-6679866
MÄ 6A	Pajamäenoja	6/ 2000	3381170-6679948
MÄ 7	Mätäjoki - Iso-Huopalahti	6/ 2000	3381142-6679787
RE 1	Rekolanoja - Siepporinne	7/ 2000	3394032-6696125
RE 2	Rekolanoja - Savimaantie	7/ 2000	3394244-6696035
RE 3	Rekolanoja - Korso	7/ 2000	3393893-6694889
RE 3A	Kulomäki	7/ 2000	3393584-6692862
RE 4	Rekolanoja - Rekola	7/ 2000	3393583-6692790
RE 5	Rekolanoja - Koivukylä	7/ 2000	3393005-6691740
RE 6	Rekolanoja - Hiekkaharju	7/ 2000	3392652-6690404
RE 7	Rekolanoja - Jokiniemi	7/ 2000	3393356-6689576
P062	Säynäslahdenpuro - Latokartanonkaaren alapuolella	7/ 2001	3390649-6681457
P061	Säynäslahdenpuro - Gardenia	7/ 2001	3390267-6680865
P06	Säynäslahdenpuro	7/ 2001	3389606-6680865
P072	Viikinoja - Malmin hautausmaalta tuleva purohaara	7/ 2001	3391363-6681701
P071	Viikinoja - Kivikosta tuleva purohaara	7/ 2001	3391416-6681682
P07	Viikinoja	7/ 2001	3390959-6680323
ME 1	Mellunkylänpuro - Rajakylä	6/ 2000	3394599-6683989
ME 2	Mellunkylänpuro - kaupunginraja	6/ 2000	3394425-6683989
ME 3	Mellunkylänpuro - Aarrepuiisto	6/ 2000	3395442-6682307
ME 3A	Untamatie	6/ 2000	3395538-6681606
ME 3B	Mellunkylä - Rekitie	6/ 2000	3395715-6681405
ME 4	Mellunkylänpuro - Ojapuiisto	6/ 2000	3395997-6681426
ME 5	Mellunk.puro - Tankovainiontie	6/ 2000	3396275-6680396
ME 5A	Broändanpuro - Melatie	6/ 2000	3396481-6680498
ME 6	Mellunkylänpuro - Varjakanpuiisto	6/ 2000	3396336-6680265
P211	Broändanpuro - Niinisaarentie	7/ 2001	3396925-6680951
P212			
= ME 5A	Broändanpuro - Melatien silta	7/ 2001	3396481-6680498
P213	Broändanpuro - Mellunkylänpuron yhtymäkohdan alapuolella	7/ 2001	3396336-6680265

Taulukko 2. Veden laadun luokitus piilevyhteisöihin perustuvalla pilaantuneisuusindeksillä (IPS) (Eloranta ja Soininen 2002).

Veden laatu	IPS
Erinomainen	>17
Hyvä	15–17
Tyydyttävä	12–15
Välttävä	9–12
Huono	<9

Taulukko 3. Veden laadun luokitus piilevyhteisöihin perustuvalla rehevyysindeksillä (TDI) (Eloranta ja Soininen 2002).

Rehevyystaso	TDI
Niukkatuottoinen eli vähäravinteinen eli oligotrofinen	<7
Oligo-mesotrofinen	7–10
Mesotrofinen	10–13
Meso-eutrofinen	13–16
Runsastuottoinen eli runsasravinteinen eli eutrofinen	>16

Taulukko 4. Piilevälajien saprobian indikaattorityypit.

Saprobiatyyppi	Selite
Oligosaprobi	Vähässä orgaanisen aineen määrässä viihtyvä
Mesosaprobi	Keskimääräisessä orgaanisen aineen määrässä viihtyvä
Polysaprobi	Runsaassa orgaanisen aineen määrässä viihtyvä

Taulukko 5. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristölaboratoriossa tehdyt vesianalyysit.

Analyysi	Menetelmä
lämpötila	lämpömittari
pH	SFS 3021
hapen pitoisuus	SFS 3040
johtokyky	SFS - EN 27888
väriluku	SFS - EN ISO 7887
kiintoaine	SFS - EN 872
alkaaliaste	SFS - EN ISO 9963-1
COD _{Mn}	SFS 3036
typen kokonaispitoisuus	Hapetus NO ₃ :ksi kaliumperokso-disulfaatilla autoklaavissa
fosforin kokonaispitoisuus	Hapetus PO ₄ :ksi kaliumperokso-disulfaatilla autoklaavissa
PO ₄ -fosforin pitoisuus	SFS 3025
lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys	SFS 4088

4 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tässä työssä käytettyjen IPS- ja TDI-piileväindeksien välinen korrelaatio on tilastollisesti erittäin merkitsevä ($r=-0,829$, $n=38$, $p<0,001$). Korrelaatio on negatiivinen, koska TDI-indeksin arvo pienenee ja IPS-indeksin arvo suurenee veden laadun parantuessa.

4.1 Mätäjoki

Mätäjoen veden laatu oli piilevätutkimuksen perusteella tyydyttävä ja tilanne kummankin indeksin perusteella varsin samanlainen (kuvat 4–5). Veden laatu huononi pilaantuneisuusindeksin (IPS) ja ravinteisuutta kuvaavan TDI-indeksin perusteella hitaasti Talia kohti (havaintopaikka MÄ 6). Kummankin indeksin perusteella Mätäjokeen laskevat sivu-uomat olivat päähaaraa heikkolaatuisempia lukuun ottamatta varsin hyväkuntoista Hakuninmaanojaa. TDI-indeksissä näkyy selvästi ravinteiden väheneminen purovedestä Talin alueella. Pajamäenojan yhdyttyä Mätäjokeen Talin jälkeen lähellä Iso-Huopalahtea Mätäjoen vedenlaatu laatu huononi uudelleen. Talin vanhan kaatopaikan valumavedet todennäköisesti aiheuttivat puroveden laadun heikkenemisen. IPS-indeksin keskiarvo oli purossa 12,1 (tyydyttävä) ja TDI-indeksin 11,7 (mesotrofinen eli keskimääräinen tuottavuus).

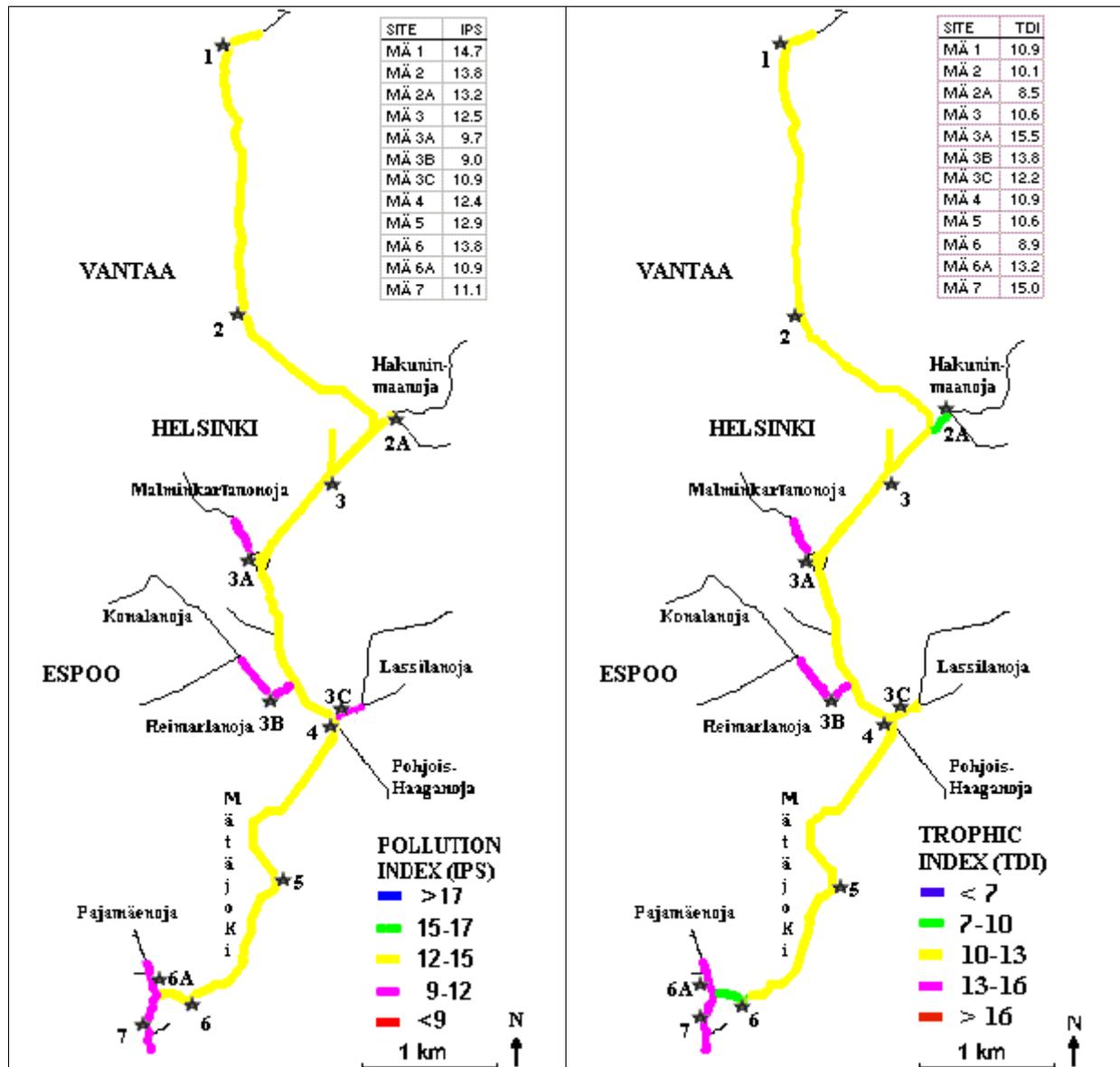
Mätäjoen pääuomassa hallitsevana lajina oli hyvää veden laatua indikoiva *Achnanthes minutissima* (24–44 %) havaintopaikkoja MÄ 2 ja MÄ 7 lukuun ottamatta (taulukko 6). Laji on kuitenkin hyvin yleinen ja ekologisilta vaatimuksiltaan laaja-alainen. MÄ 2:lla esiintyi runsaimpana *Navicula minima* (24 %) ja MÄ 7:lla *N. gregaria* (37 %), jotka molemmat ovat huonon veden laadun indikaattoreita. *N. gregaria* oli yleinen myös huonokuntoisissa sivupuroissa. Hyväkuntoisessa Hakuninmaanojassa (MÄ 2A) esiintyi runsaana *A. minutissima* lisäksi *Fragilaria capucina*, joka on myöskin ekologisilta vaatimuksiltaan laaja-alainen.

Tarkasteltaessa piilevyhteisöjen jakautumista eri trofialuokkiin on Mätäjoen yläjuoksulla jopa viidesosa piilevistä oligotrofian indikaattoreita ja 75 % eutrofian indikaattoreita (kuva 14). Muilla havaintopaikoilla oligotrofian indikaattoreita oli hyvin vähän. Lassilanojan ja Lassilan havaintopaikoilla oligotrofian indikaattoreita ei havaittu lainkaan.

Saprobialuokituksen mukaan valtaosa piilevistä oli mesosaprobeja, mutta polysaprobeja oli 20–35 % (kuva 15).

Valtaosa Mätäjoen piilevyhteisöistä oli korkeassa veden happipitoisuudessa viihtyviä lukuun ottamatta Malminkartanonojan (MÄ 3A) ja Konalanojan (MÄ 3B) havaintopaikkoja, joissa valtaosa piilevistä oli alhaisessa veden happipitoisuudessa viihtyviä (kuva 17). Tämä osoittaa myöskin näiden sivu-uomien huonokuntoisuutta.

Typinmetabolialtaan Mätäjoen piileväyhteisöt olivat suurelta osin typen suhteen autotrofeja (eivät tarvitse orgaanista typpeä), vaikka fakultatiivisesti heterotrofisiakin piileviä esiintyi paikoin varsin paljon (kuva 18). Fakultatiiviset heterotrofit voivat käyttää hyväkseen orgaanisia typpiyhdisteitä.



Kuva 4. Mätäjoen luokituskartta IPS-indeksin mukaan kesällä 2000.

Kuva 5. Mätäjoen luokituskartta TDI-indeksin mukaan kesällä 2000.

Taulukko 6. Mätäjoen havaintopaikoilta laskettujen piilevälaajien runsaus (%). Taulukossa on esitetty ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli ≥ 8 %.

Piilevälaaji	Havaintopaikat											
	1	2	2A	3	3A	3B	3C	4	5	6	6A	7
<i>Achnanthes minutissima</i> ^{h+}	24	19	30	35	10	19	13	29	42	44	14	9
<i>Cymbella hustedtii</i> ^h	8											
<i>Fragilaria capucina</i> ^{h, r}			16									
<i>Gomphonema parvulum</i> ^{p+}					9				15		13	
<i>Navicula gregaria</i> ^r					27		27	15			12	37
<i>N. minima</i> ^{p+}	9	24		21								8
<i>N. seminulum</i> ^p						18						
<i>Nitzschia amphibia</i> ^{p, r}						13						
<i>N. palea</i> ^p											9	
<i>N. tubicola</i>								12				
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> ^{h, r}	19											
<i>Surirella brebissonii</i> ^r			8									
<i>Tabellaria flocculosa</i> ^{h+}		13										

h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

4.2 Rekolanoja

Rekolanoja oli IPS-indeksin perusteella välttävässä (keskiarvo 10,7 ilman havaintopaikkaa RE 3A) kunnossa (kuva 6). Piileväindeksien mukaan vesi oli heikkolaatuista jo ensimmäisellä havaintopaikalla Siepporinteessä ja Nisinojan tuoma huonolaatuinen vesi huononsi sitä edelleen. Kulomäenojan (RE 3A) ansiosta Rekolanojan veden laatu parani puron keskivaiheilla. TDI-indeksin mukaan puro oli rehevä (keskiarvo 16,5 ilman havaintopaikkaa RE 3A) ja Kulomäenojasta virrannut melko vähäravinteinen vesi (TDI-indeksi 9,5) ei juurikaan parantanut pääuoman veden laatua (kuva 7).

Rekolanojassa olivat yleisiä runsasravinteisuutta suosivat *Navicula*-suvun lajit (*N. gregaria*, *N. lanceolata*, *N. minima*, *N. saprophila* ja *N. seminulum*) (taulukko 7). Näistä runsain oli *Navicula minima*. Havaintopaikalla RE 4, Kulomäenojan sivuhaaran alapuolella, oli hallitsevana hyvän veden laadun indikaattori *Achnanthes lanceolata*, joka esiintyi yleisenä myös muilla havaintopaikoilla. Hyväkuntoisessa Kulomäenojassa esiintyivät runsaina *Achnanthes minutissima* ja *Cymbella minuta*, jotka ovat hyvän veden laadun indikaattoreita.

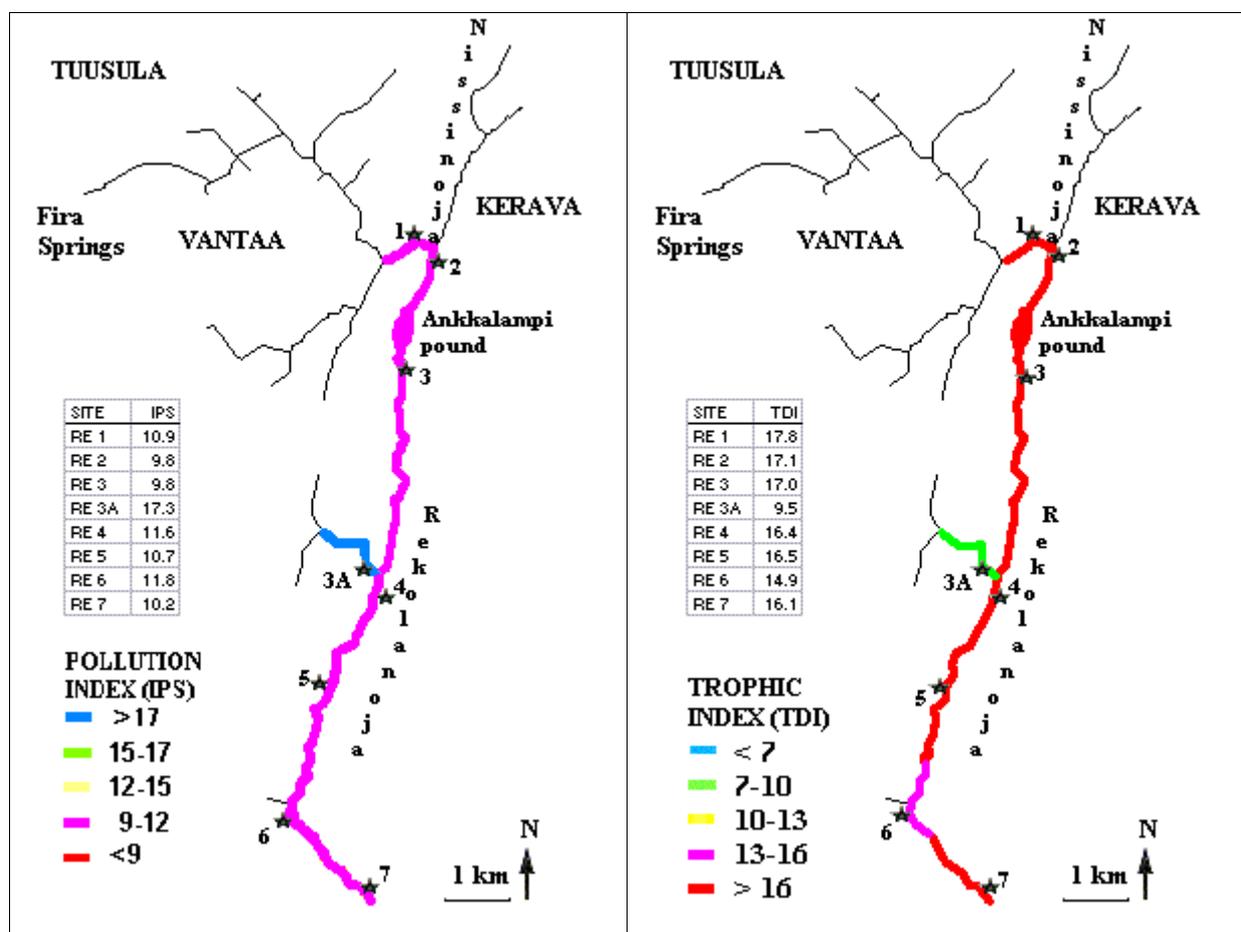
90–95 % Rekolanojan piileväyhteisöjen soluista oli eutrofian indikaattoreita (kuva 14). Muut tutkitut purot eivät olleet näin selkeästi piileväyhteisöltään rehevän veden indikaattoreita. Hyväkuntoisen sivuhaaran, Kulomäenojan, piileväyhteisö oli päähaarasta poikkeava ja siellä eutrofian indikaattoreiden osuus oli noin 75 %.

Saprobialuokituksestaan Rekolanojan piileväyhteisöistä puolet oli polysaprobeja (kuva 15). Tämä oli tutkituista puroista suurin polysaprobisten osuus ja

kertoo puroveden suuresta orgaanisen aineen määrästä. Kulomäenoja poikkesi myös tämän ominaisuuden suhteen ja siellä polysaprobeja oli vain 15 %.

Vähähappisessa vedessä viihtyviä piileviä oli Rekolanojassa yläjuoksulla valtaosa, kun taas alajuoksulla niin keskimääräisissä kuin korkeissa happipitoisuuksissa viihtyviä piileviä oli saman verran (kuva 17).

Rekolanojan piilevistä vain alle puolet oli typpimetaboliaaltaan autotrofeja (kuva 18). Heterotrofeja (tarvitsevat orgaanista tyyppiä) oli vähän, mutta fakultatii-visesti heterotrofeja oli lähes puolet, joka oli enemmän kuin muissa tutkituissa puroissa.



Kuva 6. Rekolanojan luokituskartta IPS-indeksin mukaan kesällä 2000.

Kuva 7. Rekolanojan luokituskartta TDI-indeksin mukaan kesällä 2000.

Taulukko 7. Rekolanojan havaintopaikoilta laskettujen piilevälaajien runsaus (%). Taulukossa on esitettyinä ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli $\geq 8\%$.

Piilevälaaji	Havaintopaikat							
	1	2	3	3A	4	5	6	7
<i>Achnanthes lanceolata</i> ^{h+}	18	10	16		21	9	13	
<i>A. minutissima</i> ^{h+}				32			16	
<i>Cymbella minuta</i> ^h				24				
<i>Navicula gregaria</i> ^r	10					9		11
<i>N. lanceolata</i> ^r								8
<i>N. minima</i> ^{p+}	33	45	28		15	12	10	20
<i>N. saprophila</i> ^p	8					23	22	
<i>N. seminulum</i> ^p			12					

h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

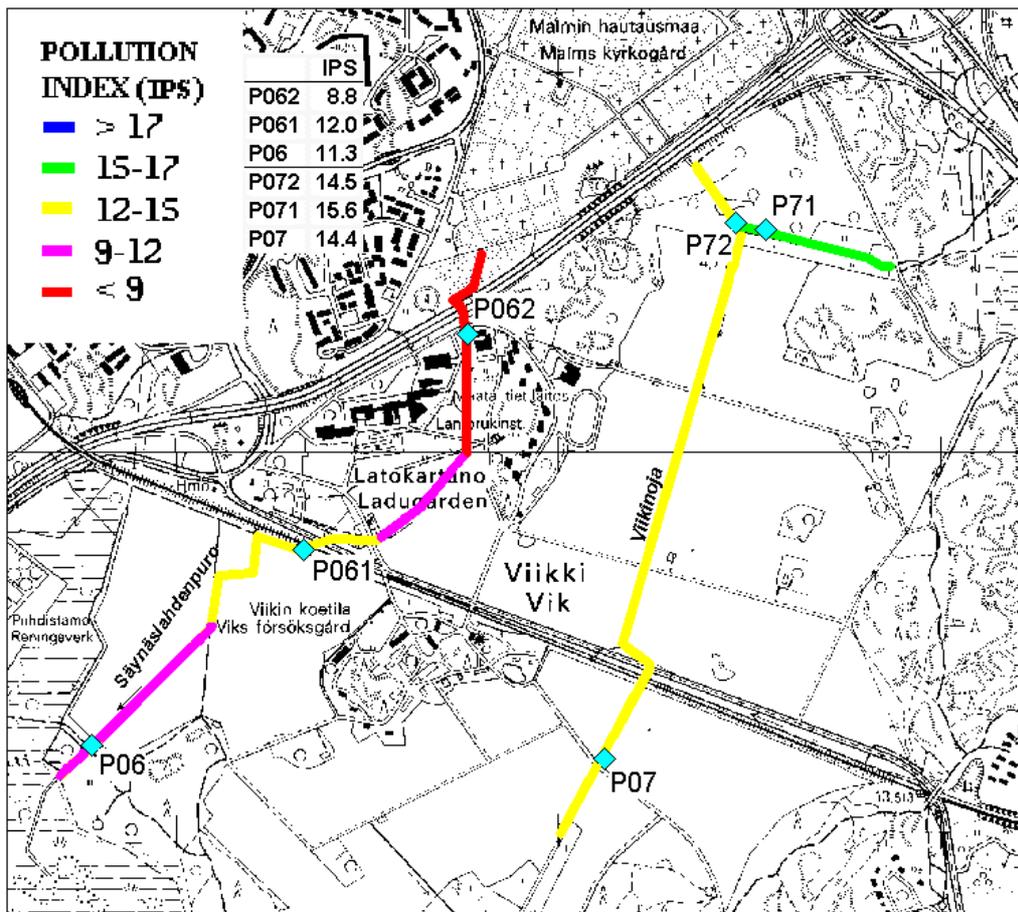
4.3 Viikki

4.3.1 Säynäslahdenpuro

Säynäslahdenpuron veden laatu vaihteli puron eri osissa. IPS- ja TDI-indeksien arvoissa (kuvat 8–9) näkyy samanlainen veden laadun paraneminen alavirtaan. Veden pilaantuneisuutta (orgaanisen aineen määrä, saprobia) kuvaavan IPS-indeksin keskiarvo oli 10,7 (välttävä) ja veden rehevyyttä kuvaavan TDI-indeksin 14,2 (meso-eutrofinen). Lahdenväylän eteläpuolella (P062) IPS-indeksin (8,8) mukaan puron veden laatu oli huono, mikä viittaa suureen orgaaniseen kuormitukseen. Gardenian kohdalla veden laatu oli hieman parempi (IPS-indeksi 12,0 = tyydyttävä). Alajuoksulla veden laatu oli IPS-indeksin mukaan edellistä hieman huonompi. TDI-indeksin mukaan vesi oli yläjuoksulla hyvin rehevää, Gardenian kohdalla melko rehevää ja lähellä Vanhankaupunginlahtea mesotrofista.

Hyvän veden laadun indikaattori *Achnanthes minutissima* oli hallitsevana lajina havaintopaikoilla P06 ja P061 (taulukko 8), mutta vain muutamia soluja laskettiin havaintopaikalla P062. Latvapisteessä P062 hallitsevia lajeja olivat huonon veden laadun indikaattorit *Navicula gregaria*, *N. seminulum* ja *N. saprophila*. Gardenian kohdan havaintopaikalla P061 esiintyi *Achnanthes minutissiman* lisäksi myös huonoa veden laatua indikoivat *Navicula gregaria* ja *N. saprophila*. Alajuoksulla (P06) *Achnanthes minutissima* oli ainoa hallitseva laji, mutta viiden huonon veden laadun indikaattorin runsaus huononsi piileväindeksiarvoa. Tällä havaintopaikalla tavattiin joitakin suolaista vettä suosivia lajeja.

Säynäslahdenpurossa mesosaprobialuokalla oli suurin osuus ja oligosaprobialuokalla oli hyvin pieni osuus (kuva 16). Gardenian havaintopaikalla P061 mesosaprobialuokan osuus oli suurempi kuin kahdella muulla havaintopaikalla. Polysaprobisten lajien osuus väheni latvahavaintopaikalta puron keskivaiheelle tultaessa ja polysaprobisten lajien osuus kasvoi uudestaan kohti alajuoksua.



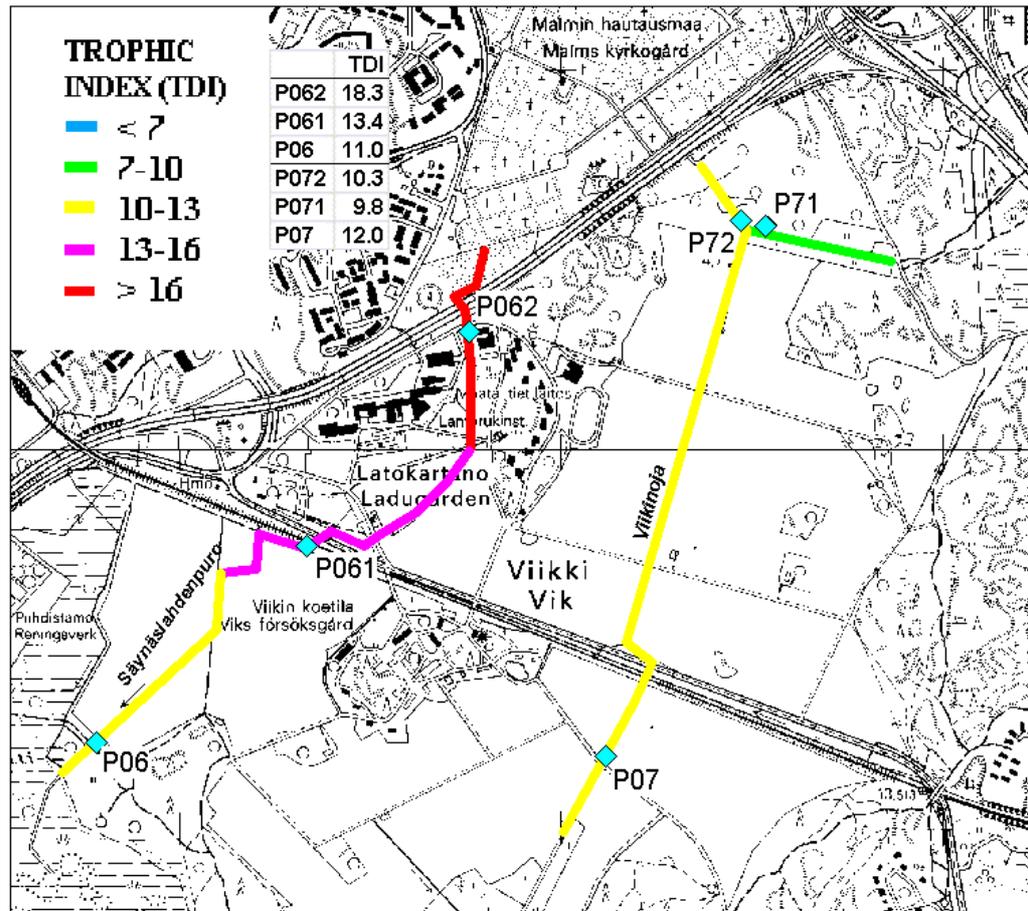
Kuva 8. Säänäslahdenpuron ja Viikinojan luokituskartta IPS-indeksin mukaan kesällä 2001.

Eutrofian indikaattorilajien osuus soluista oli 92 % puron latvahavaintopaikalla ja vastoin odotuksia osuus suureni (95 %) Gardenian kohdalle tullessa (kuva 16). Alajuoksulla eutrofian indikaattorien osuus oli 74 %. Rehevässä vedessä viihtyvien piilevien osuus oli lähes yhtä suuri kuin huonokuntoisessa Rekolanojassa.

Puron latvahavaintopaikalla alhaisia happipitoisuuksia suosivien lajien määrä oli suuri ja vastaavasti korkeaa happipitoisuutta suosivia lajeja oli vähän (kuva 19). Happitilanne vaikuttaisi paranevan tasaisesti alavirtaan.

Kaikilla havaintopaikoilla yli puolet piilevistä oli typpimetabolialtaan N-autotrofeja (kuva 19). Niiden osuus oli sama kuin Rekolanojassa. Fakultatiivisten N-heterotrofien osuus pysyi suhteellisen suurena kaikilla havaintopaikoilla ja N-heterotrofien määrä kaksinkertaistui alajuoksun havaintopaikalla.

Säänäslahdenpuron uoman sijainnin ja valuma-alueen perustella voidaan olettaa, että puroa kuormittavat eniten Malmin hautausmaan eteläpäästä tulevat vedet. Siellä lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien tiheys oli myös suuri, joten puroon pääsee ilmeisesti viemäriverettä. Vesikemiallisten tulosten perusteella fosforipitoisuus oli alajuoksun havaintopaikalla huomattavasti korkeampi kuin yläjuoksun havaintopaikoilla (taulukko 9), joten fosforia on luultavasti



Kuva 9. Säynäslahdenpuron ja Viikinojan luokituskartta TDI-indeksin mukaan kesällä 2001.

Taulukko 8. Säynäslahdenpuron havaintopaikoilta laskettujen piilevälaajien runsaus (%). Taulukossa on esitettyinä ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli ≥ 8 %.

Piilevälaaji	Havaintopaikat		
	P062	P061	P06
<i>Achnanthes lanceolata</i> ^{h+}	10	10	
<i>A. minutissima</i> ^{h+}		25	31
<i>Navicula gregaria</i> ^r	30	23	
<i>N. minima</i> ^{p+}			8
<i>N. saprophila</i> ^p	17	15	
<i>N. seminulum</i> ^p	18		
<i>Nitzschia palea</i> ^p			8

h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

Taulukko 9. Vesikemiallisten analyysien tulokset Säynäslahdenpurosta viikolla 29 heinäkuussa 2001.

Havainto- paikka	pH	O ₂ mg/l	Johto- kyky mS/m	Väri mg Pt/l	Kiinto- aine mg/l	Alkali- teetti mmol/l	COD _{Mn} mg/l	Kok. N µg/l	Kok. P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Lämpö- kest. kolibakt. pmy/100 ml
P062	6,9	9,5	42,1	50	8	1,6	6	2200	110	25	11000
P061	7,0	7,2	44,6	50	15	0,7	4	2100	84	54	550
P06	6,7	4,7	14,5	200	82	0,5	7	1500	190		5600

tullut Viikin koetilan länsipuoleisen pellon valumavesistä. Korkeat orgaanisen aineen ja ravinteiden määrät kuluvat matkan aikana biologisiin toimintoihin. Tämän puron veden laatua kannattaa seurata jatkossakin, määrittää kuormituslähteet ja yrittää vähentää ravinnekuormitusta. Eräs mahdollisuus parantaa veden laatua on rakentaa välialtaita, joissa ravinteet kuluvat biologiseen tuotantoon.

Säynäslahdenpuron vesikemiallisia tuloksia (taulukko 9) verrattiin myös Suomen ympäristökeskuksen vesien yleisen käyttökelpoisuusluokituksen luokkarajoihin. Havaintopaikalla P062 vesi oli värin mukaan laadultaan erinomaista ja muilla havaintopaikoilla välttävää–huonoa. Kokonaisfosforipitoisuuden mukaan vesi oli Gardenian kohdalla välttävää ja muilla havaintopaikoilla huonoa. Suolistoperäisten bakteerien määrän perusteella purovesi oli huonolaatuista. Käyttökelpoisuusluokitus ja piilevämenetelmä antavat Säynäslahdenpuron veden laadusta tälle ajankohdalle lähes samanlaisen kuvan.

4.3.2 Viikinoja

Viikinojan kaikilla havaintopaikoilla veden likaantumisindeksi IPS oli luokkaa tyydyttävä (keskiarvo 14,8) (kuva 8). Rehevyysindeksin TDI keskiarvo oli 10,7 (mesotrofinen) ja rehevyys kasvoi Viikintien eteläpuolella olevalle havaintopaikalle tullessa. Kivikosta tulevan itäisen haaran virtaama oli suurempi ja veden laatu parempi verrattuna Malmin hautausmaalta päin tulevaan puron haaraan. Veden laadun heikkeneminen alajuoksua kohti johtui ilmeisimmin Viikin koetilan pohjoispuolella olevista pelloista sekä Malmin hautausmaalta tulevasta huonolaatuisesta vedestä.

Hallitsevina lajeina olivat hyvän veden laadun indikaattorit *Achnanthes minutissima*, *A. oblongella* ja *Fragilaria capucina* sekä tyydyttävän veden laadun indikaattori *Navicula gregaria* (taulukko 10). Havaintopaikalla P071 veden laatu oli hieman parempi kuin muilla havaintopaikoilla (*Achnanthes oblongella* > 61 %).

Kaksi kolmasosaa piilevistä oli havaintopaikoilla P072 ja P07 mesosaprobeja (kuva 16). Kivikon haaran havaintopaikalla oli saman verran oligosaprobeja, mikä kertoo puron hyväkuntoisuudesta tällä paikalla. Polysaprobeja oli vähemmän kuin muissa tutkituissa puroissa keskimäärin.

Rehevässä vedessä viihtyviä piileviä oli Viikinojassa vähemmän kuin Säynäslahdenpurossa (kuva 16). Eniten eutrofian indikaattoreita tavattiin havaintopaikoilla P072 ja P07. Hyväkuntoisessa Kivikon haarassa oli jopa 76 % piilevistä vähäravinteisessa vedessä viihtyviä.

Valtaosa piilevistä vaati korkeaa veden happipitoisuutta ja ne olivat typen suhteen autotrofeja (kuva 19).

Taulukko 10. Viikinojan havaintopaikoilta laskettujen piilevälaajien runsaus (%). Taulukossa on esitettyinä ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli ≥ 8 %.

Piilevälaaji	Havaintopaikat		
	P072	P071	P07
<i>Achnanthes minutissima</i> ^{h+}	31	8	13
<i>A. oblongella</i> ^h		62	15
<i>Fragilaria capucina</i> ^{h, r}	22		30
<i>Navicula gregaria</i> ^r	15		19

h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

Taulukko 11. Vesikemiallisten analyysien tulokset Viikinojassa viikolla 29 heinäkuussa 2001.

Havaintopaikka	pH	O ₂	Johtokyky	Väri	Kiintoaine	Alkali-teetti	COD _{Mn}	Kok. N	Kok. P	PO ₄ -P	Lämpökest. kolibakt.
		mg/l	mS/m	mg Pt/l	mg/l	mmol/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	pmy/100 ml
P072	6,9		45,1	50	4,4	0,8	4	2000	8	85	1800
P071	7,2	8,9	22,5	200	72	0,7	12	1900	42	30	25000
P07	7,5	8,1	23,2	200	48	1,3	10	1800	110	39	19000

Viikinojan vesikemiallisia tuloksia (taulukko 11) verrattiin vesien yleiseen käyttökelpoisuusluokitukseen. Väriin perusteella purovesi oli havaintopaikalla P072 hyvää ja muilla havaintopaikoilla välttävää-huonoa. Kokonaisfosforin mukaan P072:n vesi oli erinomaista, Kivikon haaran vesi (P071) tyydyttävää ja P07:n vesi huonoa. Lämpökestoisten kolimuotoisten bakteerien määrän mukaan purovesi on kaikilla havaintopaikoilla huonoa. Vesikemiallisten analyysien perusteella Kivikon purohaarasta tuleva vesi oli huonolaatuisempaa kuin Malmin hautausmaalta päin tulevan purohaaran vesi. Piilevätutkimuksen mukaan tilanne näyttäisi kuitenkin olevan päinvastoin. Tulosten erilaisuutta voi selittää se, että piilevät reagoivat veden laadun muutokseen muutaman päivän jälkeen kun taas vesikemiallinen analyysi kuvaa puroveden hetkellistä tilannetta.

4.4 Itä-Helsinki

4.4.1 Mellunkylänpuro

Mellunkylänpuron latvaosa oli IPS-indeksin mukaan hyvässä kunnossa, mutta puron veden laatu heikkeni kohti Vartiokylänlahtea lähinnä yläjuoksulla sijaitsevan siirtolapuutarhan ja asutusalueen valumavesien ja sivu-uomien tuoman heikkolaatuisemman veden takia (kuva 10). Viimeisen sivu-uoman, Broändanpuron, tuoma vesi oli kuitenkin Mellunkylänpuron vettä parempilaatuista. TDI-indeksi antamat tulokset olivat samansuuntaiset (kuva 11). IPS-indeksin keskiarvo oli purossa 12,7 (tyydyttävä) ja TDI-indeksin 9,7 (oligo-mesotrofinen).

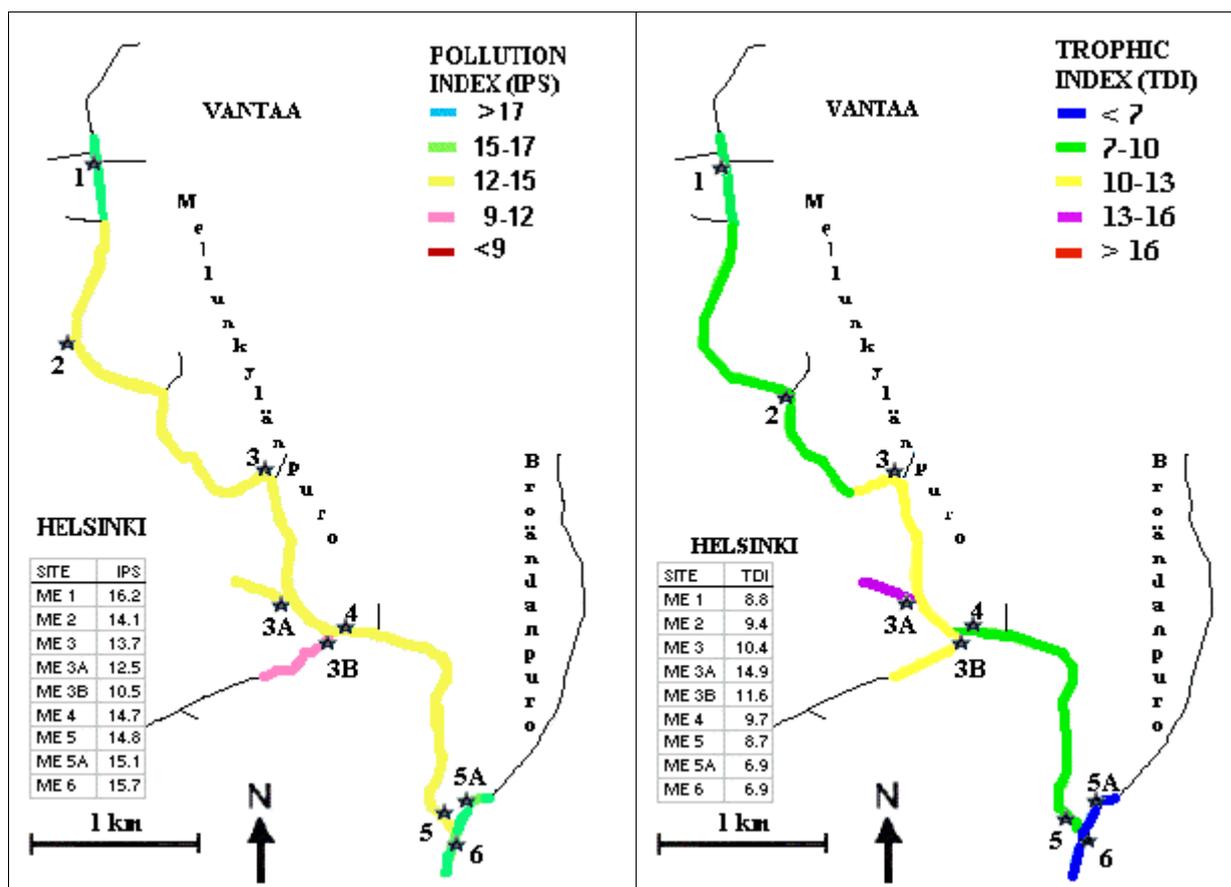
Purossa esiintyi valtalajina *Achnanthes minutissima* (taulukko 12). Jonkin verran esiintyi myös rehevän veden indikaattoria *Navicula gregariaa*, joka oli sivu-uoman havaintopaikalla 3A valtalaji. Kesällä 2001 Mellunkylänpuron alajuoksulla (P213) valtalajina oli *Cymbella silesiaca*, joka on hyvän veden laadun indikaattori.

Valtaosa (noin 70 %) Mellunkylänojan piilevistä kuului mesosaprobialuokkaan (kuva 14). Kesällä 2001 tilanne oli lähes sama havaintopaikalla P213 (=ME 6) (kuva 16).

Eutrofisissa oloissa elävien piilevien osuus kasvoi puron alajuoksua kohti ja niiden osuus oli suurin huonokuntoisissa sivuhaaroissa (kuva 15). Kesällä 2001 eutrofisten levien osuus oli laskenut 57 %:iin (kuva 16), kun se edellisellä kesänä oli noin 75 % havaintopaikalla ME 6 (=P213).

Yläjuoksulla kolmasosa piilevistä viihtyi matalassa veden happipitoisuudessa, mutta alajuoksulla alle 20 % (kuva 17). Sivuhaaran havaintopaikalla ME 3B puolet piilevistä viihtyi matalassa happipitoisuudessa. Kesällä 2001 korkeassa happipitoisuudessa viihtyvien osuus oli pienentynyt ja korvautunut keskimääräisissä happioloissa viihtyvillä levillä havaintopaikalla ME 6 (=P213) (kuva 19).

Mellunkylänojan piilevistä typpimetabolialtaan autotrofeja oli noin 80 % (kuva 18).



Kuva 10. Mellunkylänpuron luokituskartta IPS-indeksin mukaan kesällä 2000.

Kuva 11. Mellunkylänpuron luokituskartta TDI-indeksin mukaan kesällä 2000.

Taulukko 12. Mellunkylänpuron havaintopaikoilta laskettujen piilevälaajien runsaus (%) kesällä 2000. Taulukossa on ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli $\geq 8\%$. Havaintopaikkojen 6 ja P213 sijainti on sama.

Piilevälaaji	Havaintopaikat										
	1	2	3	3A	3B	4	5	5A	6	P213*	
<i>Achnanthes minutissima</i> ^{h+}	46	26	46	11	33	46	49	57	60	23	
<i>A. oblongella</i> ^h								11			
<i>Cymbella silesiaca</i> ^{h+}										32	
<i>C. sinuata</i> ^{h+}						9					
<i>Fragilaria capucina</i> ^{h, r}	22	19									
<i>Gomphonema parvulum</i> ^{p+}	13				9	9					
<i>Navicula gregaria</i> ^r		8	11	36		9	10			10	
<i>N. minima</i> ^{p+}					8						
<i>N. seminulum</i> ^p					18						

h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

* = tulokset havaintopaikalta P213 ovat kesältä 2001.

4.4.2 Broändanpuro

Broändanpuron vesi oli IPS-indeksin mukaan erinomaista yläjuoksulla ja hyvää puron yhtyessä Mellunkylänpuroon (kuvat 12). Tasaisen korkeat IPS-arvot viittaavat siihen, että puroon ei tule matkalla orgaanista kuormitusta. TDI-indeksin arvot suurenevät alavirtaan mentäessä, joten ravinteita tulee matkan varrelta. Yläjuoksulla puro on oligotrofinen ja alajuoksulla oligo-mesotrofinen. Broändanpuro oli tutkituista puroista piileväindeksien mukaan arvioituna veden laadultaan paras. Verrattaessa havaintopaikalla P 212 (=ME 5A) kesän 2000 tuloksia seuraavaan kesään oli paikka kesällä 2001 indeksiarvojen mukaan hieman huonommassa kunnossa.

Broändanpuron havaintopaikoilla oli kaksi selvästi hallitsevaa lajia, joiden osuus oli yli 53 % kaikista piilevistä. Hallitsevat lajit (*Achnanthes minutissima*, *Achnanthes oblongella* ja *Cymbella silesiaca*) ovat hyvän veden laadun indikaattoreita (taulukko 13).

Tutkittujen purojen havaintopaikoista P212:lla oli suurin (53 %) oligosaprobisten (kuva 16) ja oligotrofisten (78 %) piilevien osuus, mikä kertoo puron hyvästä kunnosta. Kesällä 2000 oligosaprobisia piileviä oli vain 15 %, kun mesosaprobisia oli seuraavaa kesää paljon enemmän (kuva 14). Oligotrofisia oli kesällä 2000 40 %.

Yli 90 % piilevistä vaati korkeaa veden happipitoisuutta ja levistä oli tyypime-taboliaaltaan autotrofeja niin kesällä 2000 kuin 2001 (kuvat 17–19).

Vesikemiallisten analyysien perusteella ravinnepitoisuudet suurenevät havaintopaikan P211 jälkeen (taulukko 14). Tämä voi johtua puron vieressä olevan siirtolapuutarhan valumavesistä. Lämpökestoisten kolibakteerien määrä nousee jyrkästi ensimmäisen havaintopaikan (P211) jälkeen. Jatkossa kannattaisi selvittää Broändanpuroon tulevien viemärien ja ojien veden laatu, sillä bakteeritulosten perusteella puroon tulee ulosteperäistä kuormitusta.

Väriluvun mukaan yläjuoksun havaintopaikka (P211) kuuluu vesien yleisen käyttökelpoisuusluokituksen mukaan laadultaan erinomaiseen luokkaan ja muut havaintopaikat hyvään. Kokonaisfosforipitoisuuden mukaan kaikki havaintopaikat kuuluvat luokkaan välttävä. Lämpökestoisten koliformisten bakteerien määrän perusteella yläjuoksu kuuluu luokkaan tyydyttävä ja muut havaintopaikat luokkaan huono. Broändanpuro oli käyttökelpoisuusluokituksen mukaan huonommassa kunnossa kuin piilevämenetelmän perusteella. Tähän saattoi vaikuttaa se, että vesikemiallisiin tulokset kertovat puroveden hetkellisestä laadusta. Kaikkia käyttökelpoisuusluokituksen kuuluvia muuttujia ei myöskään ollut käytettävissä, eikä luokituksen kuulu kuin osa tutkituista vesikemiallisista analyyseistä. Merkittävintä lienee kuitenkin se, että käyttökelpoisuusluokitus on tarkoitettu järvi-, joki- ja merivesien luokitteluun ja sen käyttö purovesien veden laadun arviointiin on epävarmaa.

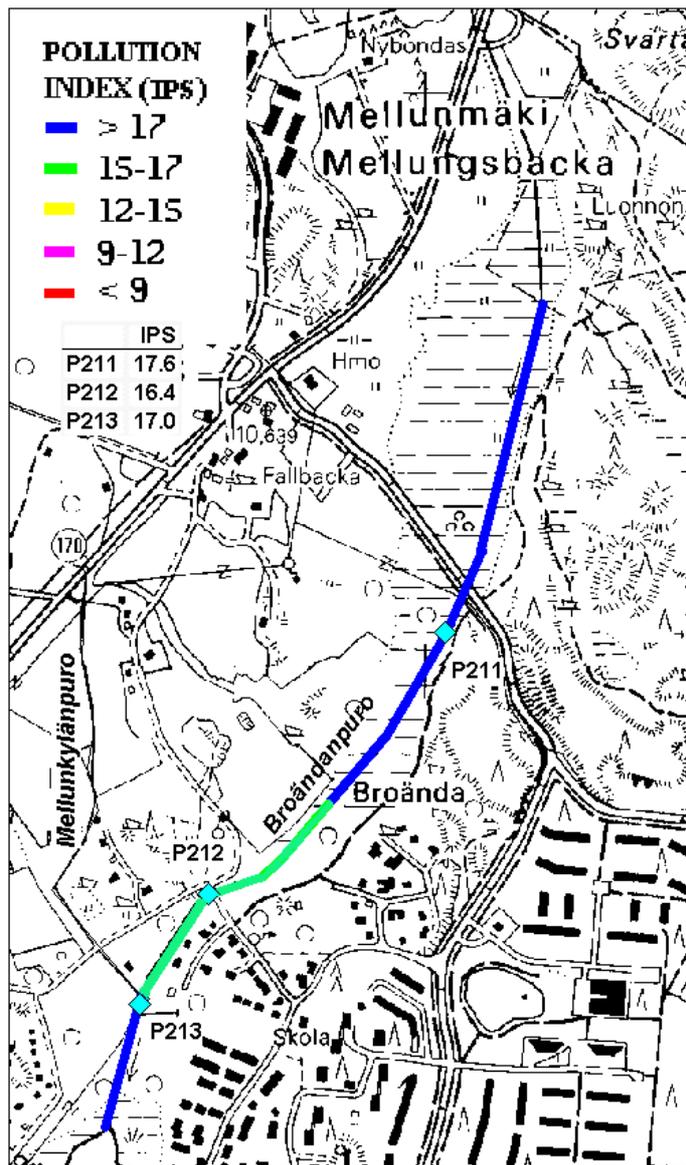
Taulukko 13. Broändanpuron havaintopaikoilta laskettujen piilevälajien runsaus (%). Tulokset havaintopaikoilla P211–P213 ovat kesältä 2001, muut kesältä 2000. Havaintopaikat 5A ja P212 sekä 6 ja P213 ovat sijainniltaan samoja. Taulukossa on ne lajit, joiden suhteellinen osuus oli $\geq 8\%$.

Piilevälaji	Havaintopaikat				
	5A	P212	6	P213	P211
<i>Achnanthes minutissima</i> ^h	57	48	60	23	51
<i>A. oblongella</i> ^h	11	27			30
<i>Cymbella silesiaca</i> ^h				32	
<i>Navicula gregaria</i> ^r				10	

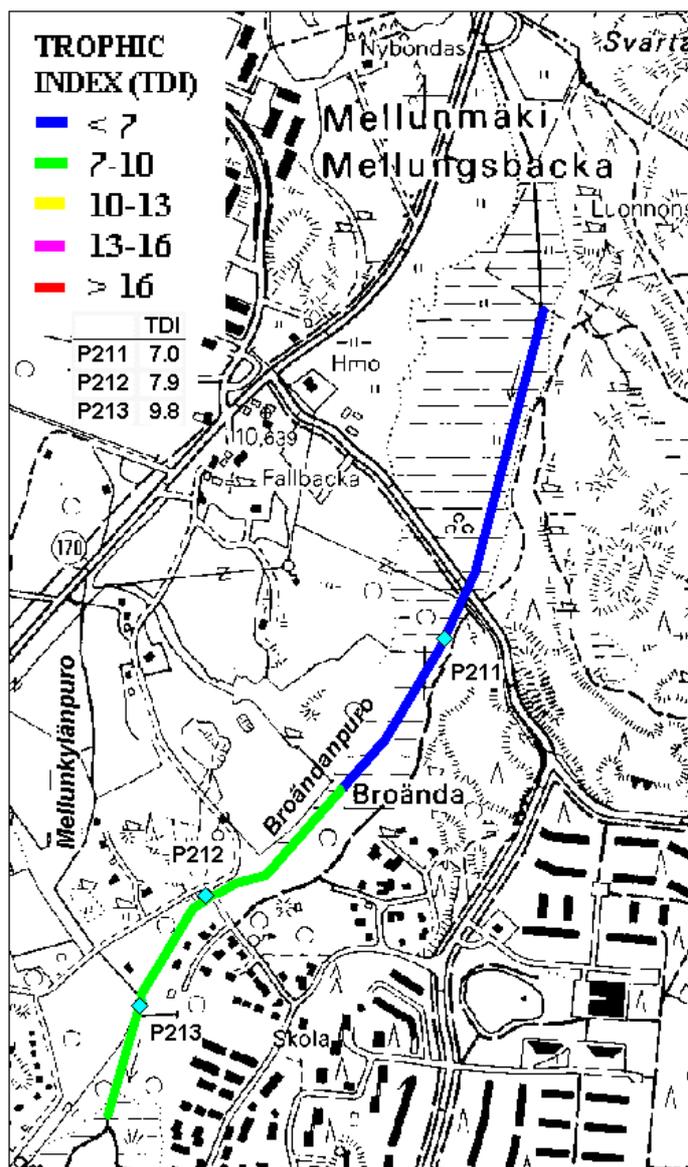
h = hyvän (~ vähän orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori, p = huonon (~ paljon orgaanista ainetta) veden laadun indikaattori IPS-indeksien mukaan sekä r = rehevän veden indikaattori ja + = tolerantti Hoffmannin (1994) mukaan.

Taulukko 14. Vesikemiallisten analyysien tulokset Broändanpurossa viikolla 29 heinäkuussa 2001.

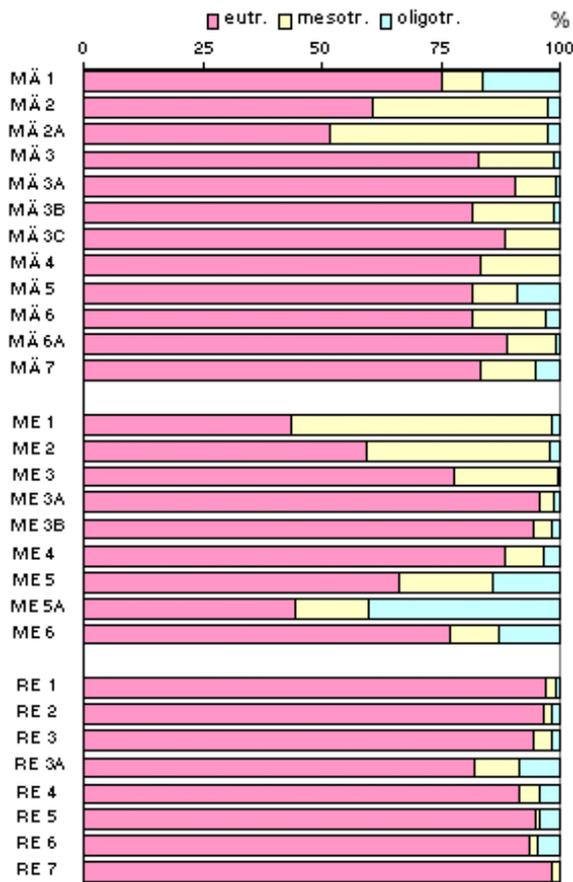
Havaintopaikka	pH	O ₂	Johtokyky	Väri	Kiintoaine	Alkali-teetti	COD _{Mn}	Kok. N	Kok. P	PO ₄ -P	Lämpökest. kolibakt.
		mg/l	mS/m	mg Pt/l	mg/l	mmol/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	pmy/100 ml
P211	7,8	9,2	105,5	30	3,2	3,1	4	520	52	22	71
P212	7,2	4,9	51,2	50	7,7	1,6	7	1000	76	27	1900
P213	7,1	8,2	21,1	60	14	0,7	8	1300	79	28	3200



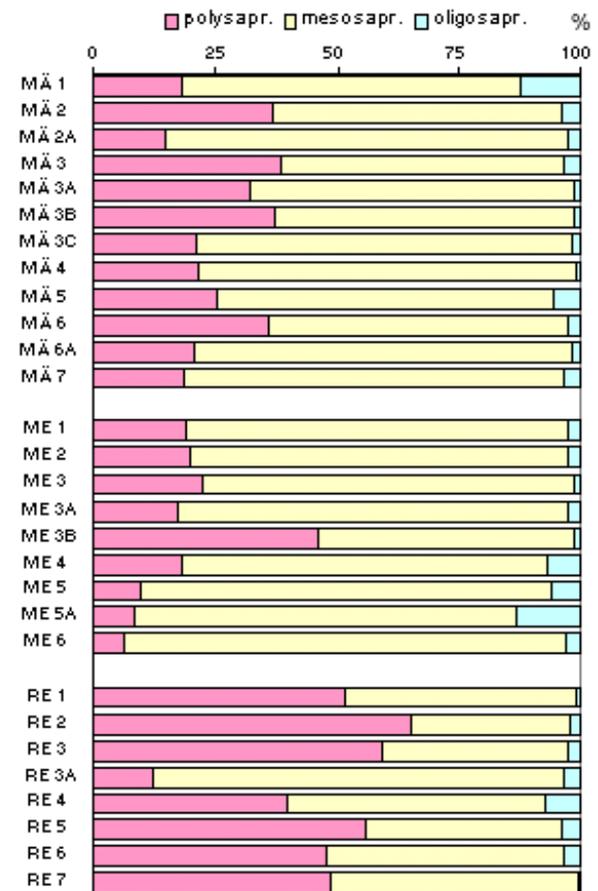
Kuva 12. Broändanpuron luokituskartta IPS-indeksin mukaan kesällä 2001.



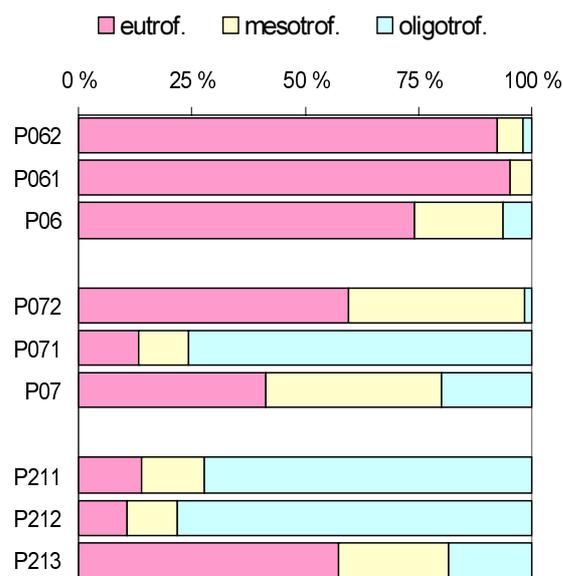
Kuva 13. Broändanpuuron luokituskartta TDI-indeksin mukaan kesällä 2001.



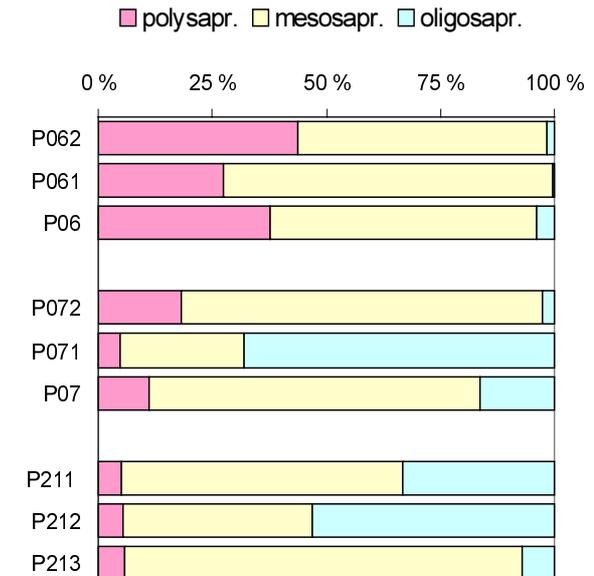
Kuva 14. Mätäjoen (MÄ), Mellunkylänpuron (ME) ja Rekolanojan (RE) piilevyyhteisöjen jakautuminen trofiaaluokkiin (Van Dam ym. 1994) kesän 2000 tulosten mukaan.

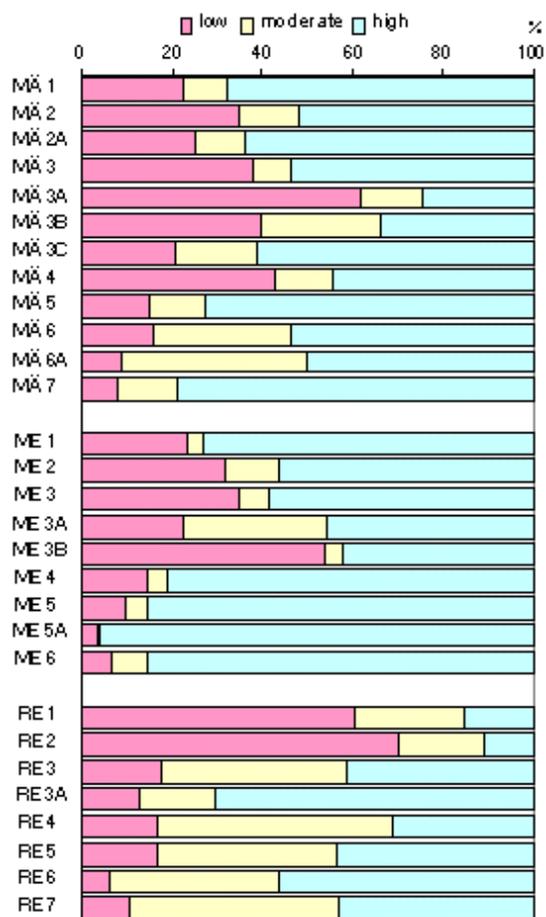


Kuva 15. Mätäjoen (MÄ), Mellunkylänpuron (ME) ja Rekolanojan (RE) piilevyyhteisöjen jakautuminen saprobialuokkiin (Van Dam ym. 1994) kesän 2000 tulosten mukaan.

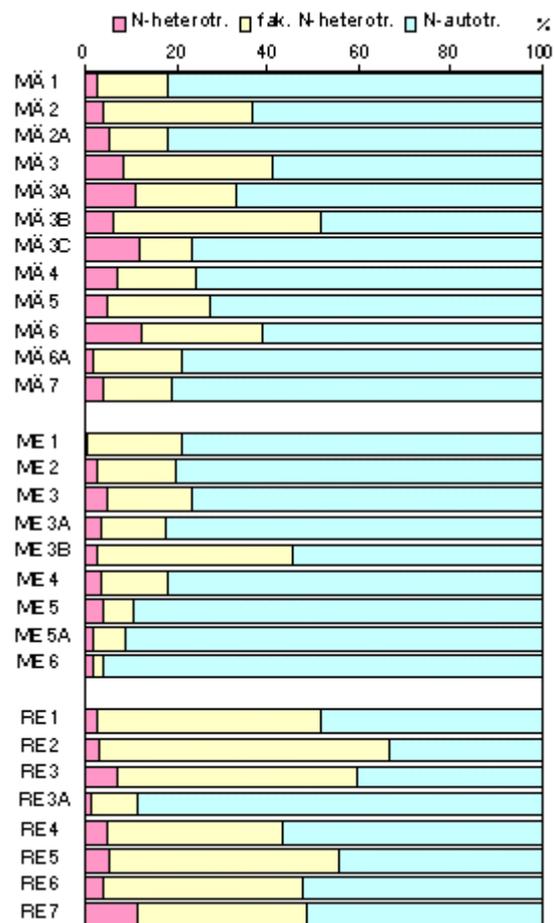


Kuva 16. Säynäslahdenpuron, Viikinojan ja Broändanpuron piilevyyhteisöjen jakautuminen trofia- ja saprobialuokkiin (Van Dam ym. 1994) kesän 2001 tulosten mukaan.

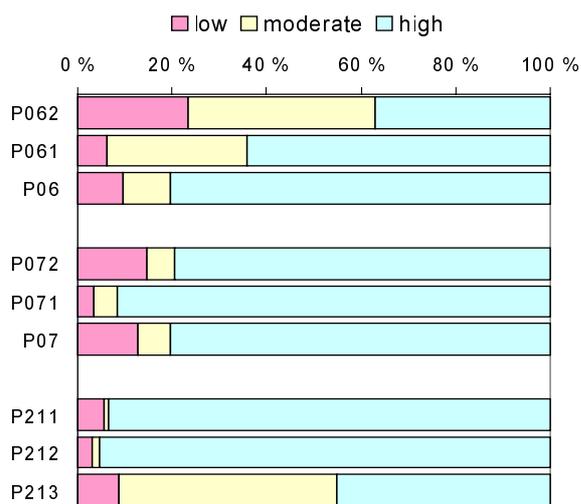




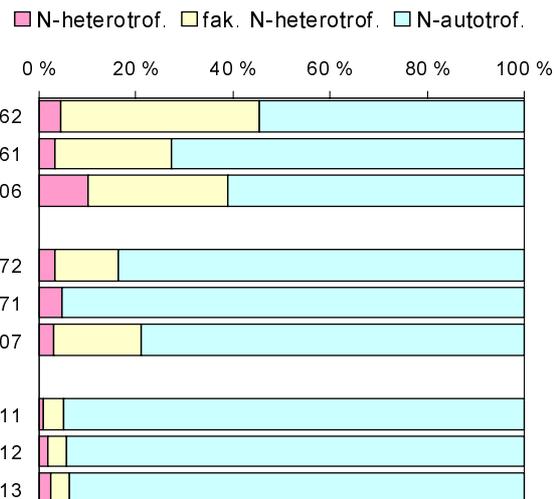
Kuva 17. Mätäjoen (MÄ), Mellunkylänpuron (ME) ja Rekolanojan (RE) piileväyhteisöjen jakautuminen happivaatimusten suhteen (Van Dam ym. 1994) kesän 2000 tulosten mukaan.



Kuva 18. Mätäjoen (MÄ), Mellunkylänpuron (ME) ja Rekolanojan (RE) piileväyhteisöjen jakautuminen typpimetabolian suhteen (Van Dam ym. 1994) kesän 2000 tulosten mukaan.



Kuva 19. Säynäslahdenpuron, Viikinojan ja Broändanpuron piileväyhteisöjen jakautuminen luokkiin happivaatimusten ja typpimetabolian suhteen (Van Dam ym. 1994) kesän 2001 tulosten mukaan.



5 Johtopäätökset

Piilevämenetelmällä saadut tulokset vaikuttivat luotettavilta ja menetelmä toimivalta. Saadut monivärikartat olivat visuaalisesti selkeitä ja helposti ymmärrettäviä. Menetelmän käyttö vaatii kuitenkin taitoa tunnistaa satoja piileviä mikroskooppisesti ja korkealaatuisen mikroskoopin.

Piilevämenetelmä on kehitetty pääasiassa ulkomailla, joten se ei kaikilta osin sovellu Suomen oloihin. Suomessa piilevämenetelmää on testattu virtavesissä, mutta tutkimuksia muista kaupunkipuroista ei ole vielä tehty.

Virtavesissä veden laatu voi muuttua nopeasti muun muassa säiden ja kuormituksen muuttuessa. Fysikaalis-kemialliset analyysit kertovat hetkellisestä veden laadusta. Kolmesta purosta otettiin vesinäytteitä ja puron veden laatua pyrittiin arvioimaan myös vesien käyttökelpoisuusluokituksen avulla. Tulokset eivät aina vastanneet piilevämenetelmällä saatua kuvaa puroveden tilasta. Vertailu oli kuitenkin laajuudeltaan niin suppea, että mitään johtopäätöksiä menetelmien eroista ei voitu johtaa.

Piileväyhteisöt reagoivat veden laadussa tapahtuneeseen muutokseen viikonparin aikajänteellä. Kun näytteenotto ajoitetaan vähän veden aikaan, saadaan pistekuormittajien vaikutus veden laatuun esille. Hajakuormituksen vaikutusta voisi mahdollisesti tutkia erikseen tutkimuksella kevätmaksimin aikaan.

Jatkossa tutkimuksessa esiin tulleet purojen päästölähteet tulisi poistaa ja seuranta laajentaa koskemaan määrävuosina kaikkia Helsingin puroja.

6 Kirjallisuus

Cajander, H. 1950: Puro- ja ojavesitutkimukset 1949. – Raportti katurakennuspäällikölle. Julkaisematon. Helsingin kaupunki.

CEMAGREF 1982: Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon - Agence financière de Bassin Rhone - Méditerranée - Corse, Pierre - Benite, 218 s.

Ekholm, M. 1993: Suomen vesistöalueet. – Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisu A 126. 166 s.

Eloranta, P. 1991: Use of algae for monitoring rivers in Finland. Teoksessa: Whitton, B.A., Rott, E., Friedrich, G. (toim.): Use of Algae for Monitoring Rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 71–74.

Eloranta, P. 1999a: Applications of diatom indices in Finnish rivers. Teoksessa: Prygiel, J., Whitton, B.A. & Bukowska, J. (toim.): Use of algae for monitoring rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai: 138–144.

Eloranta, P. 1999b: Biologinen monitorointimenetelmä Vantaanjoen veden laadun kuvaajana. – Vesitalous 2/1999: 8–11.

Eloranta, P. 2000: Suomen makeaveden piilevät ja niiden käyttö vesien monitoroinnissa. Opetusmoniste. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristön-suojelun laitos. Helsinki.

- Eloranta, P. & Andersson, K. 1998: Diatom indices in water quality monitoring of some South-Finnish rivers. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1213–1215.
- Eloranta, P. & Kwandrans, J. 1999: Biologinen monitorointimenetelmä Vantaanjoen veden laadun kuvaajana. - *Vesitalous* 40 (2): 8–11.
- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002: Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. - *J. Appl. Phycol.* 14: 1–7.
- Jalava, H. 1987: Helsingin purot. – Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 5/1987. 97 s.
- Kelly, M. & Whitton, B. A. 1995: The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. - *J. Appl. Phycol.* 7: 433–444.
- Kelly, M. G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindstrøm, E.-A., Leitao, M., Marvan, P., Padisák, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., van Dam, H. & Vizinet, J. 1998: Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. – *J. Appl. Phycol.* 10: 215–224.
- Ketola, T. 1998: Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä. - Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/98. Helsinki: 46 s.
- Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J. 1993: "OMNIDIA": A software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. - *Hydrobiologia* 269/270: 509–513.
- Risco, N. 2001: Use of benthic diatoms to evaluate the water quality of three city brooks of Helsinki (Mätäjoki, Mellunkylänpuro and Rekolanoja). - Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. Helsinki.
- Ruth, O. 1998: Mätäjoki – nimeään parempi. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/98. 119 s.
- Ruth, O. & Tikkanen, M. 2001: Purojen Helsinki – Virtaava vesi kaupungin kahleissa. – Teoksessa: Laakkonen, S. ym. (toim.): Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ympäristön muutos 1800- ja 1900-luvuilla. Edita Oyj. Helsinki.
- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994: A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. - *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 28 (1): 117–133.