



HELSINGIN KAUPUNGIN

YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA

Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä



Turo Ketola

Helsinki 1998



Turo Ketola

VEDEN LAATU JA AINEKULJETUS MELLUNKYLÄNPUROSSA,
ITÄ-HELSINGISSÄ

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 1998

Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä

Sisällysluettelo

Tiivistelmä

Sammandrag

Summary

1. Johdanto	1
1.1 Tutkimuksen tavoite	1
1.2 Tutkimusalueen sijainti	1
2. Tutkimusaineisto ja -menetelmät	2
2.1 Taustatiedot	2
2.1.1 Karttatulkinnat	2
2.1.2 Ilmastotiedot	3
2.2 Näytteenottokohtien valinta	3
2.3 Virtaaman mittaus	4
2.4 Kiintoaineen määrittäminen	4
2.5 Orgaanisen kiintoaineen määrittäminen	5
2.6 Liuenneiden aineiden määrittäminen	5
2.7 Alkuainemäärittäykset	5
2.8 Veden lämpötilan ja happipitoisuuden mittaaminen	6
2.9 Määrittäykset Helsingin kaupungin ympäristölaboratoriossa	6
3. Tutkimusalueen kuvaus	7
3.1 Historiaa	7
3.2 Purouoma nykyisin	7
3.3 Maaperä- ja korkeussuhteet	8
3.4 Maankäyttö	9
4. Sääolot ja virtaama	9
4.1 Sääolot tutkimusjaksolla	9
4.2 Virtaaman mittaus	10
4.3 Virtaaman kuukausittaiset vaihtelut	10
4.4 Virtaaman vuorokautiset vaihtelut	11
4.5 Virtaaman hetkelliset vaihtelut	11
4.6 Virtaama Broändanpurossa	12
5. Kiintoaine ja liuenneet aineet	13
5.1 Pitoisuuksien vuodenaikaiset vaihtelut	13
5.1.1 Kiintoaine	13
5.1.2 Liuenneet aineet	14
5.2 Pitoisuuksien vaihtelut lyhyinä ajanjaksoina	15
5.2.1 Kiintoaine	15
5.2.2 Liuenneet aineet	17
5.3 Pitoisuuksien vaihtelut eri näytteenottoaikojen välillä	18
5.3.1 Kiintoaine	18
5.3.2 Liuenneet aineet	19
5.4 Ainekuljetus	20
5.4.1 Kiintoaine	20
5.4.2 Liuenneet aineet	21

5.5	Orgaaninen kiintoaine	22
6.	Veden laatu	22
6.1	Sähkönjohtavuus	22
6.2	pH	23
6.3	Sameus	24
6.4	Happipitoisuus	24
6.5	Kemiallinen hapenkulutus	26
6.6	Lämpötila	26
7.	Alkali- ja maa-alkalimetallit	27
7.1	Taustaa	27
7.2	Alkalimetallit	27
7.2.1	Natrium (Na)	27
7.2.2	Kalium (K)	28
7.3	Maa-alkalimetallit	29
7.3.1	Kalsium (Ca)	29
7.3.2	Magnesium (Mg)	30
8.	Indikaattoribakteerit	31
8.1	Taustaa	31
8.2	Indikaattoribakteerien lähteet luonnossa	31
8.3	Indikaattoribakteerit virtaavissa vesissä	31
8.4	Indikaattoribakteerit Mellunkylänpurossa	32
8.4.1	Lämpökestoiset koliformiset bakteerit pisteessä 1	32
8.4.2	Lämpökestoiset koliformiset bakteerit eri näytteenottopisteissä	33
8.4.3	Fekaaliset streptokokit pisteessä 1	34
8.4.4	Fekaaliset streptokokit eri näytteenottopisteissä	35
9.	Typpi ja fosfori	36
9.1	Typen ja fosforin merkitys vesiekosysteemissä	36
9.2	Typen ja fosforin esiintymismuodot vesiekosysteemissä	36
9.3	Typen ja fosforin lähteet vesistöihin	37
9.4	Typen ja fosforin kokonaiskulkeuman mittaamisesta	37
9.5	Typpi Mellunkylänpurossa	37
9.5.1	Typpipitoisuuden keskikonsentraatiot	37
9.5.2	Typpipitoisuuden vuodenaikaiset vaihtelut	38
9.5.3	Typpipitoisuuden vaihtelut eri näytteenottopisteiden välillä	38
9.6	Fosfori Mellunkylänpurossa	39
9.6.1	Fosforipitoisuuden keskikonsentraatiot	39
9.6.2	Fosforipitoisuuden vuodenaikaiset vaihtelut	40
9.6.3	Fosforipitoisuuden vaihtelut eri näytteenottopisteiden välillä	40
10.	Yhteenveto	40
	Kirjallisuus	42
	Kiitokset	46

TIIVISTELMÄ

Tässä tutkimuksessa selvitettiin Itä-Helsingissä sijaitsevan Mellunkylänpuuron virtaamaa, ainekuljetusta ja veden laatua vuoden (1.7.1995 - 30.6.1996) kestäneen seurannan avulla. Viikoittaisista vesinäytteistä analysoitiin veden kuljettaman kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuus, typen ja fosforin pitoisuus eri muodoissaan sekä tärkeimpien indikaattoribakteerien määrä. Lisäksi viikoittaisista vesinäytteistä määritettiin veden pH, sähkönjohtavuus, lämpötila ja happipitoisuus. Neljä kertaa tutkimusjakson aikana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) määritettiin myös veden kemiallinen hapenkulutus ja sameus sekä natrium-, kalium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuus. Runsaan virtaaman ajanjaksoina kiintoaineen ja liuenneiden aineiden pitoisuuksia seurattiin tiheämmällä näytteenotolla. Virtaamaa Mellunkylänpurossa seurattiin patoaltaaseen asennetulla limnigrafilla.

Virtaaman vaihtelut olivat Mellunkylänpurossa poikkeuksellisen voimakkaita ja nopeita. Syynä nopeisiin virtaaman vaihteluihin oli valuma-alueen pyöreän muodon ohella vettä huonosti läpäisevän saven suuri osuus valuma-alueen pinta-alasta (28,8 %), uomien keinoitekoinen suoristaminen ja perkaaminen, maanpinnan kattaminen ja tiivistäminen sekä viemärointi. Pääuoman virtaama vaihteli rajoissa 1,5 - 1280 l/s keskivirtaaman ollessa n. 35 l/s.

Virtaaman vaihteluiden ohella myös kiintoainepitoisuuden vaihtelut olivat suuria: 4. toukokuuta 1996 mitattu 3257 mg / l on suurin kiintoainepitoisuus, mitä Suomessa on pienten valuma-alueiden tutkimusten yhteydessä mitattu. Liuenneiden aineiden pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti vähemmän kuin kiintoaineen pitoisuudet. Suurin liuenneiden aineiden pitoisuus (1175 mg / l) mitattiin 3. huhtikuuta 1996. Syynä liuenneiden aineiden pitoisuuden nousuun keväällä oli tiesuolauksesta aiheutunut natrium- ja kalsiumpitoisuuksien nousu. Liuenneiden aineiden kokonaiskulkeuma Mellunkylänpurossa oli tutkimusjaksolla n. 550 t.

Veden hygieeninen laatu oli Mellunkylänpurossa yllättävän hyvä. *Escherichia coli*-bakteerien suhteen vesi oli uuden uimavesinormin mukaan hyvää uimavettä jokaisella näytteenotokerralla ja fekaalisten streptokokkien osalta 39 kerralla 51:stä. Lämpökestoisten koliformibakteerien osalta veden laatu on Mellunkylänpurossa parantunut selvästi viime vuosina.

Kokonaistypen viikoittaisten näytteiden keskipitoisuus oli tutkimusjaksolla 1660 µg / l. Pitoisuus on suurempi kuin metsävaltaisilla, mutta pienempi kuin peltovaltaisilla valuma-alueilla Suomessa keskimäärin. Kokonaistypen määrästä nitraattityppeä oli keskimäärin 73,3 %, ammoniumtyppeä 7,8 % ja nitriittityppeä 0,6 %. Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo oli tutkimusjaksolla 39 µg / l, josta liukoista ortofosfaattia oli keskimäärin 22 µg / l. Pitoisuudet ovat pieniä verrattaessa niitä arvoihin, joita on saatu Suomessa tehtyjen maa- ja metsätalousvaltaisten valuma-alueiden tutkimuksissa.

SAMMANDRAG

Vattenflödet, vattnets ämnesinnehåll och vattenkvaliteten utreddes i Mellungsbybäcken, ett vattendrag i östra Helsingfors, under en observationsperiod som pågick i ett år (1.7.1995 – 30.6.1996). Vattenprov som togs varje vecka analyserades beträffande fasta partiklar i suspension, upplösta ämnen, olika slags kväve- och fosforhalt samt beträffande förekomsten av viktigare indikatorbakterier. Därtill uppmättes det av de varje vecka tagna proverna vattnets pH-värde, elledningsförmåga, temperatur och syrehalt. Fyra gånger under undersökningsperioden (15.8, 16.10, 19.2 och 15.4) uppmättes också vattnets kemiska syreförbrukning och grumlighet samt halten av natrium, kalium, kalcium och magnesium. Under perioden med kraftigt flöde uppföljdes halterna av fasta partiklar med tätare provtagningsintervaller. Flödet i bäcken mättes med en limnigraf i en fördämningsbassäng.

Variationerna i vattenflöde i Mellungsbybäcken var exceptionellt kraftiga. Orsaken till de stora variationerna var förutom avrinningsområdets runda form också den stora andelen vattentät lera under avrinningsområdets areal (28,8 %), den artificiellt utförda uträtningen och rensningen av vattenfåran, intäckningen och komprimeringen av markytan samt dess dränering. Flödet i huvudfåran varierade inom gränserna 1,5 – 1280 liter per sekund (l/s), medelflödet var ca 35 l/s.

Vid sidan om den starka variationen i flöde varierade också halterna av fasta ämnen i suspension i hög grad: Den största halten suspenderade ämnen, 3257 milligram per liter (mg/l), uppmätt den 4 maj 1996, är den högsta halten som uppmätts i Finland i samband med mindre avrinningsområden. Variationen i halterna av upplösta ämnen var betydligt mindre än för de suspenderade ämnenas del. Den största halten upplösta ämnen (1175 mg/l) uppmättes den 3 april 1996. Orsaken till de förhöjda halterna av upplösta ämnen under våren är den stora halten natrium och kalcium till följd av vägsaltningen. Den totala avrinningen av upplösta ämnen i bäcken under det granskade året var ca 550 ton.

Den bakteriologiska kvaliteten i Mellungsbybäcken var överraskande god. Vad beträffar förekomsten av *Escherichia coli* var vattnet enligt den nya normen för badvatten av god kvalitet för simning varje gång prov togs, och vad fekala streptokocker beträffar var kvaliteten god i 39 fall av 51. För de värmeteroleranta koliforma bakteriernas del har vattenkvaliteten i Mellungsbybäcken förbättrats avsevärt under de senaste åren.

Medelkoncentrationen av kväve i alla former i de varje vecka företagna proverna var 1660 mikrogram per liter ($\mu\text{g/l}$). Denna halt är större än i vatten från skogsdominerade avrinningsområden, men mindre än genomsnittet i Finland när det gäller områden som domineras av åker. Av den totala kvävemängden var i snitt 73,3 % nitratkväve, 7,8 % var ammoniumkväve och 0,6 % nitritkväve. Medelkoncentrationen av fosfor under hela året var 39 $\mu\text{g/l}$, varav i snitt 22 $\mu\text{g/l}$ bestod av lösliga ortofosfater. Halterna är små i jämförelse med resultaten i undersökningar som gäller lant- och skogsbruksdominerade avrinningsområden i Finland.

SUMMARY

The flow, material transportation and water quality of Mellunkylänpuro, a small city brook in the eastern suburbs of Helsinki, were monitored over a period of one year (1.7.1995 - 30.6.1996). Weekly samples were analysed for the concentrations of solid matter transported by the water and of dissolved substances, nitrogen and phosphorus in their various forms, and for the amounts of the most important indicator bacteria. In addition, the weekly samples were analysed for the pH, electrical conductivity, temperature and oxygen concentration of the water. Four times during the study period (14.8., 16.10., 19.2. and 15.4.) the chemical oxygen demand and turbidity of the water were also analysed, as well as the sodium, potassium, calcium and magnesium concentrations. During the period of fast flow, the concentrations of solid matter and dissolved substances were monitored by more frequent sampling. The water flow in the brook was monitored with a limnograph installed in a measuring weir reservoir.

Fluctuations in flow in the Mellunkylä brook were exceptionally strong and rapid. The cause of the fluctuations in the flow was, in addition to the circular form of the catchment area, the large proportion of the surface area occupied by clay with poor percolation (28.8 %), the artificial straightening and dredging of the channels, the covering and compacting of the soil, and the storm drain system. The flow in the main channel varied between 1.5 and 1280 l/s, with the average flow being approx. 35 l/s.

Aside from the fluctuations in flow, fluctuations in the solid matter were also wide: the 3257 mg/l measured on 4 May 1996 was the highest solid matter concentration that has ever been measured in Finland in studies on catchment areas. The concentrations of dissolved substances fluctuated to a far less extent than those of the solid matter. The maximum concentration of dissolved substances (1175 mg/l) was measured on 3 April 1996. The reason for the increase in the concentration of dissolved substances in spring was the rise in the sodium and calcium concentrations due to road salting. The total transportation of dissolved substances in the Mellunkylä brook during the study period was approx. 550 tons.

The bacteriological quality of the water in the Mellunkylä brook was surprisingly good. In regard to *Escherichia coli* bacteria the water, according to the new swimming water norm, was good swimming water during each sampling cycle and from the standpoint of faecal streptococci 39 times 51. In regard to heat resistant coliform bacteria, the water quality in the brook has markedly improved over the last few years.

The average concentration of total nitrogen in the weekly samples during the study period was 1,660 µg/l. This concentration is higher than forest dominated, but smaller than field dominated, catchment areas on average in Finland. The contribution of nitrate nitrogen to the total nitrogen on average was 73.3 %, of ammonium nitrogen 7.8 %, and of nitrite nitrogen 0.6 %. The average figure for the total phosphorus concentration during the study period was 39 µg/l, of which the average orthophosphate concentration was 22 µg/l. Such concentrations are small compared to those obtained in studies on catchment areas dominated by agricultural and forestry land in Finland.

1. Johdanto

1.1 Tutkimuksen tavoite

Suomessa on tutkittu paljon pienten valuma-alueiden hydrologiaa maatalousalueilla, metsätalousalueilla ja luonnontilaisilla alueilla. Maatalousalueilla tehdyissä tutkimuksissa pääpaino on ollut peltojen lannoituksesta vesistöihin kohdistuvan ravinnekuormituksen arvioimisessa (esim. Rekolainen 1989a; Pietiläinen & Rekolainen 1991; Ekholm 1992). Niin ikään soiden ja metsien ojitusten vaikutusta vesistöjen ravinnemääriin on tutkittu maassamme paljon (esim. Tossavainen 1991; Ahtiainen & Huttunen 1995; Manninen 1995).

Kaupunkimaisen maankäytön alueella pienten valuma-alueiden hydrologiaa ei sen sijaan ole kattavasti tutkittu. Tehdyt tutkimukset ovat perustuneet harvaan näytteenottoon ja tavoitteena on ollut saada vain hyvin karkea kuva virtaavan veden laadusta kaupunkialueilla (esim. Melanen 1980; Jalava 1987; Neller 1993). Kuitenkin jo pelkkä veden määrän arviointi erityisesti poikkeustilanteissa on tärkeää esim. vesistörakentamisen taustatiedoksi. Veden laadusta taas ovat kiinnostuneita ennen kaikkea alueen asukkaat: purolaaksot yhdessä puistoalueiden kanssa muodostavat tärkeän virkistysaluekokonaisuuden kaupunkien sisällä. Korkeat indikaattoribakteerien tai metallien pitoisuudet viestivät huonosta ympäristön tilasta valuma-alueella.

Kaupunkialueilla maankäyttö on intensiivistä, saastelähteitä on paljon ja valuma-alueet ovat menettäneet usein täysin luonnontilaisuutensa. Oman mielenkiintoisen lisänsä hydrologiaan kaupunkimaisen maankäytön alueella aiheuttaa tiheä viemäriverkosto: sade- ja sulamisvedet päätyvät puroihin nopeasti ja virtaamahuiput ovat teräviä. Erityisen mielenkiinnon kohteena on tässä työssä selvittää, miten puro käyttäytyy virtaamahuippujen aikana ja miten se luonteeltaan eroaa niistä kohteista, joita on jo tutkittu aiemmin. Virtaamahuiput ovat tärkeä tutkimuskohde siksikin, että niiden aikana kulkeutuu lyhyessä ajassa pääosa vuotuisesta

kiintoainekuljetuksesta (esim. Pajala 1989; Tikkanen 1990, Peltonen 1994).

Puron kuljettama kiintoaine ja liuenneet aineet kulkeutuvat mereen, jonne ne sedimentoituvat. Sedimentaationopeutta merenlahdessa voidaan arvioida, kun tiedetään siihen laskevien purojen kuljettaman veden ja aineksen määrä. Helppoliukoiset ravinteet, kuten esim. ortofosfaattifosfori (PO_4^{3-}) tai ammoniumtyppi (NH_4^+), päätyvät purosta merenlahtien perustuottajien käyttöön. Runsaat leväkukinnat ovat merkki siitä, että ravinteita tulee merenlahtiin liikaa. Rehevöitymisprosessiin voidaan kuitenkin vaikuttaa vasta sen jälkeen, kun tiedetään, mistä ravinteet ovat peräisin.

Tämän työn tarkoituksena oli selvittää Mellunkylänpuron veden laatua indikaattoribakteerien, pH:n, sähkönjohtavuuden ja veden happipitoisuuden seurannan avulla. Mellunkylänpuron ainekuljetusta seurattiin kiintoaineen ja liuenneiden aineiden osalta. Ravinnekuljetuksen osalta seurattiin typen ja fosforin pitoisuuksia vesinäytteissä. Virtaaman arvioimiseksi Mellunkylänpuroon rakennettiin mittapato ja sen yhteyteen asennettiin jatkuvatoiminen limnigrafi.

1.2 Tutkimusalueen sijainti

Mellunkylänpuron valuma-alue sijaitsee Helsingin ja Vantaan kaupunkien alueella eteläisellä Uudellamaalla (kuva 1). Valuma-alue on kooltaan 9,95 km² ja pääosa siitä (6,90 km²) sijaitsee Helsingin kaupungin alueella. Viemäriverkoston perusteella rajattu valuma-alue on yhteneväinen luonnollisen valuma-alueen kanssa (Oja- ja sadevesiviemäriverkosto 1992).

Mellunkylänpuro saa alkunsa Slättmossennimiseltä keidassuolta Porvoonväylän pohjoispuolelta. Suolta vedet virtaavat etelään Vantaan Rajakylän, Helsingin Vesalan ja Mellunkylän kautta Vartiokylänlahteen. Mellunkylässä pääuomaan liittyy kaksi isompaa sivujojaa ja 300 metriä ennen laskua Vartiokylänlahteen siihen liittyy suurin sivu-uoma, Broändanpuro. Broändanpuron valuma-alue on kooltaan 0,95 km² eli se kattaa koko Mellunkylänpuron

valuma-alueesta hieman alle kymmenesosan.



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti. Kuvaan on merkitty myös näytteenotopisteet (numeroin) sekä mittapadon sijainti.

2. Tutkimusaineisto ja -menetelmät

2.1 Taustatiedot

Tämä tutkimus aloitettiin 1.7.1995 Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ja Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratorioden yhteistyöprojektina. Helsingin kaupungin ympäristökeskus lainasi tutkimuksen käyttöön happimittarin ja ympäristökeskuksen toimesta Mellunkylänpuroon rakennettiin mittapato virtaamien mittaamista varten. Mittapadon yhteyteen rakennetun limnigrafian suojakopin rakentamiseen saatiin rakennus- ja materiaaliapua Helsingin kaupungin rakennusvirastolta. Limnigrafian lainasi tutkimusjakson ajaksi käyttöön Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.

Luonnonmaantieteen laboratorioissa viikoittaisista vesinäytteistä määritettiin kiintoaineen ja liuenneiden aineiden pitoisuudet. Näiden lisäksi määritettiin orgaanisen kiintoaineen määrä. Neljä kertaa vuodessa kahdeksasta pu-

ron eri kohdasta otetusta näytteestä analysoitiin liuenneen aineen natriumin (Na), kalsiumin (Ca), kaliumin (K) ja magnesiumin (Mg) pitoisuudet. Lisäksi Helsingin kaupungin ympäristölaboratorio otti viikoittain analysoitavakseen vesinäytteen, josta määritettiin tärkeimpien indikaattoribakteerien määrien ohella typen ja fosforin määrät eri muodoissaan sekä pH ja sähkönjohtavuus. Neljä kertaa vuodessa ympäristölaboratorioissa analysoitiin kahdeksasta puroon eri kohdasta edellisten lisäksi veden sameus sekä kemiallinen hapenkuutus.

Viikoittaiset vesinäytteet pyrittiin ottamaan aina samaan aikaan päivästä (kl. 10-11). Näin tulokset ovat paremmin vertailukelpoisia keskenään, erityisesti indikaattoribakteerien osalta. Näytteitä otettiin viikoittaisten näytteenottojen lisäksi tiheämmällä aikavälillä runsaan virtaaman ajanjaksoilla, erityisesti kevättulvan ja joidenkin sadejaksojen yhteydessä. Tällöin vesinäytteistä määritettiin kiintoaineen, orgaanisen kiintoaineen ja liuenneiden aineiden pitoisuuksien ohella myös sähkönjohtavuus. Näytteenoton yhteydessä vedestä on mitattu lämpötila sekä happipitoisuus. Näytteitä otettiin tämän tutkimuksen yhteydessä kaikkiaan n. 150 kpl.

2.1.1 Karttatulkinnat

Valuma-alueen maankäyttö selvitettiin topografiselta kartalta 1:50 000 (lehti 2043 (1991)) sekä maastokäynnein. Eri maankäyttömuotojen prosentuaaliset osuudet valuma-alueella arvioitiin systemaattisella pisteotannalla. Alueen maaperä selvitettiin Helsingin puolelta laaditulta geotekniseltä kartalta 1:10 000 (Geotekninen kartta 1989) sekä Vantaan osalta topografiselta kartalta 1:100 000 (lehti 2043 (1956)). Maaperän eri luokkien prosentuaaliset osuudet valuma-alueella arvioitiin niin ikään systemaattisella pisteotannalla. Valuma-alueen korkeussuhteita esittävässä kartassa käytettiin hyväksi alueen peruskarttoja (lehti 2043 07 (1958); lehti 2034 09 (1960); lehti 2043 07 (1977); lehti 2043 04 (1991); lehti 2034 09 (1991)) sekä Helsingin kaupungin kantakarttaa

vuodelta 1996. Samoja peruskarttoja ja kanta-karttaa kuin edellä käytettiin hyväksi myös valuma-alueen rajaamisessa. Mellunkylänpu-ron pääuoman ja suurimman sivu-uoman, Broändanpuron, pitkittäisprofiilit laadittiin Helsingin kaupungin kantakartan korkeuskäyrätietojen pohjalta. Karttaesitykset piirrettiin puhtaaksi Corel draw 5.0 - piirto-ohjelmalla.

2.1.2 Ilmastotiedot

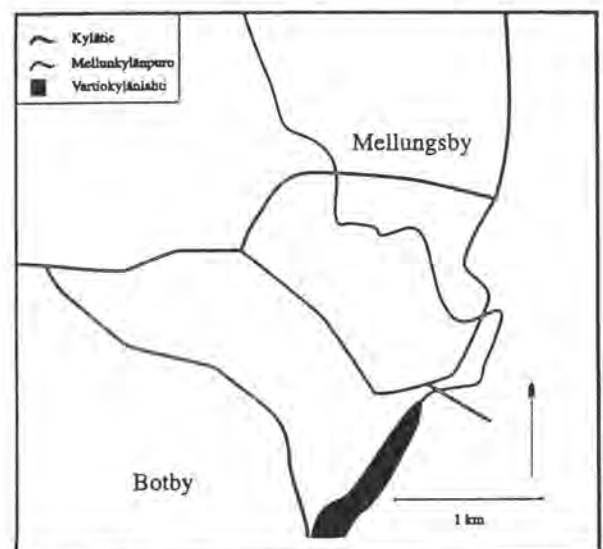
Tässä tutkimuksessa käytettiin sadannan ja lämpötilojen osalta Helsingin Kaisaniemen virallisia sääasematietoja tutkimuksen pohjati-etoina. Vuoden kestäneen seurannan aikana vallinneita sääoloja voitiin näin ollen verrata pitkän aikajakson (1961-1990) keskiarvotietoihin. Paikallisten ukkossateiden varalta käytös-sä oli lisäksi valuma-alueelle asennettu piirtä-vä vuorokausikiertoinen sademittari sekä ta-vallinen, tyhjennettävä sademittari. Valuma-alueelle asennettujen mittareiden arvot ovat tuuli- tai haihduntavirheistä korjaamattomia arvoja, joten ne ovat tarkkuudeltaan vain suuntaa-antavia (Kuusisto 1986). Lämpötila-piirturia valuma-alueella ei ollut. Luotettavien lämpötila-arvojen saamiseksi alueelle olisi pitänyt rakentaa standardien mukaiset mittaus-rakenteet ja tähän ei tämän tutkimuksen yh-teydessä ollut mahdollisuutta.

2.2 Näytteenottokehtien valinta

Tutkimus suoritettiin siten, että vuoden kestä-neen seurantajakson aikana viikoittaiset ve-sinäytteet otettiin yhdestä pisteestä ja neljä kertaa vuodessa (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) näytteenottopisteitä oli kahdeksan (kuva 1). Tämän lisäksi näytteitä otettiin tiheämmällä aikavälillä runsaan virtaaman ajanjaksoina. Näytteet otettiin käsin suoraan näytepulloihin virran keskiosasta.

Viikoittaisten perusnäytteiden ottokohdaksi valittiin piste numero 1 Mellunkylänpu-ron suulla (kuva 1). Syitä tähän oli useita. Tärkein syy oli se, että kohta oli ainoa, josta sai koko Mellunkylänpu-ron valuma-aluetta edustavan näytteen. Tämä oli tutkimusta aloitettaessa

erityisen tärkeää, sillä oli odotettavissa, että runsaan virtaaman ajanjaksoina osa pää-uomankin vedestä olisi purkautunut Broändan-puron kautta ns. vanhaa pääuomaa pitkin (ku-va 2). Tällaisessa tilanteessa vesimäärien ja ainepitoisuuksien määrittäminen esim. pistees-tä 3 olisi ollut turhaa. Syyskuussa 1995 pää-uomaa Itäväylän eteläpuolisella pellolla syven-nettiin ja tämä takasi sen, että vettä ei päässyt pääuomasta pois enää missään tilanteissa. Syyskuussa saatiin valmiiksi myös pato, joka rakennettiin pääuomaan näytteenottopisteen 3 kohdalle (kansikuva).



Kuva 2. Mellunkylänpuro lähialueineen vuonna 1882.

Näytteenottopiste 1 oli ongelmallinen kahdesta syystä. Merivesi nousi syksyllä ajoittain niin korkealle, että näytteet jouduttiin ottamaan pisteestä 3. Tilanne oli tällainen ajalla 23.10.-27.11. sekä 2.10.1995. Ongelma oli tiedossa ennen tutkimuksen aloittamista, mutta edellä esitettyjen perustelujen nojalla piste 1 oli kuitenkin paras vaihtoehto jatkuvan seurannan näytteenottokohdaksi. Ongelmana varsinkin ainekuljetuksia arvioitaessa oli lisäksi se, että vesimäärät arvioitiin jatkuvatoimisella limni-grafilla vain pääuomasta. Näytteenottopiste 1 valittiin vuolaasti virtaavasta kohdasta siten, että pääuoman vesi ja Broändanpu-ron vesi sekoittuivat keskenään kunnolla ennen näytteen ottoa.

Muut näytteenottokohdat valittiin siten, että ne edustivat mahdollisimman hyvin omaa koh-

taansa purossa. Bakteriologisten näytteiden kannalta on tärkeää, että lähellä ei sijaitse esim. viemäreiden purkuaukkoja (Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968). Tällaisessa tilanteessahan mitattaisiin ainoastaan viemäristä kulloinkin tulevan veden laatua, eikä suinkaan puroveden laatua tietyssä pisteessä. Näytteenottokohtien valinnassa kiinnitettiin lisäksi huomiota siihen, mistä kohdista näytteitä on aiemmissa tutkimuksissa otettu (pisteet 2, 3 ja 4)(vrt. Jalava 1987)(kuva 1). Näin kyettiin vertailemaan jo olemassaolevaa aineistoa tässä tutkimuksessa saatuun aineistoon. Piste 5 edusti toiseksi suurinta sivupuroa, piste 6 intensiivisimmän asutuksen pistettä, piste 7 edusti arvoa puron latvaosissa ja piste 8 Porvoonväylän varrella edusti vilkkaan liikenteen ja intensiivisen tiesuolauksen vaikutusta puroveden laatuun. Pisteet valittiin sellaisista paikoista, joissa veden virtaus oli hyvä.

2.3 Virtaaman mittaus

Tutkimuksen alussa heinäkuusta syyskuun 14. päivään asti pääuoman virtaaman määrä luettiin kiinteään siltarakenteeseen kiinnitetystä mitta-asteikosta. Pato valmistui 14.9.1995 ja limnigrafi asennettiin patoaltaaseen 9.10.1995. Toukokuun 28. päivän iltana 1996 sattunut rankkasade ja sitä seurannut havaintojakson maksimivirtaama (1285 l / s) aiheutti kuitenkin patoon vuodon. Tämän jälkeen virtaaman määrä luettiin taas mitta-asteikosta. Ajalla 1.7.-9.10. 1995 ja 28.5.-30.6. 1996 virtaamasta on siis olemassa vain joukko pistemäisiä havaintoja, jotka on luettu näytteenottohetkillä. Mitta-asteikosta luetut vedenkorkeuden havainnot suhteutettiin patoaltaan vedenkorkeustiedoista saatuihin absoluuttisiin virtaama-arvoihin ja näin saatiin mitta-asteikolle purkautumiskäyrä.

Mellunkylänpuron patoaukko on säännöllinen 120°:een V-aukko, joten virtaama (Q) saatiin kaavasta $Q = 2,47 \times H^{2.5}$, jossa H = veden korkeus (m) purkuaukon pohjatasosta mitattuna (Gregory & Walling 1973:137). Limnigrafin piirtämä vedenkorkeuden vaihteluita patoaltaassa kuvaava käyrä suhteutettiin laskemalla

todellisiin virtaama-arvoihin ja näin saatiin Mellunkylänpuron jatkuvan virtaaman käyrä aikaan. Talviaikaan limnigrafi oli jäässä, mutta tällöin virtaama oli pieni ja veden korkeuden vaihtelut olivat vähäisiä. Vuorokautiset keski- virtaamat laskettiin tässä työssä kahden tunnin välein vallinneiden virtaamien aritmeettisena keskiarvona.

Sivu-uomista Broändanpuron virtaama mitattiin Schiltknecht Mini Air 2- siivikolla. Siivikointi suoritettiin pääuomassa, uomien yhtymäkohdan alapuolella sijaitsevan tasaisen betonikynnyksen kohdalla. Broändanpuron virtaama arvioitiin uoman pinta-alan ja keskivirtaaman tulona. Koska siivikointi suoritettiin purojen yhtymäkohdan alapuolella, on saaduista arvoista vähennetty kulloisenakin siivikointihetkenä mittapadolta luettu pääuoman virtaama. Luotettava siivikointi suoraan Broändanpurosta olisi ollut vaikeaa, koska virtaamanopeus uomassa on erittäin hidas ja koska tasaista, siivikointiin soveltuvaa kohtaa ei Broändanpurosta löytynyt (Hyvärinen 1984:38).

2.4 Kiintoaineen määrittäminen

Vesianalytiikassa on suodattimille yleisesti hyväksytty huokoskoko 0,40 - 0,45 m kiinteän ja liukoisen aineen rajaksi. Lasikuitusuodattimia käytettäessä varsinaisesta suodattimen huokoskoosta ei kuitenkaan voida puhua. Huokoskoon sijaan suodattimia vertaillaan läpäisykyvyn perusteella. Suodattimen valmistajat ilmoittavat yleensä, minkä kokoiset hiukkaset jäävät suodattimelle, mutta eivät ota kantaa siihen, jäävätkö ilmoitettua pienemmät hiukkaset suodattimelle (Haapala & Euren 1991).

Tässä tutkimuksessa kiintoaineen määrittämisessä käytettiin Whatman GF/C- sekä Schleicher & Schuell GF/52- lasikuitusuodattimia. 19.2.1996 näytteet suodatettiin Whatman GF/A suodattimilla. Whatman GF/C - suodatin on suositeltavin luonnonvesien kiintoainepitoisuuksia määritettäessä (SFS 3037 (1976)). Schleicher & Schuell GF/52- suodattimilla saadut arvot ovat täysin vertailukelpoisia Whatman GF/C-suodattimilla saatujen ar-

vojen kanssa. Whatman GF/A - suodattimilla suodatettujen vesinäytteiden (19.2.1996) kiintoainearvot saattavat olla hieman pienempiä kuin Whatman GF/C tai Schleicher & Schuell GF/52- suodattimia käytettäessä, sillä Whatman GF/A - suodattimilla on suurempi kiintoainehiukkasten läpäisykyky (Haapala & Euren 1991).

Ennen käyttöä suodattimia kuivatettiin tunti lämpökaapissa 105 °C:ssa, jonka jälkeen niitä jäädytettiin 15 minuuttia eksikaattorissa. Tämän jälkeen suodattimet punnittiin. Vesinäyte sekoitettiin ennen suodatusta käsin ravistelemalla. Tällä varmistettiin näytteen homogeenisuus ennen suodatusta. Vettä suodatettiin liettyneen aineen määrästä riippuen 100-500 ml. Vesi kaadettiin suodatussuppilon ja näyte suodatettiin imua käyttäen suodattimen läpi. Tämän jälkeen suodatussuppilon seinät huuhdeltiin tislattulla vedellä, jotta seiniin tarttunut liettynyt aines saatiin mukaan suodattimelle. Suodatuksen jälkeen kuivaksi imetty suodatin siirrettiin lämpökaappiin 105 °C:een tunniksi. Lämpökaapista näyte siirrettiin jäädytettäväksi eksikaattoriin viidekstoista minuutiksi, jonka jälkeen suodatin punnittiin. Tämän jälkeen liettyneenä olevan kiintoaineen määrä laskettiin yhtälöstä (SFS 3037 (1976)) :

$$x = \frac{1000(a-b)}{c}$$

x = kiintoainepitoisuus, mg/l

a = suodattimen ja sakan paino, mg

b = suodattimen paino, mg

c = määrittämiseen käytetty nestemäärä, ml

2.5 Organisen kiintoaineen määrittäminen

Organisen kiintoaineen määrä määritettiin seuraavasti: kiintoainemäärittämisen suodatusjäännös suodattimiseen punnittiin kiintoainemäärittämisen yhteydessä, laitettiin upokkaassa muhveliuuniin 550 °C:een tunniksi, jäädytettiin puoli tuntia eksikaattorissa ja

punnittiin uudelleen. Tämän jälkeen alkupeiraisen suodattimen ja sakan yhteispainosta vähennettiin se osuus, joka uunista tultua jäi jäljelle. Tämän lisäksi yhteispainosta vähennettiin suodattimen paino ja lisäksi paino, jonka verran puhtaan suodattimen paino putosi 550 °C:een lämpötilassa. Tämä arvo oli käytetyillä suodattimilla tässä tutkimuksessa 1,0 -1,5 mg. Jäljelle jäävä osuus oli orgaanisen kiintoaineen osuus siitä vesimäärästä, joka alunperin suodatettiin (100-500 ml)(Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968). Organisen kiintoaineen määrä on tässä tutkimuksessa ilmoitettu prosentteina kiintoaineen määrästä kussakin näytteessä.

2.6 Liuenneiden aineiden määrittäminen

Veden sisältämien haihtumattomien liuenneiden ja kolloidisten aineiden kokonaismäärä saatiin selville haihduttamalla 100 ml suodatettua näytettä kuiviin 105 °C:een lämpötilassa. Ennen suodatusta määrittämiseen käytettävää lasista haihdutusmaljaa kuivatettiin 105 °C:een lämpötilassa puoli tuntia, jonka jälkeen sitä jäädytettiin eksikaattorissa 15 minuuttia. Tämän jälkeen malja punnittiin. Suodatettu vesinäyte haihdutettiin tämän jälkeen kuiviin punnitussa lasimaljassa 105 °C:een lämpötilassa. Seuraavaksi haihdutusjäännös kuivatettiin vakiopainoon 105 °C:een lämpötilassa puolen tunnin ajan, jäädytettiin eksikaattorisessa huoneen lämpöön ja punnittiin. Liuenneiden aineiden kokonaismäärä eli haihdutusjäännös laskettiin yhtälöstä (Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968):

$$l = \frac{(a-b) \times 1000}{c}$$

l = haihdutusjäännös, mg / l

a = malja haihdutusjäännöksineen

b = maljan paino, mg

c = määrittämiseen käytetty nestemäärä, ml

2.7 Alkuainemäärittäminen

Suodatetuista vesinäytteistä määritettiin neljän

alkuaineen (Na, Mg, K, Ca) pitoisuudet luonnonmaantieteen laboratorioden Varian SpectraAA10+ atomiabsorptiospektrofotometrillä. Valitut alkuaineet ovat liuenneiden aineiden runsaussuhteita määritettäessä keskeisimpiä bikarbonaatti- (HCO_3^-), sulfaatti- (SO_4^{2-}) ja kloridi-ionien ohella (Lahermo et al. 1995). Natriumin ja kalsiumin valintaan analysoitaviksi alkuaineiksi vaikutti myös se, että pitoisuuksien vaihtelun avulla voitiin seurata tie-suolauksen vaikutuksia puroveden laatuun keväällä sulamisjakson alkuvaiheessa.

Näytteet otettiin happopestyihin polyeteenipulloihin ja ne kestävästiin typpihapolla (2,5 ml HNO_3 67 p.a. / 500 ml). 15.4.1996 otetut näytteet suodatettiin Schleicher & Schuell 593 -suodattimien lävitse ennen hapon lisäämistä. 14.8.1995, 16.10.1995 ja 19.2.1996 otettuihin näytteisiin happo lisättiin ennen suodatusta. Hapon kiintoaineesta liuottamat aineet eivät määrittelyyn kuitenkaan merkittävästi vaikuttaneet, sillä kiintoaineen määrät olivat tutkittavana ajankohtina pieniä (k.a. 4,1 mg / l). Suurimmillaankin virheet (14.8., 16.10 ja 19.2.) jäivät natriumin, kaliumin ja magnesiumin osalta vertailevien määritysten mukaan alle 10 %:in. Kalsiumin osalta virhe (14.8., 16.10. ja 19.2.) saattaa olla suurimmillaan 10-15 %.

Natriumin ja kalsiumin osalta näytteitä otettiin edellisten ajankohtien lisäksi talven lopulla ja sulamisjakson alkuvaiheessa 26.2.-1.4.1996. Nämä näytteet suodatettiin Schleicher & Schuell 593 -suodattimen lävitse ennen hapon (2,5 ml HNO_3 67 p.a. / 500 ml) lisäämistä, joten esikäsitteily suoritettiin ohjeiden mukaisesti samaan tapaan kuin 15.4. 1996.

Ennen määrittelyä valmistettiin jokaiselle määritettävälle aineelle standardisarjat tuoreista 1000 PPM (g/ml) kantaliuoksista. Tämän jälkeen standardeihin ja nollanäytteisiin lisättiin samat happomäärät ja samat määrät ionisoitumissuojana toiminutta ainetta kuin näytteisiin. Lopuksi standardiliuokset ja nollanäytteet laimennettiin 50 ml tilavuuteen ionivaihdetulla ja aktiivihiihi-suodatetulla vedellä. Ionisoitu-

missuojana käytettiin magnesiumilla ja kaliumilla lantaania (LaCl_3) pitoisuutena 10000 g/ml. Kaliumin ionisoitumissuoja-aineena käytettiin cesiumkloridia (CsCl) pitoisuutena 1000 g/ml. Natriumin ionisoitumissuoja-aineena käytettiin puolestaan kaliumia (K) pitoisuutena 2000 g/ml. Kaikkien neljän alkuaineen (Na, Mg, K, Ca) pitoisuudet määritettiin absorptiometrisesti ilma-asetyleeniliekillä. Tulokset muutettiin absoluuttisiksi pitoisuuksiksi laitteen omalla tilavuus- ja painokorjausohjelmalla (SFS 3044 (1980); Analytical methods 1989).

2.8 Veden lämpötilan ja happipitoisuuden mittaaminen

Veden lämpötila ja happipitoisuus määritettiin suoraan näytteenottokohdasta OXI 96- happimittarilla. Lämpötilan mittaustarkkuus oli 0,1 °C. Happipitoisuus mitattiin mittarilla sekä absoluuttisena happiarvona (mg / l) että veden lämpötilaan suhteutettuna prosentuaalisena arvona. Mittarissa oli automaattinen lämpötilankorjaus happiprosentin määrittelyä varten. Sekä happipitoisuus että veden lämpötila mitattiin uoman keskeltä kohdista, joissa veden virtaus oli hyvä (Laasanen 1986).

2.9 Määritykset Helsingin kaupungin ympäristölaboratorioissa

Helsingin kaupungin ympäristölaboratorioon toimitettiin viikoittain vesinäytteet, joista siellä analysoitiin typen ja fosforin eri muotojen ohella tärkeimpien indikaattoribakteerien määrät, pH ja sähkönjohtavuus. Neljä kertaa vuodessa näytteistä analysoitiin lisäksi veden sameus ja kemiallinen hapenkulutus. Ajalla 22.4.1996 - 20.5.1996 typen ja fosforin analyysit tehtiin ympäristölaboratorion muuton vuoksi Vantaan kaupungin elintarvikelaboratoriossa. Tällöin pH ja sähkönjohtavuus mitattiin luonnonmaantieteen laboratorioden omilla laitteilla. pH mitattiin Schott CG 840- mittarilla ja sähkönjohtavuus WTW LF 91- mittarilla. pH ja sähkönjohtavuus mitattiin luonnonmaantieteen laboratorioissa myös silloin, kun näytteitä otettiin viikoittaisen vakionäytteenoton ulkopuolisina aikoina. Helsingin kau-

pungin ympäristölaboratorio määrittä pH:n, sähköjohtavuuden, sameuden ja kemiallisen hapenkulutuksen voimassaolevien SFS-standardien mukaisesti.

Typen eri esiintymismuodoista analysoitiin ympäristölaboratoriossa kokonaistyyppi, nitraattityppi (NO_3^-), nitriittityppi (NO_2^-) ja ammoniumityppi (NH_4^+). Fosforin osalta analysoitiin kokonaisfosfori sekä ortofosfaattifosfori (PO_4^{3-}). Indikaattoribakteereista määritettiin fekaalisten koliformisten bakteerien kokonaismäärä, alustava *Escherichia coli* -bakteerien määrä, fekaalisten streptokokkien kokonaismäärä sekä varmistettujen fekaalisten streptokokkien kokonaismäärä. Määrityksissä noudatettiin voimassaolevia SFS-standardeja, paitsi kokonaistypen ja alustavien *Escherichia coli* -bakteerien osalta. Helsingin kaupungin ympäristölaboratorio määrittä kokonaistypen automaattisella analysaattorilla yhteishapetuksena fosforin kanssa ja alustavat *Escherichia coli* -bakteerit määritettiin Fluorocult LMX-liemessä.

3. Tutkimusalueen kuvaus

3.1 Historiaa

Vuonna 1882 laaditun kartan mukaan Mellunkylänpuron pääuoma on ollut pääpiirteissään samanmuotoinen kuin nykyisin. Suurimman poikkeuksen nykyiseen uomaan verrattuna muodostaa puron alajuoksu Itäväylän eteläpuolella (kuvat 1&2). Pääuoma alkaa kartan mukaan Helsingin puolelta, nykyisen Vesalan alueelta. Alueen asutus on ollut hyvin harvaa: valuma-alueella on ollut vain muutama maatila (Anon. 1882, lain. Huuhka 1990).

Vuoden 1931 pitäjänkarttoihin Mellunkylänpuroa ei ole merkitty lainkaan. Syy tähän lieene kartanpiirtäjän huolimattomuus, sillä vuosien 1935 ja 1936 kartoissa uoma on taas merkitty karttaan. Purouoma on kaivettu alueen pohjoisosissa alkamaan Slättmossenin suolta eli samasta paikasta kuin nykyisinkin. Karttaan on merkitty myös Broändanpuro nykyisenlai-

nessa muodossaan. Broändanpuron kaivamisen motiivina lie ollut vesijättömaan kuivattaminen viljelyyn paremmin sopivaksi. Pääuoman alajuoksu Itäväylän eteläpuolella virtaa myös vuosien 1935 ja 1936 kartoissa nykyisessä uomassaan. Uoma on joko luonnollisen kehityksen tuloksena puhkaissut uuden uoman itselleen tai sitten se on kaivettu keinotekoisesti virtaamaan eri reittiä kuin aiemmin. Asutus alueella on 1930-luvulla ollut edelleenkin hyvin harvaa ja pääosa valuma-alueen pinta-alasta on merkitty suoksi, pelloksi ja havumetsäksi (Pitäjänkartta 668 / 256 (1931); Pitäjänkartta 667 / 256 (1931); Kartta 6680 / 90 24 560 / 70 (1936); Kartta 6670 / 80 24 560 / 70 (1935)).

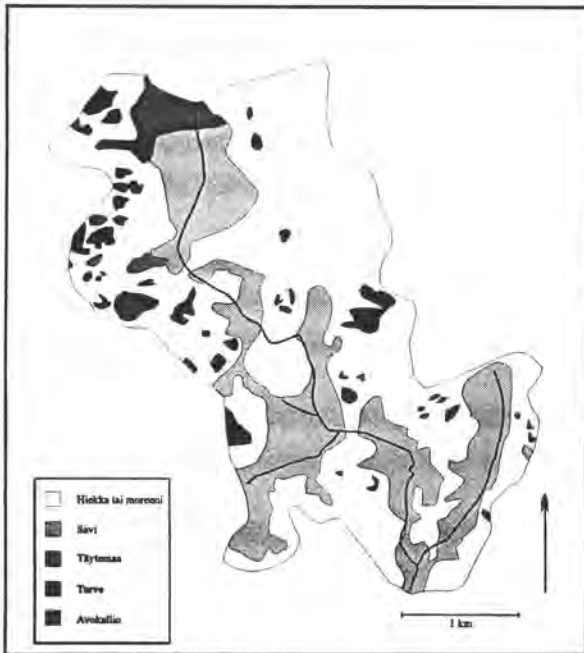
Vuosien 1958 ja 1960 peruskartoissa pääuomaan yhtyy useita kaivettuja sarkaojia alueen pelloilta. Asutus alueella on lisääntynyt erityisesti Rajakylän ja Vesalan alueella, mutta koostuu edelleen yksittäisistä omakotitaloista ja on luonteeltaan harvaa (Peruskartta 2043 07 (1958); Peruskartta 2034 09 (1960)). Purovettä on 1950-luvulla hyödynnetty padottamisen avulla mm. eläinten juomavetenä ja pyykinpesuvenenä. Puroon on johdettu myös Mellunkylän viemäri vuosina 1955-1976 (Pennanen et al. 1994). Vuonna 1951 Mellunkylänpuroon on patoamalla rakennettu melko suuri uimaallas. Allas on sijainnut n. 200 m Itäväylästä ylävirtaan päin. Veden laatu on ollut pääuomassa hyvä vuosina 1949-1951 (Cajander 1950, 1951, 1952).

1970-luvun loppupuolelle tultaessa valuma-alueella tapahtuneet muutokset ovat olleet suuria: peltoviljely alueella on vähentynyt murtoosaan entisestään, alueelle on rakennettu paljon uutta kerrostaloasutusta ja alueen maantieverkko on kehittynyt nykyisen kaltaiseksi. 1960-luvun maatalousvaltainen valuma-alue on muuttunut alle 20 vuodessa kaupunkimaisen maankäytön luonnehtimaksi valuma-alueeksi (Peruskartta 2043 07 (1977); Peruskartta 2034 09 (1967)).

3.2 Purouoma nykyisin

Luonnontilaisena säilynyttä purouomaa on Mellunkylänpurosta enää vaikea löytää. Puro-

uoma on varsinkin yläjuoksullaan monin paikoin johdettu tunneleihin ja maan päällä virrattaessaankin se kulkee monella kohtaa viivasuorassa, keinotekoisessa uomassa. Uomien suoristaminen, syventäminen ja johtaminen tunneleihin on lisännyt veden virtausnopeutta ja eroosivoimaa (kuvat 13 ja 14). Monin paikoin puron penkkoja onkin jouduttu jälkikäteen vahvistamaan sepelillä sortumisen ehkäisemiseksi.

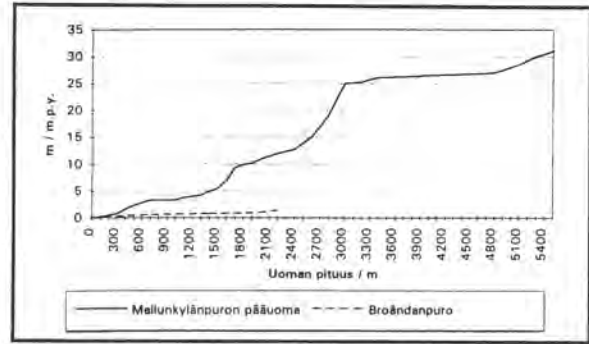


Kuva 3. Tutkimusalueen maaperä.

Luonnontilaisimmillaan Mellunkylänpuro virtaa Ojapuiston alueella näytteenottokohtien 4 ja 6 välisellä alueella sekä Aarrepuistossa näytteenottokohdasta 6 ylävirtaan päin (kuva 1). Aarrepuiston kohdalla on myös pääuoman profiili jyrkimmillään: 400 metrin matkalla saavutetaan 10 metrin korkeusero (kuva 4) (Helsingin kaupungin kantakartta 1996).

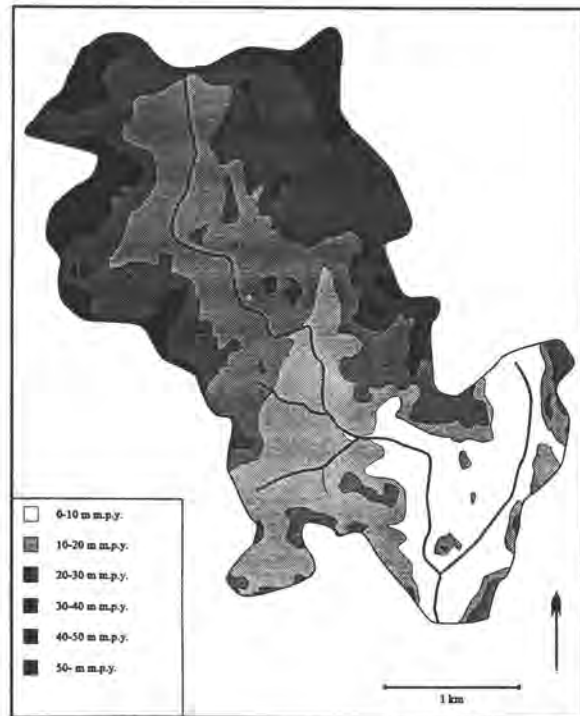
3.3 Maaperä ja korkeussuhteet

Mellunkylänpuron valuma-alueen maaperästä 60 % on hiekkaa ja moreenia, 28,8 % savea, 3,7 % turvetta ja 0,5 % luokitellaan täytemaaksi. Paljasta avokalliota pinta-alasta on 7,0 % (kuva 3)(Geotekninen kartta 1989; Topografinen kartta 2043 (1956)).



Kuva 4. Mellunkylänpuron ja Broändanpuron uomien pituusprofiilit.

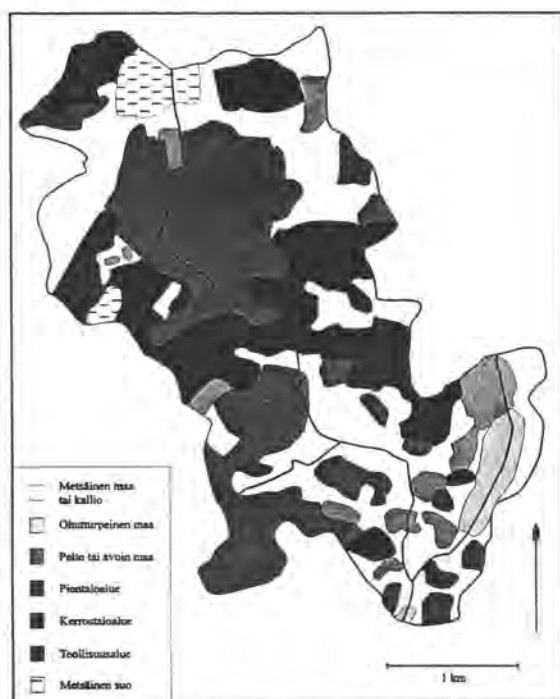
Puruomat kulkevat pääosin savialueella, joka on paksuudeltaan 5-10 m, paikoin jopa 15 m (Geotekninen kartta 1989). Savialueilla kulkiessaan uoman pituusprofiili on loiva ja veden virtaus on rauhallista. Jyrkin uoman pituusprofiili on niillä alueilla, joilla uoma joutuu ylittämään kalliokynnyksiä. Pääuoma on pituudeltaan 5500 m ja korkeuseroa meren pinnasta kertyy 31 m. Keskimääräinen kaltevuus on näin ollen 5,6 m / km. Broändanpuro on pituudeltaan 2200 m ja korkeuseroa meren pinnasta kertyy 1,4 m. Keskimääräinen kaltevuus Broändanpurossa on täten 0,6 m/km (kuva 4)(Helsingin kaupungin kantakartta 1996).



Kuva 5. Tutkimusalueen korkeussuhteet.

Valtaosa valuma-alueesta sijaitsee alle 30 m korkeudella m.p.y. (kuva 5). Yli 40 metriä m.p.y. sijaitsevia alueita esiintyy moreenin ja hiekan peittämällä kallioalueilla, erityisesti valuma-alueen luoteisnurkassa. Lähellä luoteisnurkkaa sijaitsee myös valuma-alueen korkein kohta (62,5 m m.p.y.) (Geotekninen kartta 1989; Topografinen kartta 2043 (1956); Helsingin kaupungin kantakartta 1996).

3.4 Maankäyttö



Kuva 6. Tutkimusalueen maankäyttö.

Mellunkylänpuron valuma-aluetta voidaan luonnehtia maankäytön osalta kaupunkimaiseksi. Alueella asuu n. 30000 asukasta eli väentiheys tutkimusalueella on n. 3000 as./km². Alueen pinta-alasta 51,2 % kuuluu maankäytöltään luokkiin pientaloalue (32,1 %) tai kerrostaloalue (19,1 %). Pellon ja avoimen maan osuus on 7,4 % ja luokkaan "metsäinen maa ja kallio" kuuluu 32,1 % valuma-alueen pinta-alasta. Loput alueesta luokitellaan teollisuusalueeksi (3,1 %), ohutturpeiseksi maaksi (3,1 %) ja kulkukelpoiseksi, metsäiseksi suoksi (3,1 %)(kuva 6)(Topografinen kartta 2043 (1991); Vantaa alueittain 1993; Helsingin kaupungin tilastollinen vuosikirja 1995).

Tiheinä asutus on Helsingin puolella Vesalas-

sa, Kontulassa ja Mellunmäessä. Vantaan puolella asutus on tiheinä Länsimäessä. Broändanpuron valuma-alueella asutus on harvaa: alueen pääosan muodostavat metsäinen maa, pelto ja ohutturpeinen maa. Teollisuusalueista laajin on Fazerilan alue valuma-alueen pohjoisosassa. Fazer käyttää tuotannossaan hyväksien tehdasalueen pohjavesiä ja tällä on oma vaikutuksensa virtaamaan Mellunkylänpuron pääuomassa (kuva 6)(Helsingin seudun seutu-kaava 1980 ;Topografinen kartta 2043 (1991)).

4. Sääolot ja virtaama

4.1 Sääolot tutkimusjaksolla

Vuoden kestänyt seurantajakso (1.7.1995 - 30.6.1996) oli vähäsateinen. Jaksolla satoi yhteensä 491,3 mm, mikä on 20 % vähemmän kuin Helsingin Kaisaniemessä keskimäärin vuosina 1961-1990 (620,5 mm). Erityisen kuivia kuukausia olivat heinäkuu, joulukuu ja tammikuu. Toukokuu puolestaan oli poikkeuksellisen sateinen: 67,9 mm:in kokonaissadanta on yli kaksi kertaa pitkän ajan keskiarvon suuruinen (kuva 7) (Tilastoja Suomen ilmastosta 1961-1990; Ilmastotilastot 1.7.1995-30.6.1996).

Lämpötilojen osalta lokakuu erottui tutkimusjaksolla huomattavasti pitkäaikaisia keskiarvoja lämpimämpänä. Lokakuun keskilämpötila oli +8,7 °C astetta, kun se Kaisaniemessä on vuosina 1961-1990 ollut keskimäärin +6,4 °C. Talvikuukausista erityisesti joului ja helmikuu olivat kylmiä, mutta myös kesäkuun keskilämpötila jäi lähes 2 °C-astetta pitkäaikaisten keskiarvojen alapuolelle. Lämpimimmät jaksot ajoittuivat heinäkuun loppuun ja elokuulle, jolloin helleraja (+25 °C) ylittyi neljänä iltapäivänä (29.7., 30.7., 17.8. ja 18.8.). Alhaisin yksittäinen lämpötila mitattiin joulupäivänä (-24,4 °C) (Tietoja Suomen ilmastosta 1961-1990; Ilmastotiedot 1.7.1995 - 30.6.1996).

Vähäsateisuuden ohella luonteenomainen piirre tutkimusjaksolle oli se, että lumipeite pysyi maassa joulukuun 9. päivästä alkaen maalisi-

kuun loppuun saakka yhtäjaksoisesti. Ensilumi tosin satoi jo 16.-19. marraskuuta. 23.-27. marraskuuta satanut vesi kuitenkin sulatti ensilumen (19.11. lumen syvyys 26 cm) aiheuttaen samalla suurimman vuorokausivirtaaman koko tutkimusjaksolla 24. marraskuuta (335 l / s) (kuva 8).

Koko talven yhtäjaksoisesti maassa pysynyt lumipeite alkoi sulaa muualtakin kuin kaduilta ja etelärinteiltä vasta huhtikuun alkupäivinä. Kaduilla sulamista alkoi ensi kerran tapahtua maaliskuun 9. päivänä, kun vuorokauden maksimilämpötila saavutti + 5 °C : een rajan. Paksuimmillaan lumipeite oli huhtikuun 2. päivänä (44 cm). Helsingin Kaisaniemen havaintopaikalta lumi oli sulanut 15. huhtikuuta mennessä (Ilmastotiedot 1.7.1995 - 30.6.1996). Tämän jälkeenkin sulamista vielä tapahtui viikon ajan valuma-alueen varjoisilla pohjoisrinteillä ja metsissä.

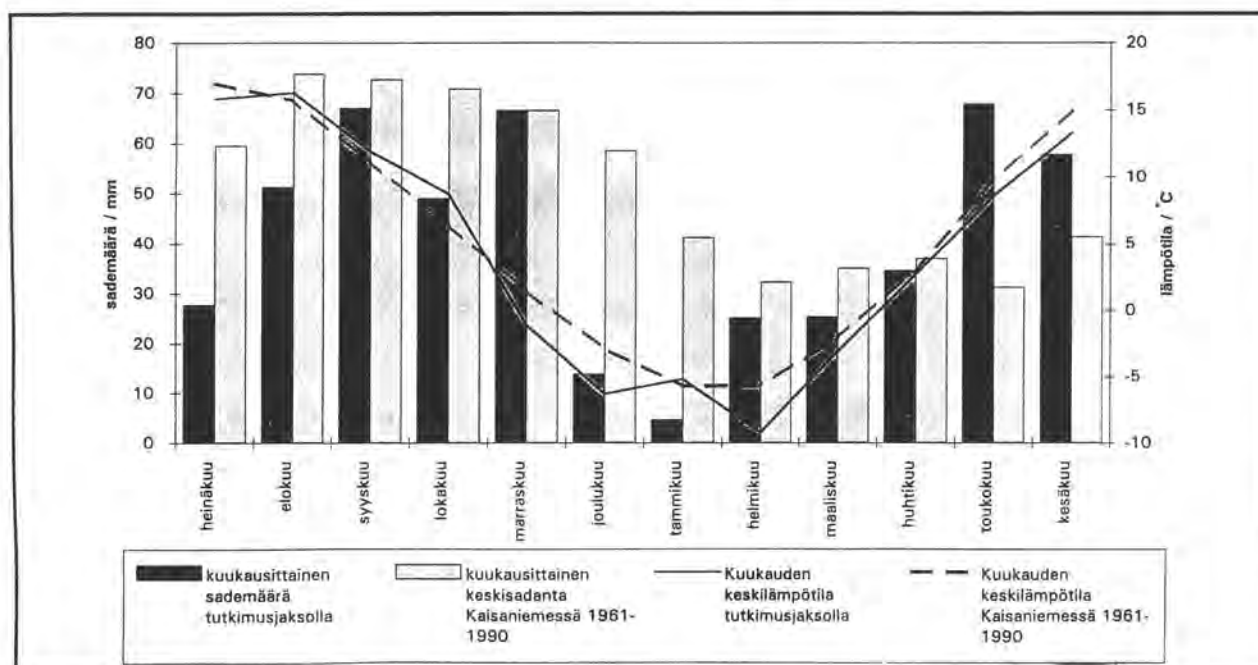
Puruoma sai pysyvän jääpeitteen marraskuun 28. päivän kovien yöpakkasten myötä (-12,4 °C)(Ilmastotiedot 1.7.1995 - 30.6.1996). Samaan aikaan lakkasi limnigrafi toimimasta. Jääpeitteen paksuus oli joulukuun lopussa n. 5 cm ja helmikuun lopulla jääpeitteen paksuus oli purossa paikoin yli 20 cm. Jääpeite suli purosta limnigrafian kohdalta 29. maaliskuuta. Yläjuoksun varjopaikoissa vahva jääkansi suli vasta huhtikuun puolivälin paikkeilla.

4.2 Virtaaman mittaus

Mellunkylänpuron virtaamaa on jatkuvatoimisen limnigrafian avulla seurattu ajalla 9.10.1995 - 28.5.1996. Toukokuun 15.-19. päivänä limnigrafian toiminnassa oli katkos, joka johtui uppotukin törmäämisestä limnigrafian putkeen. Talvella purouoma oli jäässä, mutta virtaaman vaihtelu talviaikana osoittautui niin vähäiseksi, että talven pistemäiset havainnot on virtaaman osalta yhdistetty yhtenäiseksi kuvaajaksi (kuva 8). Tutkimusjakson niiltä ajoilta, jolloin limnigrafi ei ollut toiminnassa, on olemassa vain virtaaman hetkellistä suuruutta osoittavia hajahavaintoja. Koska virtaaman vaihtelun muutokset Mellunkylänpurossa osoittautuivat erittäin nopeiksi ja toisaalta voimakkaasti sateen kestosta ja intensiteetistä riippuvaisiksi, ei vuorokautisia keskivirtaamia voitu jälkikäteen arvioida pelkkien sadetietojen perusteella. Virtaamien arvioimiseksi jälkikäteen olisi tarvittu tietoja myös muista virtaamaan vaikuttavista tekijöistä kuten esim. haihtuvuuden määrästä ja maaperän kyllästysasteesta veden suhteen (Tikkanen et al. 1985; Hyvärinen 1986).

4.3 Virtaaman kuukausittaiset vaihtelut

Keskivirtaama Mellunkylänpuron pääuomassa ajalla 9.10.1995 - 28.5.1996 oli 35,7 l / s (kuva 8). Lokakuun (35,9 l / s) ja marraskuun (40,5 l / s) virtaamat olivat hyvin lähellä tätä keskiarvoa, kun taas joulukuussa virtaamat



Kuva 7. Helsingin Kaisaniemen kuukausittaiset sademäärät ja keskilämpötilat tutkimusjaksolla sekä keskimäärin vuonna 1961-1990.

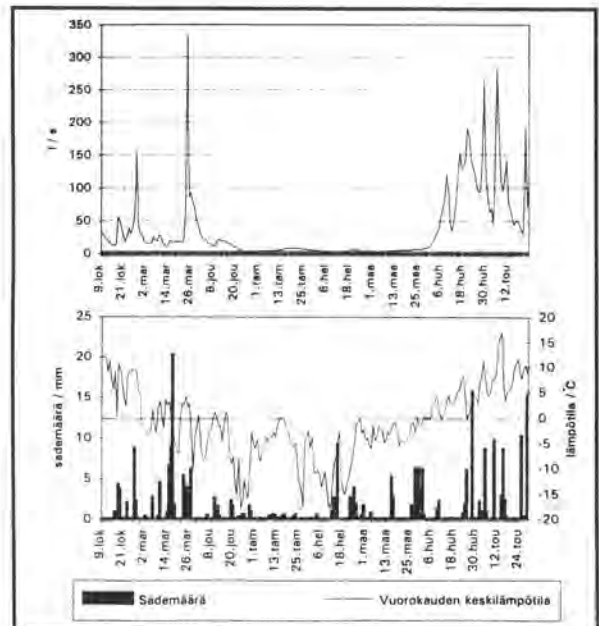
olivat hyvin pieniä (4,1 - 12,4 l / s). Talviviltaamiin vaikutti omalta osaltaan Fazerin tehdas valuma-alueen pohjoisosissa, sillä ajoittain tehtaalta johdettiin puroon lämmintä vettä arviolta 2 l / s. Tehtaalla on myös oma vedenotto alueella ja tällä on virtaamia vähentävä vaikutus Mellunkylänpurossa (Helsingin seudun seutukaava 1980).

Suurin kuukausittainen keskivirtaama mitattiin huhtikuussa (101,1 l / s), vaikka huhtikuu oli sademäärien osalta poikkeuksellisen kuiva kuukausi (34,6 mm) (kuva 7). Tähän oli syynä talven aikana kertyneen lumipeitteen sulaminen huhtikuun aikana. Hyvin lähelle huhtikuun keskivirtaamaa päästiin myös toukokuussa (93,9 l / s), joka oli poikkeuksellisen runsasasteinen kuukausi (67,9 mm). Virtaaman osalta seurannassa ovat näin mukana neljä virtaamaltaan vähäisintä kuukautta, mutta toisaalta myös kaksi runsaimman virtaaman kuukautta. Kun muistetaan, että vuoden 1995 heinäkuu ja elokuun kolme ensimmäistä viikkoa olivat poikkeuksellisen vähästeisiä, voi karkeana arviona esittää 30-40 l / s Mellunkylänpuron pääuoman keskivirtaamaksi koko vuoden ajalta. Jakamalla tämä arvio keskivirtaamasta pääuoman valuma-alueen pinta-alalla (9,0 km²) saadaan tutkimusjakson keskimääräiseksi valumaksi 3,3 - 4,5 l / s / km². Kun valuman on arvioitu olevan Etelä-Suomessa keskimäärin 6,3 - 9,5 l / s / km², kertoo myös tämä osaltaan tutkimusjakson olleen poikkeuksellisen vähästeisen (Solantie & Ekholm 1985; lain. Hyvärinen 1986).

4.4 Virtaaman vuorokautiset vaihtelut

Tutkimusjakson suurin vuorokautinen keskivirtaama mitattiin 24. marraskuuta (335 l / s) (kuva 8). Syynä virtaamahuippuun oli se, että edellisellä viikolla satanut ensilumi (19.11. 26 cm) suli nopeasti samaan aikaan sattuneen vesisateen (23.11. 5,4 mm) ansiosta. Lähelle syksyn virtaamahuippua päästiin toukokuun 6. päivänä (282 l / s) ja huhtikuun 29. päivänä (266 l / s). Syynä runsaaseen virtaamaan olivat näinä ajankohtina yksinomaan vesisateet (5.-6.5. 9,6 mm ja 28.4. 15,8 mm). Varsinainen

lumen sulamisjakso oli poikkeuksellisen vähästeinen: ajalla 3.-22. huhtikuuta kokonais sademäärä oli vain 3,5 mm. Tästä syystä sulamisjakson suurimmaksi vuorokautiseksi keskivirtaamaksi jäi huhtikuun 20. päivän 192 l / s (Ilmastotiedot 1.7.1995 - 30.6.1996).



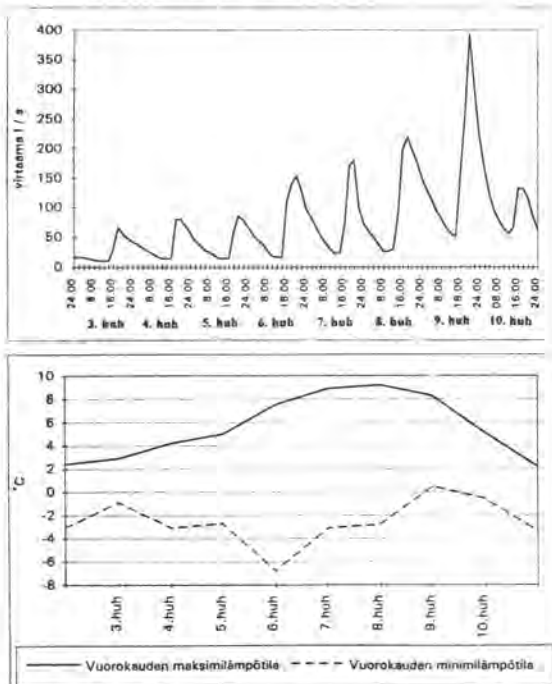
Kuva 8. Yllä: Vuorokausittainen keskivirtaama Mellunkylänpurossa ajalla 9.10.1995-30.6.1996. Alla: Vuorokausittaiset sademäärät ja vuorokauden keskilämpötilat Helsingin Kaisaniemessä ajalla 9.10.1995-28.5.1996.

Pienimmillään virtaama Mellunkylänpuron pääuomassa oli helmikuun 12. päivänä, jolloin mitattiin lukemaksi 1,5 l / s (kuva 8). Virtaaman mittaus ei talviaikaan ollut luonnollisestikaan jatkuvaa, koska purouoma oli vahvan jääkannen peitossa. Näytteenottojen yhteydessä mitatut suurimmat talvikauden virtaamat olivat 15. ja 22. tammikuuta mitatut 8 l / s. Vaihtelua talviviltaamiin aiheutti eniten Fazerin tehtaalta puroon johdettu vesi.

4.5 Virtaaman hetkelliset vaihtelut

Virtaaman määrään vaikuttaa sademäärän intensiteetin ja keston ohella mm. valuma-alueen koko ja muoto, topografia, maaperä, kasvillisuus ja uomaston ominaisuudet. Urbanisoituneilla alueilla lisäksi maanpinnan kattaminen

ja tiivistäminen sekä viemäröinti äärevöittävät valuntauhiippuja (Hyvärinen 1986). Mellunkylänpuron erittäin nopeille virtaamanvaihteluille on näin ollen helppo löytää selitys: valuma-alue on muodoltaan pyöreähkö, vettä huonosti läpäisevän saven osuus valuma-alueen pinta-alasta on suuri (28,8 %), uomia on monin paikoin keinotekoisesti suoristettu ja perattu, alueen sadevesien viemäröinti on tehokasta ja rakennetun alueen osuus valuma-alueen pinta-alasta on suuri (54,3 %).



Kuva 9. Yllä: Virtaaman vaihtelu Mellunkylänpurossa ajalla 3.4-10.4.1996. Alla: Vuorokauden maksimi- ja minimilämpötilat Helsingin Kaisaniemestä ajalla 3.4-10.4.1996.

Äärevimmillään virtaama vaihteli toukokuun 4. päivän iltana rankkasateen jälkeen, kun virtaama lisääntyi tunnin aikana arvosta 34 l/s arvoon 977 l/s. Mellunkylänpuron pääuoman virtaama siis lähes 30-kertaistui tunnissa. Virtaamahuiput olivat pääuomassa sateiden jälkeen yleensä lyhytkestoisia ja virtaama palautui sadetta edeltäneelle tasolle yleensä muutamassa päivässä, joskus nopeamminkin (kuva 15). Suurin hetkellinen virtaama tutkimusjaksolla mitattiin toukokuun 28. päivän iltana, jolloin vettä virtasi 1285 l/s. Virtaamapiikin aiheutti 13 mm:in intensiivinen rankkasade.

Virtaama Mellunkylänpuron pääuomassa noudatteli ilman lämpötilasta riippuvaista rytmikkaa lumen sulamisjaksolla huhtikuun alkupuolella (kuva 9). Vuorokauden maksimivirtaamat mitattiin kl. 18-20 välisenä aikana ja minimivirtaamat kl. 12-16 välisenä aikana. Minimi- ja maksimivirtaamissa oli näin ollen useiden tuntien viive vuorokauden minimi- ja maksimilämpötilojen suhteen. Olennaista vuorokausivaihtelun esiintymiselle oli se, että yölämpötilat laskivat 0°C:een alapuolelle. Tällöin lumen sulaminen lakkasi ilman viiletessä. Iltapäivälämpötilojen kohotessa selvästi 0°C:een yläpuolelle sulaminen alkoi uudelleen (Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990). Suurimmillaan lumen sulamisesta aiheutuva virtaaman vuorokautinen vaihtelu oli 9. huhtikuuta, jolloin minimivirtaama oli puolen päivän aikaan 44 l/s ja maksimivirtaama kl. 19 aikaan 394 l/s. Virtaama siis lähes kymmenkertaistui kuuden tunnin aikana (kuva 9).

4.6 Virtaama Broändanpurossa

Mellunkylänpuron sivu-uomista Broändanpuro oli ainoa, jossa kuivimpinakin kausina virtasi vettä ja joka ei talven aikana jäänyt pohjajaa myöten (kuva 1). Kesän kuivina kausina virtaama pääuomassa ja Broändanpurossa oli yhtä suuri (n. 10 l/s), vaikka Broändanpuron valuma-alue (0,95 km²) on kooltaan vain n. kymmenesosa pääuoman valuma-alueesta (9,00 km²). Broändanpuron valuma-alueesta suurin osa on tärkeää pohjaveden kertymisaluetta ja tästä syystä minimivirtaama ei kuivimpinakaan kausina laskenut 10 l/s alapuolelle. Talviaikaankin purossa virtasi vettä silmämääräisesti arvioituna muutamia litroja sekunnissa. Helsingin ympäristötilaston (1992) mukaan Broändan pohjavesialueen kokonaisantoisuudeksi on arvioitu 800 m³/vrk.

Kevään sulamisjaksolla ja rankkasateiden yhteydessä Broändanpuron virtaamahuiput jäivät vaatimattomiksi pääuomaan verrattuna. Syynä tähän oli pintaveden runsaan pohjavedeksi suotautumisen ohella uoman erityisen pieni gradientti (0,6 m/km). Tarkkoja arvioita Broändanpuron maksimivirtaamista on mahdoton-

ta esittää. Virtaamien arviointi siivikoimalla suoraan Broändanpurosta ei liian pienen virtaamanopeuden vuoksi ollut mahdollista (ks. Hyvärinen 1984).

5. Kiintoaine ja liuenneet aineet

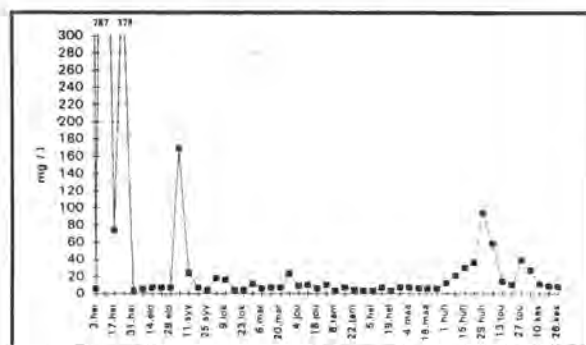
5.1 Pitoisuuksien vuodenaikaiset vaihtelut

5.1.1 Kiintoaine

Joen kuljettama kiintoaineen määrä vaihtelee vuodenaikojen mukaan paljolti samalla tavoin kuin joen virtaama. Tämä johtuu siitä, että virtaama vastaa joen kiintoaineen kuljetuskykyä. Talvella sade varastoituu lumena maan pinnalle, maan pintakerros on jäässä ja virtaamat ovat usein pienimmillään. Keväällä lumen sulamisen aikaan osittain sulanut routa estää veden suotautumisen maaperään ja kasvipeitteen maa erodoituu helposti pintavalunnan seurauksena. Sulamisvesien lisätessä virtaamia joen pohjalle talven aikana kertynyt materiaali lähtee liikkeelle. Tulvaveden huuhtoessa joen penkkoja kiintoainekuljetus lisääntyy entisestään. Suurin osa vuotuisesta kiintoainekuljetuksesta tapahtuukin yleensä juuri näinä aikoina keväällä, sulavan lumen määrästä ja vesiarvosta riippuen. Kesällä kasvillisuus vähentää pintavalunnan aiheuttamaa pintaeroosiota merkittävästi ja lisää samalla haihduntaa. Voimakas haihdunta vähentää virtaamia ja kiintoainekuljetus kesäaikana jää yleensä vähäiseksi. Syksyllä lämpötilojen viiletessä ja kasvillisuuden kuollessa haihdunta vähenee selvästi ja pintavalunta lisääntyy. Kiintoainekulkeuma lisääntyy merkittävästi ja sateisina syksyinä saattaa pääosa vuotuisesta kiintoainekulkeumasta kulkeutua vasta tällöin (Vehviläinen 1981; Mansikkaniemi 1982; Tikkanen et al. 1985; Seuna & Vehviläinen 1986; Tikkanen 1990; Peltonen 1994).

Mellunkylänpuron pääuomasta viikon välein otetut näytteet eivät anna oikeaa kuvaa kiintoainepitoisuuden vuodenaikaisista vaihteluista (kuva 10). Syy tähän on selkeä: kukin näyte kertoi osaltaan vain tilanteen näytteenottohet-

kellä. Vaihtelua säätilan muutosten lisäksi aiheuttivat kaivuutyöt Itäväylän eteläpuolella sijaitsevalla pellolla (kuva 13). Selvimmin tämä ilmeni heinäkuun 10.-24. päivänä sekä 4. syyskuuta otetuista näytteistä, jolloin pitoisuudet olivat korkeimmillaan. Pitoisuuden maksimiarvot olivat hetkellisiä. Mikäli näytteet olisi otettu töiden ollessa pysähdyksissä, olisi kiintoainepitoisuuden viikoittaisia vaihteluita osoittava kuvaaja ollut aivan toisenlainen.



Kuva 10. Kiintoainepitoisuus viikoittaisissa näytteissä Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10-27.11.1995 pisteessä 3).

Syksyllä kiintoaineen pitoisuudet pysyivät viikoittaisissa vakionäytteissä pieninä (4-24 mg/l). Tähän oli syynä se, että maksimikonsentraatiot olivat Mellunkylänpurossa erittäin lyhytaikaisia, eivätkä ajoittuneet samanaikaisesti viikoittaisten näytteenottojen kanssa (kuva 15). Maksimikonsentraatiot vuoden 1995 puolella mitattiin 26.8., jolloin pitkään jatkuneen kuivan kauden päättänyt 8 mm:in rankkasade kohoitti kiintoainepitoisuuden arvoon 1379 mg/l.

Keväällä lumen sulamisen aiheuttama virtaaman lisäys sai aikaan kiintoainepitoisuuden kohoamisen (kuva 10). Viikoittaiset näytteet otettiin aina aamupäivisin ja näin arvot jäivät huomattavasti vuorokautisten kiintoainepitoisuuksien keskiarvojen alapuolelle lumen sulamisjaksolla (kuva 12). Korkein arvo mitattiinkin lumien kokonaan sulettua 29. huhtikuuta (93 mg/l), jolloin edellisen illan sateen ansiosta virtaama oli vielä varsin suuri (220 l/s). Tämäkin arvo oli kuitenkin pieni verrattuna edellisen illan maksimiarvoon, joka virtaamahui-pun (505 l/s) aikaan oli ollut 932 mg/l. Kiin-

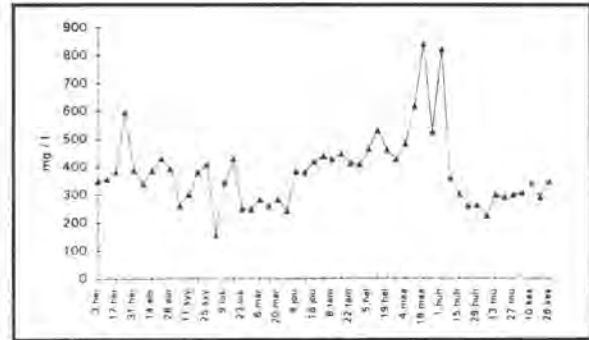
toainekulkeumassa erot olivat 14 tunnin välein otetuissa näytteissä 23-kertaisia (471 g/s : 20 g/s).

Pienimmillään kiintoainepitoisuudet olivat minimivirtaamien aikaan talvella, kun Mellunkylänpuuron peitti vahva jääkansi (8.1.- 25.3.) sekä kesän kuivimpina aikoina heinä- ja elokuussa. Kiintoainekonsentraatiot vaihtelivat tällöin rajoissa 3 - 7 mg / l. Erityisen pieniä konsentraatioita mitattiin myös syksyllä syyskuun 25. sekä lokakuun 16. ja 23. päivinä, jolloin kiintoainekonsentraatiot jäivät arvoon 4 mg / l (kuva 10).

5.1.2 Liuenneet aineet

Joen kuljettamien liuenneiden aineiden pitoisuus jakautuu vuoden aikana paljon tasaisemmin kuin joen kuljettaman kiintoaineen pitoisuus. Suurin kuljetus tapahtuu liuenneiden aineidenkin osalta yleensä maksimivirtaamien aikaan keväällä tai loppusyksyllä, mutta päin vastoin kuin kiintoaineen osalta liuenneiden aineiden pitoisuudet pysyvät suhteellisen tasaisina ympäri vuoden. Pienimmillään liuenneiden aineiden pitoisuus on yleensä lumen sulamisjakson jälkeen keväällä, kun talven aikana uoman pohjalle kertynyt materiaali on huuhtoutunut pois kevättulvan mukana (Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990; Peltonen 1994).

Viikoittaisten näytteiden kuvaaja liuenneiden aineiden pitoisuuksien osalta noudattelee paljolti edellä todettua: pitoisuudet ovat pienimmillään huhtikuun lopulla ja toukokuussa tulvakauden jälkeen ja pitoisuuden vaihtelut ovat paljon vähäisempiä kuin kiintoaineen osalta (kuva 11). Erityisen pienet pitoisuudet 2.10. sekä 23.10.-27.11. johtuvat siitä, että näytteet on otettu pisteestä 3 meriveden noustua näytteenottopisteen 1 tasoon (kuva 1). Broändanpuuron liuenneiden aineiden pitoisuus oli koko tutkimusjakson ajan selkeästi korkeampi kuin pääuomassa, joten pisteestä 3 mitatut arvot ovat liian pieniä suhteessa pisteen 1 arvoihin.



Kuva 11. Liuenneiden aineiden pitoisuus viikoittaissa näytteissä Mellunkylänpuurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

Suurimmillaan liuenneiden aineiden pitoisuudet olivat tienpintojen alkaessa sulaa maaliskuuhuhtikuun vaihteessa. Syynä tähän oli se, että talven aikana teiden suolaukseen käytetyt aineet (NaCl, CaCl₂ x H₂O) pääsivät liukenemaan puroveteen (Lahermo & Rainio 1990) (kuva 11). Suurin viikoittaisten näytteenottojen yhteydessä mitattu liuenneiden aineiden konsentraatio mitattiin 18. maaliskuuta (838 mg / l). Suurin pitoisuus koko tutkimusjakson aikana mitattiin iltopäivällä 3. huhtikuuta (1175 mg / l).

Pitoisuuksien keskiarvo oli talvella (4.12.-26.2.) 433 mg / l eli vuodenajoittain tarkasteltuna pitoisuudet olivat tällöin korkeimmillaan. Kevään (4.3.-27.5.) keskiarvo oli lähes sama kuin talven eli 429 mg / l. Kevään osalle ajoitui sekä korkeimpien konsentraatioiden kausi sulamisjakson alkuvaiheessa (11.3.-1.4.) että konsentraatioiden minimikausi kevättulvan jälkeen (22.4.- 6.5.) (kuva 11). Syksyllä (4.9.-16.10.) näytteenottopisteestä 1 mitattujen liuenneiden aineiden pitoisuuksien keskiarvo oli 353 mg / l eli vuodenajoittain tarkasteltuna pitoisuudet olivat tällöin alhaisimmillaan. Kesäkauden (28.6.- 28.8.1995; 3.6.-26.6.1996) keskiarvo liuenneiden aineiden osalta oli 371 mg / l. Viikoittaisten näytteiden keskikonsentraatio koko vuoden ajalta näytteenottopisteessä 1 oli 402 mg / l.

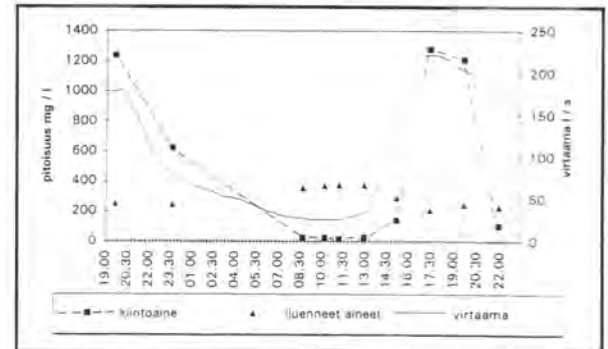
5.2 Pitoisuuksien vaihtelut lyhyinä ajanjaksoina

5.2.1 Kiintoaine

Kiintoainepitoisuuden vaihtelut olivat Mellunkylänpurossa poikkeuksellisen voimakkaita ja nopeita. Suurin kiintoainepitoisuus koko tutkimusjaksolla mitattiin rankan ukkossateen (9 mm) aiheuttaman virtaamahuipun aikaan 4. toukokuuta (3257 mg/l). Kolme ja puoli tuntia maksimiarvon jälkeen virtaaman kääntytyä laskuun kiintoainepitoisuus oli enää 296 mg/l ja seuraavana aamuna vajaan 12 tunnin kuluttua virtaamahuipusta 28 mg/l. Kiintoainepitoisuus oli siis virtaamahuipun aikaan 116 kertaa suurempi kuin 12 tuntia myöhemmin. Ainekuljetuksenkin osalta ero oli 62-kertainen. Suurten pitoisuuksien yhteydessä on vaarana, että suodattimelle pidähtynyt kiintoaine pienentää huokoskokoa, jolloin suodattimelle alkaa pidähtyä kooltaan tarkoitettua huokoskokoa pienempiäkin partikkeleita (Isoaho & Valve 1988; Haapala & Euren 1991). Tästä syystä kiintoaineen maksimipitoisuudet saattavat olla tässä tutkimuksessa jonkin verran liian suuria.

Samaan tapaan kuin 4.-5.5. vaihtelivat kiintoainepitoisuudet Mellunkylänpurossa muinakin ajankohtina. Toiseksi korkein kiintoainepitoisuus tutkimusjaksolla mitattiin vuoden maksimivirtaaman (1285 l/s) aikaan 28. toukokuuta (2088 mg/l) ja kevään aikana 1000 mg/l ylittäviä pitoisuuksia mitattiin useasti, erityisesti lumen sulamisjakson yhteydessä 4.-8. huhtikuuta. Kuva 12 ilmentää kiintoainepitoisuuden vaihtelua lumen sulamisjaksolla 7.-8. huhtikuuta. Lämpötilan öisin laskiessa pakkasen puolelle lumen sulaminen yöaikaan loppui ja klo 9.00 - 12.30 kiintoainepitoisuudet olivat virtaaman ohella pienimmillään. Lämpötilojen kohotessa iltapäivällä lähelle +10 °C: tta sulaminen kiihtyi ja virtaama kääntyi selvään nousuun klo 13 aikaan. Kiintoainepitoisuus kohosi klo 15 mennessä arvoon 139 mg/l ja maksimi saavutettiin tulvapiikin saavutettua huippunsa klo 17.15 (1280 mg/l). Virtaaman kääntytyä laskuun pitoisuus pysyi edelleenkin yllättävän

korkeana, sillä klo 19.30 kiintoainepitoisuus oli vielä 1212 mg/l. Runsaan kahden tunnin kuluttua tästä (klo 21.45) kiintoainepitoisuus oli pudonnut arvoon 104 mg/l.



Kuva 12. Kiintoainepitoisuuden, liuenneiden aineiden pitoisuuden ja virtaaman vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 ajalla 7.-8.4.1996.

Keväällä lumen sulamisjaksolla kiintoainepitoisuudet maksimivirtaamien aikaan iltapäivisin vähenivät ensimmäisen viikon huippuarvojen jälkeen selvästi. 2. huhtikuuta virtaaman ollessa 15 l/s iltapäivämaksimin aikaan kiintoainepitoisuus pysyi alhaisena (9 mg/l). Vuorokautta myöhemmin virtaama lisääntyi 63 litraan / s ja tämä virtaaman lisäys riitti nostamaan kiintoainepitoisuuden arvoon 1256 mg/l. Tämän jälkeen kiintoainepitoisuus vaihteli neljänä seuraavana iltapäivänä (5.4.-8.4.) arvojen 1183- 1280 mg/l välillä. Ajalla 10.4.-20.4. kiintoainepitoisuus virtaamahuipun aikaan on mitattu kuutena eri ajankohtana. Pitoisuudet eivät näinä ajankohtina olleet enää lähelläkään huippuarvoja, vaan vaihtelivat rajoissa 27-132 mg/l. Syynä tähän pitoisuuksien voimakkaaseen vähenemiseen ensimmäisten virtaamahuippujen mentyä on ns. hysteresis-ilmiö: samaa virtaamaa vastaa tulvan noustessa suurempi kiintoainepitoisuus kuin tulvan laskiessa (Seuna & Vehviläinen 1986). Ensimmäinen selkeä virtaaman lisäys riitti saamaan liikkeelle talven alivirtaaman aikana uoman pohjalle kertyneen materiaalin. Virtaamahuippujen kasvassa päivä päivältä kiintoainepitoisuus pysyi korkeana, sillä uutta materiaalia huuhtoutui ojan penkoista aina veden pinnan noustessa (kuva 14). Virtaamahuipun mentyä (9.4.) materiaalia ei enää huuhtoutunut samassa määrin



Kuva 13. Mellunkylänpuron pääuoman oikaisutyöt käynnissä Itäväylän eteläpuolella sijaitsevalla pellolla syyskuussa 1995.



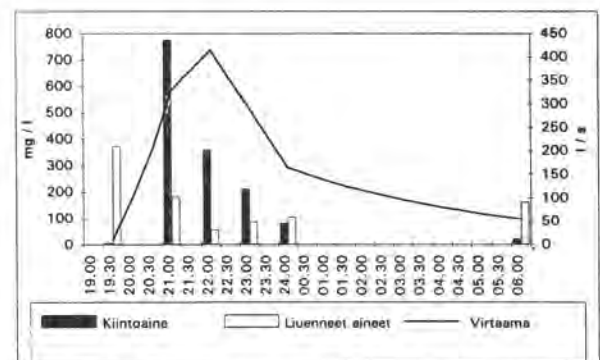
Kuva 14. Huhtikuussa 1996 eroosio oli leventänyt uomaa ja puron penkat olivat sortuneet. Puron oikeanpuoleisen penkan sortuman aiheutti lähteen purkautuminen. Kuvasta näkyy, kuinka lähteestä purkautuu savipitoista vettä.

puron penkoista ja ainepitoisuudet pienenevät (Tikkanen et al. 1985; Seuna & Vehviläinen 1986).

Loppukesällä ja syksyllä kiintoainepitoisuudet eivät kohooneet yli 1000 mg/l kuin kerran, 26. elokuuta (1379 mg/l). Syynä pienempiin kiintoainepitoisuuksiin kevääseen verrattuna oli maaperän hyvä imeyntäkyky poikkeuksellisen kuivan kesän jäljiltä, maaperää tehokkaasti sitonut kasvipeite sekä kevättä suurempi kokonaishaihdunta. Kuva 15 kertoo tilanteesta Mellunkylänpurossa 3. syyskuuta, jolloin rankka 5 mm : in ukkossade nosti nopeasti virtaamia ja kiintoainepitoisuuksia. Ukkossade alkoi kl. 19.30 ja päättyi kl. 21.00. Samaan aikaan, kun sade päättyi, oli kiintoainepitoisuus saavuttanut jo maksiminsa (776 mg / l) virtaaman ollessa vielä nousuvaiheessa. Kiintoainepitoisuus oli ennen sateen alkua ollut 7 mg / l , joten pitoisuus 111-kertaistui puolestoista tunnissa. Virtaamahuipun aikaan (kl. 22.00) kiintoainekonsentraatio oli laskenut jo alle puoleen (359 mg/l) tuntia aiemmin mitattuun arvoon verrattuna. Tämä sade noudatteli hyvin aiemmin esitettyä teoriaa siitä, että kiintoainekonsentraatiot saavuttavat korkeimmat arvonsa ennen virtaamahuippua (Gregory & Walling 1973; Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990; Peltonen 1994). Tämä johtuu siitä, että pienten virtaamien vallitessa uoman pohjalle kerrostunut materiaali joutuu kuljetukseen välittömästi virtaaman lisääntyessä (Tikkanen et al. 1985).

Kiintoaineen maksimipitoisuudet Mellunkylänpurossa olivat Suomessa tehtyihin vastaaviin tutkimuksiin verrattuna poikkeuksellisen korkeita. Seunan (1982) mukaan yksittäisiltä metsäojituslohkoilta on mitattu ojitusta seuranneen kevättulvan aikana suurimmillaan 2000 mg/l kiintoainepitoisuuksia. Mansikkaniemi (1982) on tutkinut puolestaan pieniä valuma-alueita lounais-Suomen savikkoalueilla ja saanut suurimmillaan kiintoainepitoisuudeksi 1632 mg / l. Tikkanen (1990) on saanut Lammilla tekemässään pienten valuma-alueiden tutkimuksessa suurimmaksi hetkelliseksi kiintoainekonsentraatioksi 2133 mg/l . Kauppi

(1975), Kohonen (1982), Tikkanen et al. (1985), Pajala (1989), Rekolainen (1989b) ja Peltonen (1994) eivät ole tutkimuksissaan päässeet lähellekään näitä pitoisuuksia. Mellunkylänpurossa 4.5.1996 mitattu yli 3000 mg/l (3257 mg / l) kiintoainepitoisuus on siis selkeästi korkeampi kuin yhdessäkään Suomen pieniä valuma-alueita käsittelevässä tutkimuksessa tätä aiemmin. Tässä yhteydessä on hyvä muistaa, että kiintoainepitoisuudet eivät välttämättä ole suoraan vertailukelpoisia keskenään. Tuloksiin vaikuttaa käytetyn suodattimen ohella mm. se, onko suodatin pidättänyt suuria kiintoainekonsentraatioita määritettäessä tarkoitettua huokoskokoa pienempiäkin partikkeleita suodattimen osittain tukkeutuessa (Isoaho & Valve 1988; Haapala & Euren 1991).



Kuva 15. Kiintoainepitoisuus, liuenneiden aineiden pitoisuus ja virtaama Mellunkylänpurossa pisteessä 1 syyskuun 3. Päivä 1995 sataneen ukkoskuuron jälkeen.

5.2.2 Liuenneet aineet

Liuenneessa muodossa kulkeutuvien aineiden määrä vaihtelee lyhyinä ajanjaksoina paljon vähemmän kuin kiintoaineen määrä. Pitoisuudet ovat yleensä pienten virtaamien aikaan suurimmillaan ja virtaamahuippujen aikaan pienimmillään. Syynä tähän ilmiöön on sade- ja sulamisvesien aiheuttama laimeneminen, jonka ansiosta liuenneen aineen pitoisuudet vähenevät virtaaman kasvaessa (Tikkanen 1990). Liuenneen aineen pitoisuudet vaihtelevat kuitenkin säännöttömämmin kuin kiintoaineen pitoisuudet ja poikkeamia tästä yleisestä mallista tapahtuu usein.

Pienimmillään liuenneiden aineiden konsentraatio koko tutkimusjaksolla oli 3. syyskuuta sataneen ukkossateen jälkeen, jolloin mitattiin arvo 56 mg / l. Liuenneiden aineiden konsentraatio oli virtaamahuipun aikaan lähes 7 kertaa pienempi kuin ennen sadetta mitattu arvo, 373 mg / l. Virtaaman vähetessä pitoisuus nousi tasaisesti, mutta oli vielä aamullakin selvästi sadetta edeltänyttä arvoa matalammalla tasolla (kuva 15).

Lumen sulamisjaksolla huhtikuussa liuenneiden aineiden pitoisuudet noudattivat omaa virtaaman vaihteluiden tahdittamaa vuorokausirytmikkaansa. Kuva 12 kertoo tilanteesta 7.-8. huhtikuuta, jolloin liuenneiden aineiden pitoisuus vaihteli kääntäen verrannollisesti kiintoaineen pitoisuuksiin nähden. Pitoisuus vaihteli siis samaan tapaan virtaaman ja kiintoainepitoisuuksien suhteen kuin 3. syyskuuta (kuva 15), mutta konsentraatioiden vaihtelut olivat paljon vähäisemmät kuin tuolloin. Liuenneiden aineiden suurin pitoisuus mitattiin vuorokauden pienimmän virtaaman aikaan kl. 11.00 (374 mg / l) ja pienin pitoisuus suurimman virtaaman aikaan kl. 17.15 (207 mg / l).

Suurin liuenneiden aineiden pitoisuus vuoden aikana mitattiin lumen sulamisjakson alussa 3. huhtikuuta maksimivirtaaman aikaan (kl. 17.30), jolloin pitoisuus ylitti ainoan kerran 1000 mg / l (1175 mg / l). Syynä korkeisiin pitoisuuksiin oli tiesuolauksesta talven aikana kertyneiden aineiden (NaCl ja $\text{CaCl}_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}$) pääsy puroveteen (Lahermo & Rainio 1990). Seuraavina päivinä maksimivirtaamien aikaan mitatut pitoisuudet olivat jo selvästi alempia kuin 3. huhtikuuta: vuorokautta myöhemmin arvo oli 434 mg / l, 5.4. 332 mg / l, 6.4. 248 mg / l, 7.4. 250 mg / l ja 8.4. 207 mg / l. Kevättulvan aikainen virtaamahuippu saavutettiin 9. huhtikuuta (394 l / s, kuva 9), mutta vesinäytettä virtaamahuipun aikaan ei otettu. Tämän jälkeen näytteitä otettiin seitsemänä iltana maksimivirtaamien aikaan ajalla 10.4. - 22.4. ja arvot vaihtelivat välillä 216 - 364 mg / l. Pitoisuudet olivat selkeästi korkeampia niinä ajankohtina, jolloin vuorokauden maksi-

mivirtaama oli pienin. Esimerkiksi 11.4. virtaama oli näytteenottohetkellä 47 l / s ja liuenneiden aineiden pitoisuus 364 mg / l. 20.4. kl. 19.00 virtaama puolestaan oli 206 l / s ja liuenneiden aineiden pitoisuus 216 mg / l.

5.3 Pitoisuuksien vaihtelut eri näytteenottopaikkojen välillä

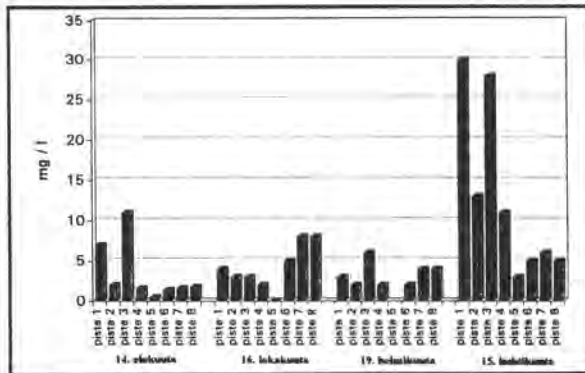
5.3.1 Kiintoaine

Kiintoaineen osalta näytteitä otettiin neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) kahdeksasta puron eri kohdasta kiintoainepitoisuuden paikallisen vaihtelun selvittämiseksi (kuvat 1 ja 16). Broändanpurosta näytteitä otettiin myös näiden ajankohtien ulkopuolisina aikoina, erityisesti keväällä lumen sulamisjakson yhteydessä. Ajankohdat on valittu siten, että 14.8. edustaa tilannetta kesän alivirtaaman aikaan, 16.10. edustaa syksyä, 19.2. kertoo tilanteen jääkannen alla ja 15.4. näytteet on otettu kevään tulvajaksolla. Virtaamat pääuomassa näytteenottohetkillä olivat seuraavat: 14.8. 10 l/s, 16.10. 12 l/s, 19.2. 7 l/s ja 15.4. 70 l/s.

Kiintoainepitoisuudet olivat 14.8. ja 15.4. otetuissa näytteissä pääuoman alajuoksun pisteissä 1 ja 3 selvästi korkeampia kuin muissa pisteissä (kuva 16). 14.8. arvot olivat 1. pisteessä 7 mg / l ja 3. pisteessä 11 mg / l, kun muiden näytepisteiden konsentraatiot vaihtelivat rajoissa 0,5-2,0 mg / l. 15.4. otetuissa näytteissä pisteen 1 pitoisuus oli 30 mg / l ja pisteen 3 28 mg / l. Muiden näytteenottopisteiden konsentraatiot vaihtelivat tällöin rajoissa 5-13 mg / l. Tämän perusteella näyttäisi siltä, että kiintoainetta erodoituisi eniten pisteiden 3 ja 4 väliseltä peltovaltaiselta alueelta, jossa äskettäin on tehty uoman perkauksia (kuvat 13 ja 14).

Talviaikaan (19.2.) kiintoainepitoisuudet olivat alhaisia kaikissa näytepisteissä. Konsentraatiot vaihtelivat rajoissa 2-6 mg / l. Pisteestä 5 näytettä ei saatu, sillä Untamalanoja oli jäässä pohjaan asti. 16.10. otetuissa näytteissä kiintoainepitoisuudet olivat yllättäen korkeimpia pisteissä 7 ja 8, joissa molemmissa kiintoainekonsentraatio oli 8 mg / l. Muiden pistei-

den konsentraatiot vaihtelivat arvojen 0-5 mg / l välillä. Syytä tähän konsentraatioiden epäenustettavaan vaihteluun on mahdotonta esittää.



Kuva 16. Kiintoainepitoisuuden vaihtelu eri näytteenotuspisteissä neljänä eri ajankohtana.

Kiintoainepitoisuudet Broändanpurossa olivat näytteenottohetkillä aina pienemmät kuin Mellunkylänpuron pääuomassa. Selkeimmin tämä ero näkyi kevättulvan ja rankkasateiden aikaan, jolloin pääuoman vesi oli aivan sameaa Broändanpurosta tulevaan veteen verrattuna (kuva 20). Suurimmat Broändanpurosta mitatut kiintoainepitoisuudet olivat 4.4. saatu arvo 24 mg / l ja 8.4. saatu arvo 14 mg / l. Pääuoman pisteestä 1 saadut arvot olivat samaan aikaan 1204 mg / l (4.4.) ja 1212 mg / l (8.4.). Syynä Broändanpuron alhaisempiin kiintoainepitoisuuksiin pääuomaan verrattuna on uoman pienen gradientin (0,6 m / km) ja sadeveden runsaan pohjavedeksi suotautumisen ohella se, että sen penkat eivät ole yhtä alttiita eroosiolle kuin pääuomassa (kuva 20).

5.3.2 Liuenneet aineet

Liuenneiden aineiden pitoisuuden vaihtelua eri näytteenottokohtien välillä seurattiin samoina ajankohtina kuin kiintoaineenkin osalta (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.). Broändanpuron liuenneiden aineiden pitoisuuksia seurattiin myös muina ajankohtina, erityisesti keväällä lumen sulamisjakson yhteydessä.

Liuenneiden aineiden pitoisuudet pääuomassa ja Untamalanojassa (näytepiste 5) vaihtelivat 14.8., 16.10. ja 19.2. otetuissa näytteissä vain

vähän: 14.8. konsentraatiot vaihtelivat rajoissa 247-278 mg / l, 16.10. rajoissa 271 - 338 mg / l ja 19.2. rajoissa 260 - 318 mg / l. 15.4. otetuissa näytteissä vaihtelu oli huomattavasti suurempaa, sillä Porvoon moottoritien lähellä olevasta näytepisteestä (piste 8, kuva 1) mitattiin yli kaksi kertaa suurempi konsentraatio (612 mg / l) kuin pisteistä 3 - 6 (235 - 279 mg / l). Myös pisteessä 7 näkyi tiesuolauksen vaikutus liuenneiden aineiden konsentraatioon vielä selvästi (354 mg / l). Päätekijä kohoissa liuenneiden aineiden pitoisuuksissa kevään sulamisjaksolla oli natrium (kuva 25). Pisteessä 3 tulvavedet olivat jo laimentaneet natriumpitoisuuden 15.4. mennessä, kun pisteessä 8 pitoisuus oli vielä selvästi koholla (taulukko 1).

Broändanpuron vesi eroaa liuenneiden aineiden osalta pääuoman vedestä selvästi, sillä pitoisuudet olivat kevään sulamisjakson alkupuolta lukuun ottamatta aina selvästi korkeampia Broändanpurossa kuin pääuomassa. Neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10. 19.2. ja 15.4.) otettujen näytteiden liuenneiden aineiden keskikonsentraatio oli Broändanpurossa (näytepiste 2, kuva 1) 584 mg / l, kun se samaan aikaan näytepisteestä 3 otetuissa näytteissä oli 266 mg / l. Syynä korkeampaan liuenneiden aineiden konsentraatioon Broändanpurossa on se, että uoma sijaitsee suurimmaksi osin alle 1 metrin tasolla m.p.y. ja pääosa valuma-alueestakin alle 5 metrin tasolla m.p.y. (kuva 4). Näin merivesi pääsee merenpinnan ollessa korkealla virtaamaan Broändanpuroon ja nostamaan samalla puron suolapitoisuutta. Samalla myös alavat rantamaat jäävät meriveden alle. Lisäksi Broändanpuroon huuhtoutuu pääuomaan verrattuna enemmän merellisten pohjasedimenttien huokosveteen jääneitä alkuaan meriveden suoloja (Mansikkaniemi 1982; Lahermo & Väänänen 1993). Tämä näkyy selvästi myös purovedestä tehdyissä natrium-, kalsium-, kalium- ja magnesiumanalyysissä (taulukot 1,2,3 ja 4).

5.4 Ainekuljetus

5.4.1 Kiintoaine

Virtaaman ja kiintoainepitoisuudet vaihtelut olivat Mellunkylänpurossa erittäin voimakkaita ja nopeita (kuvat 9, 12 ja 15). Tästä syystä kiintoainekuljetuksen arvioimiseksi automaattinen, virtaamapainotteinen näytteenotin olisi ollut välttämätön. Virtaamapainotteisen näytteenottimen puuttuessa jokaisesta sateesta olisi pitänyt ottaa näyte vähintään tunnin välein konsentraatioiden nopean vaihtelun selvittämiseksi. Sateen ja virtaaman määrän perusteella jälkikäteen tehdyt arviot ainekuljetuksen määrästä olisivat olleet Mellunkylänpurossa turhia, sillä samallakin virtaamalla samana vuodenaikana mitatut ainekonsentraatiot vaihtelivat valtavasti. Sateen määrän ohella ratkaisevaa oikeaan tulokseen pääymiseksi olisi ollut jokaisen sateen intensiteetin selvittäminen maaperän vedenkyllästysasteen selvittämisen ohella.

Kiintoainekulkeuman hetkellisiä vaihteluja ja määrää osoittavat hyvin erilaisten sateiden jälkeen pääuomassa vallinneet tilanteet (virtaama pisteessä 3, konsentraatiot pisteessä 1)(kuva 1). Kiintoainekulkeuman maksimi saavutettiin 4. toukokuuta 9 mm:in ukkossateen jälkeen, jolloin kuljetus Mellunkylänpurossa oli suurimmillaan 3180 g / s. Mikäli oletetaan konsentraation pysyneen tunnin ajan maksimitasollaan (3257 mg / l), kulkeutui Vartiokylänlahteen tänä aikana n. 11 500 kg kiintoainetta. Neljän talvikuukauden yhteenlaskettua kiintoainekuljetusta (475 kg) vastaava määrä kiintoainetta kulkeutui Vartiokylänlahteen näin ollen 2 minuutissa ja 29 sekunnissa. Kiintoaineen maksimikonsentraatio oli 4. toukokuuta, kuten Mellunkylänpurossa yleensäkin, kestoltaan lyhytaikainen : kolmen ja puolen tunnin kuluttua huippuarvosta konsentraatio oli enää 296 mg / l ja kiintoainekuljetus oli vähentynyt arvoon 117 g / s. Näin ollen ainekuljetus oli virtaamahuipun aikaan 27-kertainen kolme ja puoli tuntia myöhemmin mitattuun arvoon verrattuna.

Hetkellisesti suuria kiintoainekuljetuksia mi-

tattiin myös muina ajankohtina. Koko tutkimusjakson aikana mitatun suurimman virtaaman (1285 l / s) aikaan (28.5.) kiintoainekonsentraatio oli 2088 mg / l ja ainekuljetus täten 2683 g / s. Kesällä ja alkusyksyllä mitatut kiintoainekuljetukset puolestaan jäivät huomattavasti edellisiä arvoja pienemmiksi. Pääsyynä oli maaperää tehokkaasti sitovan kasvipeitteen kehittyminen täyteen mittaansa. Esimerkiksi 19.6. virtaaman ollessa lähes 1000 l / s (942 l / s) jäi kiintoainekuljetus virtaamahuipun aikaan arvoon 366 g / s eli kymmenen kertaa pienemmäksi kuin toukokuun 4. päivänä vastaavanlaisen virtaaman vallitessa (977 l / s). 3. syyskuuta virtaaman lisäys 330 litraan / s riitti puolestaan nostamaan kiintoainekuljetuksen arvoon 256 g / s (kuva 15). Kiintoainekuljetuksia arvioitaessa onkin tärkeää kiinnittää huomiota kasvipeitteen, sateen intensiteetin ja maaperän vedenpidätyskyvyn ohella myös siihen, onko jotakin virtaamahuippua edeltänyt rauhallisen virtaaman jakso vai ovatko virtaamahuiput ajoittuneet toisiinsa nähden ajallisesti lähekkäin. Mikäli virtaamahuiput ajoittuvat esim. vuorokauden välein, on kuljetus ensimmäisen virtaamahuipun aikaan paljon suurempi kuin jälkimmäisessä virtaamahuipussa. Tähän on syynä se, että uoman pohjalle vähäisen virtaaman aikana kerrostunut materiaali lähtee liikkeelle välittömästi virtaaman lisääntyessä ja näin ainekuljetus ensimmäisessä virtaamahuipussa muodostuu suuremmaksi (Seuna & Vehviläinen 1986; Tikkanen 1990).

Kiintoainekulkeuman vuorokautiset vaihtelut olivat suuria myös kevään sulamisjaksolla. Kuva 12 kertoo tilanteesta 7.-8.4. virtaaman ja kiintoaineen osalta. Pienimmillään kuljetus oli kl. 11.00, jolloin kulkeutui kiintoainetta 16 mg / l. Virtaama padolla oli samaan aikaan 25 l / s, joten kiintoainekulkeumaksi voidaan tämän perusteella laskea n. 1,5 kg tunnissa. Kl. 17 aikaan konsentraatio oli 1280 mg / l ja virtaama 227 l / s. Kiintoainekuljetus oli täten suurimmillaan 1046 kg tunnissa. Vuorokauden kokonaiskuljetuksen 8. huhtikuuta voidaan virtaamakäyrän ja eri virtaamatilanteista otettujen kiintoainenäytteiden avulla arvioida olleen n. 4800 kg. Tämä arvo on alle puolet siitä

kiintoainekuljetuksesta, mikä Vartiokylänlahteen kulkeutui 4. toukokuuta sataneen 9 mm : in sateen jälkeen tunnin aikana (11 455 kg). Vuotuisesta kiintoainekuljetuksesta suurin osa kulkeutuukin lyhyinä ajanjaksoina keväällä ja loppusyksyllä kasvipeitteettömään maahan satavien sateiden aikana sekä keväällä lumen sulamisjaksolla (Vehviläinen 1981; Mansikkaniemi 1982; Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990; Peltonen 1994).

5.4.2 Liuenneet aineet

Liuenneiden aineiden pitoisuudet Mellunkylänpurossa vaihtelivat huomattavasti vähemmän kuin kiintoaineen pitoisuudet (kuvat 10 ja 12). Tämä mahdollisti sen, että liuenneiden aineiden kuljetus voitiin arvioida. Wartiovaara (1975:13) on esittänyt yksinkertaisen painotusmenettelyn ainevirtaamien laskemiseksi. Mallissa otaksutaan pitoisuushavaintojen aritmeettisen keskiarvon edustavan tarkasteltavaa kulkua. Kertomalla tämä arvo kuukauden keskivirtaamalla saadaan arvioitua kuukausittaiset liuenneen aineen kulkeumat. Koko vuoden ainekulkeuma saadaan arvioitua kuukausittaisen kulkeumien summasta. Vertailun vuoksi liuenneiden aineiden kulkeuma on tässä työssä arvioitu myös kertomalla viikottaisten pitoisuuksien aritmeettinen keskiarvo vuoden keskivirtaamalla (Wartiovaara 1975: 29).

Vuoden keskivirtaamaksi Mellunkylänpurossa pääuomassa on arvioitu 35 l / s. Tästä luvusta puuttuu kuitenkin kokonaan Broändanpurossa vuotuinen keskivirtaama, joka varovasti arvioiden on vähintään 10 l / s. Viikottaisten näyttöjen liuenneiden aineiden pitoisuuksien aritmeettinen keskiarvo oli 402 mg / l. Kertomalla arvioitu vuoden keskivirtaama (45 l / s) liuenneiden aineiden pitoisuuksien keskiarvolla saadaan vuotuisesti kulkeumaksi 570 000 kg. Jakamalla vuotuinen liuenneiden aineiden kulkeuma valuma-alueen pinta-alalla (9,95 km²) saadaan kulkeumaksi 57,4 t / km² / a.

Kuukauden keskivirtaamat pääuomassa on limnigrafian virtaamatietojen avulla laskettu erikseen 8 kuukaudelle eli lokakuusta toukokuuhun. Virtaamiin on näissä laskelmissa li-

säetty joulun- ja maaliskuun osalle 5 l / s ja muiden kuukausien osalle 15 l/s Broändanpurossa osuudeksi. Kesä-syyskuussa virtaaman arvona on liuenneiden aineiden kuljetusta laskettaessa käytetty vuoden keskivirtaama eli arvoa 45 l / s . Tämän mukaan laskettuna liuenneiden aineiden kuljetus Mellunkylänpurossa oli suurimmillaan huhtikuussa, jolloin aineita kulkeutui Vartiokylänlahteen 120 000 kg. Toukokuussa liuenneita aineita kulkeutui toiseksi eniten eli 78 000 kg. Talviaikaan joulun- ja maaliskuussa ainekuljetus puolestaan vaihteli 11 000- 18 000 kg:n välillä kuukaudessa ja lokamarraskuussa kuljetus oli 50 000- 55 000 kg kuukaudessa. Laskemalla kuukausittaiset kulkeumat yhteen saadaan vuotuisesti liuenneiden aineiden kulkeumaksi 533 600 kg. Arvo on 6,4 % pienempi kuin arvo, joka oli saatu kertomalla vuoden keskivirtaama viikottaisten näyttöjen liuenneiden aineiden pitoisuuksien aritmeettisellä keskiarvolla. Syynä tähän on se, että runsaan virtaaman kuukausina liuenneiden aineiden pitoisuudet olivat alhaisempia kuin liuenneiden aineiden pitoisuudet keskimäärin (402 mg / l). Selkeimmin tämä oli havaittavissa toukokuussa, jolloin virtaama oli 108,9 l/s ja liuenneiden aineiden pitoisuus oli 277 mg/l.

Liuenneiden aineiden pitoisuudet olivat Mellunkylänpurossa muihin Suomessa pieniltä valuma-alueilta tehtyihin tutkimuksiin verrattuna melko korkeita (k.a. 402 mg/l). Erityisen huomionarvoista tämä on siksi, että nämä vertailukohtana olleet tutkimukset on tehty pääosin eroosioherkillä peltoalueilla, missä pitoisuudet ovat Suomen oloissa poikkeuksellisen suuria (Mansikkaniemi 1982; Tikkanen et al. 1985; Peltonen 1994). Liuenneiden aineiden kulkeuma sen sijaan oli näihin tutkimuksiin verrattuna samaa suuruusluokkaa, sillä laskutavasta riippuen kulkeumaksi saatiin 53,7 - 57,4 t / km² / a. Esimerkiksi Mansikkaniemi (1982) on kuutta pientä Paimionjokilaakson valuma-alueita (1,69 - 4,24 km²) tutkiessaan saanut liuenneiden aineiden vuotuisesti keskikulkeumaksi arvoja välillä 23 - 230 t / km² / a. Tässä yhteydessä on hyvä muistaa, että tutkimusjakso Mellunkylänpurolla oli poikkeuksellisen vähäsateinen (kuva 7). Keskimääräinen

liuenteiden aineiden vuosikulkeuma Mellunkylänpurossa onkin todennäköisesti huomattavasti suurempi kuin edellä esitetty arvio. Tikkanen et al. (1985) ovat tutkimuksessaan todenneet, että liuenteiden aineiden vuosikulkeuma pienellä, peltovaltaisella valuma-alueella voi poikkeuksellisen sateisena vuotena olla jopa kaksi kertaa suurempi kuin sademäärältään normaalina vuotena.

5.5 Orgaaninen kiintoaine

Jokivesitutkimuksissa detrituksella tarkoitetaan kuollutta, kasvien ja eläinten hajotessa syntyntä hiukkasmaista orgaanista ainetta (Cummins 1979; lain. Heikkinen & Visuri 1990). Siitä on kuitenkin vaikea erottaa ko. orgaanisessa aineessa olevia mikroleviä, sienä, bakteereita, alkueläimiä ja muita mikroselkärangattomia. Partikkelimaisen orgaanisen aineen määrästä saadaan karkea kuva orgaanisen kiintoaineen määrityksellä (Heikkinen & Visuri 1990).

Orgaanisen kiintoaineen määrittämisen ongelmaksi muodostui tässä työssä viikottaisten vakionäytteenottojen osalta se, että kiintoainemäärät olivat yleensä hyvin pieniä. Alle 10 mg / l kiintoainepitoisuuksista orgaanisen aineen prosentuaalisen osuuden määrittäminen osoittautui mahdottomaksi. Ratkaisuna tähän ongelmaan olisi ollut huomattavasti suodatettua vesimäärää (500 ml) suuremman vesimäärän suodattaminen. Tässä tutkimuksessa tyydyttiin kuitenkin siihen, että orgaanisen kiintoaineen prosentuaalisia osuuksia kiintoaineesta on määritetty vain niistä näytteistä, jotka ovat sisältäneet kiintoainetta yli 10 mg / l.

Viikoittain otettujen kiintoainenäytteiden orgaanisen aineen osuudeksi saadaan tällä perusteella 15,6 %. Yksittäisten näytteiden orgaanisen aineen osuus kiintoaineesta vaihteli rajoissa 7,0 % - 35,0 %. Pienin arvo (7,0 %) on määritetty 24. heinäkuuta, kun kaivinkoneen sekoittaman puroveden kiintoainepitoisuus oli 378 mg / l. Suurin arvo (35 %) puolestaan on mitattu 27. joulukuuta kiintoainepitoisuuden oltua purossa 10 mg / l. Selvimmin tämä ilmiö, missä orgaanisen aineen prosentuaalinen

osuus kiintoaineesta vähenee kiintoainepitoisuuden ollessa korkea, on havaittavissa erilaisen virtaamahuippujen aikana. Pienin orgaanisen aineen osuus kiintoaineesta (1,3 %) mitattiin 8.4. virtaamahuipun aikaan, jolloin kiintoainepitoisuus oli 1212 mg / l. Orgaanisen aineen osuus kiintoainepitoisuuksista, jotka ovat ylittäneet 1000 mg / l, on määritetty tässä tutkimuksessa 6 kertaa. Keskimäärin orgaanista ainetta kiintoaineesta on tällöin ollut 6,4 %. Kiintoainepitoisuuden ollessa 10-30 mg / l (17 kertaa) orgaanisen aineen osuus on puolestaan ollut keskimäärin 18,3 %.

6. Veden laatu

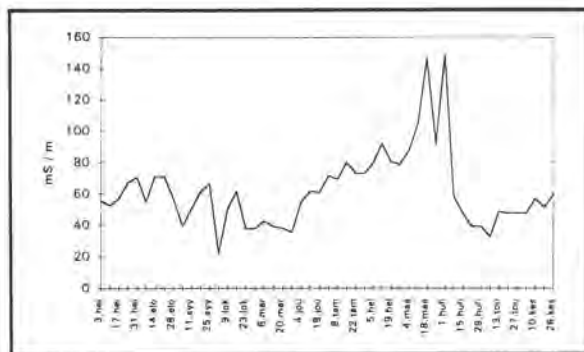
6.1 Sähkönjohtavuus

Veden sähkönjohtavuus on suoraan verrannollinen ionisoituneiden aineiden kokonaismäärään vedessä. Sähkönjohtavuuden määrää suurelta osin veden kalsium- (Ca), magnesium- (Mg), natrium- (Na), kalium- (K), bikarbonaatti- (HCO_3^-), sulfaatti- (SO_4^-) ja kloori-ionien (Cl⁻) runsaus (Lahermo et al. 1995). Näin ollen oli odotettua, että sähkönjohtavuuden viikoittaisia vaihteluita kuvaava käyrä on aivan samanmuotoinen kuin liuenteiden aineiden viikoittaisia vaihteluita kuvaava käyräkin (kuvat 11 ja 17).

Yleinen tapa laskea veden liuenteiden aineiden kokonaismäärä (mg / l) sähkönjohtavuuden avulla on kertoa sähkönjohtavuus (mS / m) luvulla 6. Suomessa kerroin vaihtelee välillä 5,5 - 7,5 (Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968). Wartiovaara (1975) on käyttänyt Suomen jokivesien liuenteiden aineiden kokonaismäärää arvioidessaan kerrointa 6,5. Lahermo & Väänänen (1993) suosittelivat käytettäväksi kertoimena arvoa 7,5.

Mellunkylänpurossa pisteestä 1 viikoittain otettujen sähkönjohtavuuksien keskiarvo tutkimusjaksolla oli 66 mS / m. Kun tiedetään, että liuenteiden aineiden keskikonsentraatio pisteessä 1 oli samaan aikaan 402 mg / l, saadaan kertoimeksi Mellunkylänpurossa arvo 6,1.

Käytettäessä samaa kerrointa myös virtaaman nopeiden vaihteluiden aikaan mitattujen sähkönjohtavuuksien ja liuenneiden aineiden määrän suhdelukuna voidaan todeta, että kerroin on yllättävän tarkka: sähkönjohtavuuden perusteella suoraan lasketut liuenneiden aineiden kokonaismäärät eroavat todellisesta < 10 %. Kerroin 6,1 on hyvin lähellä arvoa, jota Vesianalyysitoimikunta on suositellut Suomessa käytettävän. (Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968).



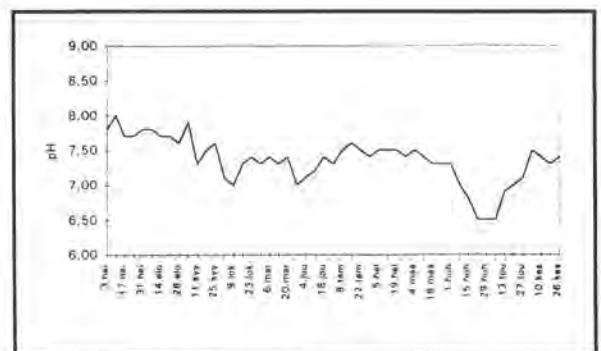
Kuva 17. Sähkönjohtavuuden vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

6.2 pH

Luonnontilaisen veden pH-tasoa säätelevät monet eri tekijät. Sadeveden pH on 5,7, kun se on tasapainossa ilman hiilidioksidin kanssa. Kaikilla Suomen havaintoasemilla sadeveden ja lumen pH on tämän arvon alapuolella pitkällä aikavälillä (Järvinen & Soveri 1986). Espoon mitta-asemalla sadeveden pH:n mediaani vuonna 1989 oli 4,47 (Järvinen & Väni 1990). Veden pH-tasoa alentavat Suomessa sateiden lisäksi myös soilta huuhtoutuvat happamat humusaineet. Suomen vesistöjen keskimääräinen pH onkin alle 7 eli vedet ovat tyyppiltään yleensä happamia (Seppänen 1984).

Luonnonvesissä biologiset tapahtumat vaikuttavat abiottisten tekijöiden ohella oleellisesti veden pH-tasoon. Selvimmin tämä on havaittavissa kesällä, jolloin voimakkaan fotoenergeettisen assimilaation aikana veden hiilidioksidipitoisuus laskee. Tämä aiheuttaa sen, että veden pH vastaavasti nousee. Ekholmin

(1990) mukaan aktiivisen levätuotannon aikana veden pH saattaa nousta useita yksikköjä neutraalin (pH 7) yläpuolelle. Toisaalta dissimilaation eli hajotuksen aikana systeemiin vapautuu hiilidioksidia (CO_2), jolloin veden pH laskee. Selvimmillään tämä on havaittavissa yhteyttämisen loppuessa syksyllä (Seppänen 1984). Talvella veden pH pysyttelee dissimilaatiosta huolimatta korkeammalla tasolla kuin syksyllä, sillä pH-tasoa alentavat sateet tulevat talviaikaan lumena eivätkä näin ollen pääse veteen ennen kuin vasta keväällä lumien sulassa (Tikkanen et al. 1985).



Kuva 18. pH:n vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

Kuva 18 kertoo pH-tason viikoittaisesta vaihtelusta Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11. ja 2.10.1995 pisteessä 3). Korkeimmillaan pH oli 10, heinäkuuta, jolloin mitattiin arvo 8,0. Kesäaikaan pH pysyi arvon 7,6 yläpuolella heinäkuun alusta aina 11.9. asti, jolloin pH-arvo putosi 7,3 : een. Syksyllä 25. syyskuuta jälkeen yhteyttämisen loppuessa ja hajotuksen voimistuessa pH putosi pysyvästi arvon 7,4 alapuolelle. Alhaisimmat pH-arvot syyskaudella mitattiin 9. lokakuuta ja 27. marraskuuta (7,0). Syynä alhaisiin arvoihin olivat sateet: 7.-9.10. satoi Helsingin Kaisaniemessä yhteensä 9,7 mm ja virtaama oli selvästi kohollaan vielä 9.10. näytteenoton aikaan. 27.11. puolestaan ensilumen sulaminen aiheutti pH-tason laskun.

Talvella pH pysytteli tasaisesti arvon 7,5 tuntumassa. Keväällä talven aikana kertyneen lumipeitteen sulaminen laski pH-tason ensi kertaa happaman puolelle. 15. huhtikuuta mitat-

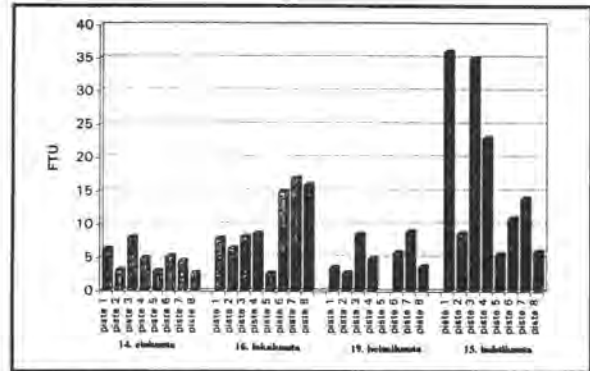
tiin arvo 6,8 ja viikkoa myöhemmin pH laski 6,5 : een pysyen samalla tasolla 3 viikkoa. Yhteyttämisen voimistuminen kesäkuun alkupuolella nosti pH-tasoa ja 3. kesäkuuta mitattiin jo arvo 7,5 (kuva 18). Viikoittaisten näytteiden pH : n aritmeettinen keskiarvo pisteessä 1 oli tutkimusjaksolla (1.7. 1995-30.6.1996) 7,2.

6.3 Sameus

Sameutta voidaan luonnehtia veden vähentyneeksi valonläpäisevyydeksi. Sameutta aiheuttavat vedessä oleva suspendoitunut aines, kolloidiset epäorgaaniset ja orgaaniset partikkelit sekä mikroskooppiset organismit (Mäkelä 1989). Mitä enemmän näyte aiheuttaa valon sirontaa, sitä suurempi on sen sameus. Valon sironta riippuu vedessä olevien hiukkasten lukumäärästä, koosta, muodosta, väristä sekä taitekertoimesta. Tämän vuoksi nefelometriset sameusarvot eivät ole suoraan verrannollisia gravimetrisesti mitattujen suspendoituneiden aineiden pitoisuuksien kanssa (SFS 3024 (1974)). Sameuden määrittämisessä käytettävät mittayksiköt ovat sopimuksenvaraisia. Esim. tässä työssä käytetty FTU-yksikkö perustuu formasiinista valmistettuihin standardeihin (Isoaho & Valve 1988).

Mellunkylänpuron veden sameutta seurattiin kahdeksassa puron eri näytepisteessä neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) (kuvat 1 ja 19). FTU-arvot korreloivat melko hyvin kiintoaineen määrän kanssa 14.8., 16.10. ja 19.2., joskin 14.8. otettujen näytteiden sameusluku näyttää olevan hieman alhaisempi kuin kiintoainepitoisuuden perusteella olisi voinut olettaa (kuvat 16 ja 19). Esim. pisteessä 3 mitattiin tällöin kiintoainepitoisuudeksi 11 mg / l sameusluvun ollessa 8,1 FTU. 16. lokakuuta puolestaan kiintoainepitoisuudet pisteissä 7 ja 8 olivat 8 mg / l sameuslukujen ollessa 17,0 ja 16,0 FTU. 15. huhtikuuta kiintoainepitoisuudet olivat muihin ajankohtiin verrattuna korkeimmillaan ja FTU-luvut kohosivatkin arvoon 36,0 pisteessä 1 (kiintoainepitoisuus 30 mg / l) ja arvoon 35,0 pisteessä 3 (kiintoainepitoisuus 28 mg / l). Broändanpuron FTU-luku (8,7) 15. huhtikuuta oli kiinto-

ainepitoisuuteen (13 mg / l) verrattuna yllättävän alhainen.



Kuva 19. Veden sameus (FTU) Mellunkylänpurossa eri näyteenotuspisteissä neljänä eri ajankohtana.

6.4 Happipitoisuus

Happea joutuu veteen ilmasta liukenemalla ja kasviplanktonin yhteyttämisen tuloksena. Vedessä olevaa happea kuluttavat lähinnä eliöiden hengitys ja orgaanisen aineen hajoamisprosessit. Happipitoisuus ilmaistaan tavallisesti millilitroina vesilitraa kohti (ml/l). Tässä työssä happipitoisuus ilmaistaan kuitenkin happikyllästysprosenttina. Se tarkoittaa prosenttiosuutta siitä määrästä happea, joka voi liueta veteen tietyssä lämpötilassa ja suolaisuudessa. Kyllästysprosentti ilmaisee parhaiten eliöiden saatavilla olevan hapen määrää ja se kuvaa hyvin myös kemiallisten ja biologisten prosessien kuluttamaa hapen määrää (Tulkki & Perttilä 1986).

Happipitoisuus Mellunkylänpurossa pysyi korkeana koko tutkimusjakson ajan (kuva 22). Pienimmilläänkin pitoisuus oli 74 % (12.2.) ja 100 %:in tuntumassa happipitoisuus oli useampana ajankohtana. Absoluuttisina pitoisuuksina ilmoitettuna hapen määrä Mellunkylänpurossa vaihteli rajoissa 7,8-13,6 mg / l. Pienin absoluuttinen happipitoisuus mitattiin veden ollessa lämpimimmillään (15,5 °C / 4.9.). Tämä oli odotettavissa, sillä mitä lämpimämpää vesi on, sitä vähemmän siihen kykenee liukenemaan happea (Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968).

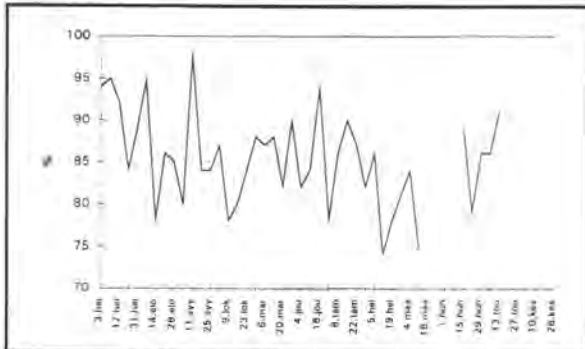


Kuva 20. Pääuoman ja Broändanpuron yhtymäkohta huhtikuussa 1996 (oikeanpuoleinen uoma Broändanpuro). Pääuoman veden kiintoainepitoisuus ylitti kevään sulamisjaksolla useasti 1000 mg/l pitoisuuden, kun Broändanpuron kiintoainepitoisuudet olivat samaan aikaan luokkaa 15-25 mg/l.



Kuva 21. Mellunkylänpuro oli talvella vahvan jääkannen peitossa. Kuva on otettu näytteenottopisteen 5 kohdalta.

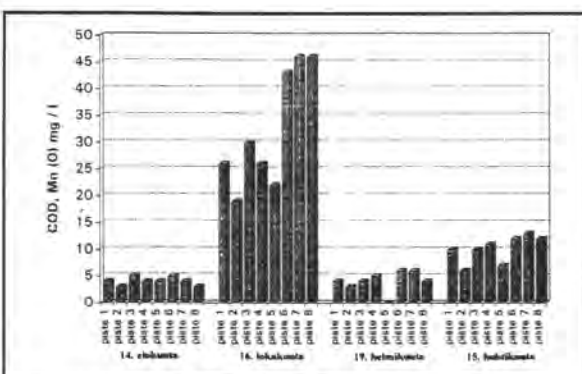
13. toukokuuta jälkeen hapen mittaus jouduttiin lopettamaan mittarin mentyä epäkuntoon. Hapen mittauksessa on mittarin toimintahäiriöiden vuoksi katkos myös ajalla 18.3.-9.4. 1996.



Kuva 22. Veden happipitoisuus Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

6.5 Kemiallinen hapenkulutus

Kemiallisella hapenkulutuksella pyritään arvioimaan vedessä olevien kemiallisesti hapettuvien orgaanisten aineiden määrää. On kuitenkin huomattava, että määrittelyllä ei saada kuvaa veden orgaanisten aineiden kokonaismäärästä, vaan ainoastaan niiden yhdisteiden määrästä, jotka hapettuvat käytetyllä hapettimella. Tässä työssä hapettimena on käytetty kaliumpermanganaattia, jota ilmaisee käytetty lyhenne (COD Mn). COD-tulos ilmoittaa hapenkulutuksen mg O₂/l (Seppänen 1984).



Kuva 23. Kemiallisen hapenkulutuksen määrä Mellunkylänpurossa eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

Kemiallinen hapenkulutus (COD Mn) on tässä työssä määritetty kahdeksasta purossa eri kohdasta neljänä eri ajankohtana (14.8.,

16.10., 19.2. ja 15.4.) (kuvat 1 ja 23). Eniten kemiallisesti hapettuvaa orgaanista ainetta Mellunkylänpurossa oli syksyllä (16.10.) (19-46 mg / l). Runsastuneesta hapenkulutuksesta huolimatta veden happipitoisuus pysyi kuitenkin korkeana myös tällöin: pisteessä 1 kemiallinen hapenkulutus oli 16. lokakuuta 26 mg / l ja hapen kyllästysprosentti oli 80 (kuvat 22 ja 23). Pienimmillään kemiallinen hapenkulutus oli kesällä (14.8.) ja talvella (19.2.), jolloin hapetta (COD Mn) kului vain 3-5 mg / l.

6.6 Lämpötila

Veden lämpötila vaihteli tutkimusjaksolla ilman keskilämpötilan vaihteluiden mukaan (kuva 24). Lämpötilat vedestä on mitattu viikon välein aamupäivisin samaan aikaan (kl. 10-11). Poikkeuksen muodostavat ajankohdat 14.8. ja 16.10., jolloin veden lämpötila on mitattu jo kl. 6 aamulla. Kuvassa 24 tämä näkyy veden poikkeuksellisen viileinä lämpötiloina edellisen viikon lämpötiloihin verrattuna.



Kuva 24. Veden lämpötila Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3) ja ilman viikottainen keskilämpötila Helsingin Kaisaniemessä.

Lämpimimmillään vesi Mellunkylänpurossa oli 4. syyskuuta (15,5 °C). Talvikaudella (1.12.-29.2.) veden lämpötila oli yleensä 0 °C. Niinä ajankohtina, jolloin veden lämpö nousi selkeästi 0 °C:en yläpuolelle (11.12., 15.1., 22.1. ja 26.2.), syynä veden lämpötilan nousuun oli Broändanpurossa viemärin kautta johdettu lämmin vesi (15.1. 6,5 °C) yhdessä lauhan ilman lämpötilan kanssa (kuva 24). Veden vuotuinen keskilämpötila Mellunkylänpurossa pisteessä 1 oli 5,7 °C.

7. Alkali- ja maa-alkalimetallit

7.1 Taustaa

Sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden kokonaismäärä vedessä määräytyvät pitkälti natrium- (Na), kalium- (K), kalsium- (Ca), magnesium- (Mg), bikarbonaatti- (HCO_3^-), sulfaatti- (SO_4^{2-}) ja kloori-ionien (Cl^-) runsauden mukaan (Lahermo et al. 1995). Näistä natrium (Na) ja kalium (K) kuuluvat alkalimetalleihin ja magnesium (Mg) sekä kalsium (Ca) maa-alkalimetalleihin. Uudenmaan purovesissä alkali- ja maa-alkalimetalleista kalsiumia (Ca) on keskimäärin eniten, toiseksi eniten on natriumia (Na), kolmanneksi eniten magnesiumia (Mg) ja vähiten kaliumia (K) (GTK 1996).

Suurimmat liuenneiden aineiden kokonaismäärät purovesissä tavataan leveällä rannikko-vyöhykkeellä Uudellamaalla, Turun ja Porin läänin rannikolla, Ahvenanmaalla sekä Vaasan seudulla. Syynä korkeisiin liuenneiden aineiden määriin ovat merelliset, elektrolyyttipitoiset savikerrostumat (Lahermo & Väänänen 1993; Lahermo et al. 1995). Noin 5000-7000 vuotta sitten erityisesti länsirannikkoa laajalti peittänyt Itämeri, jonka silloista vaihetta kutsutaan Litorinamereksi, oli nykyistä kaksi kertaa suolaisempi (Eronen et al. 1979). Rannikolla syynä korkeisiin natriumin ja magnesiumin määriin on myös ilmaitse tapahtuva kulkeutuminen mereltä (Järvinen & Haapala 1980; Lahermo et al. 1991). Myös tehokas maankäyttö, erityisesti karja- ja viljelytalous, ovat pienvesistöissä kulkeutuvia ainesmääriä lisäävä tekijä (Lahermo & Väänänen 1993). Paikallisesti sekä liukkauden torjuntaan (NaCl) että pölynsidontaan ($\text{CaCl}_2 \times \text{H}_2\text{O}$) käytettävät maantiesuolat lisäävät purovesien liuenneiden aineiden määriä tuntuvasti (Soveri 1991; Lahermo et al. 1995). Yksin Uudenmaan läänin alueella käytetään lähes 30 % Suomessa tiesuolaukseen vuosittain käytetystä suolamäärästä (Soveri 1991).

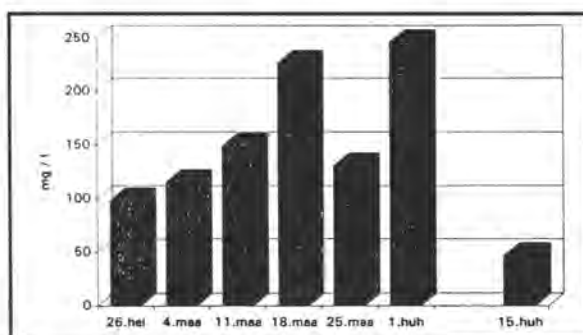
Mellunkylänpurossa kaikkia tutkittuja alkuaineita (Na, K, Ca ja Mg) oli selvästi enemmän

kuin GTK:n (1996) elo- syyskuussa 1990 tekemässä Uudenmaan pienten valuma-alueiden (k.a. 30 km) tutkimuksessa keskimäärin. Tämä oli etukäteen odotettavissa, sillä GTK : n (1996) tutkimuksessa oli varsinaisia kaupunkivaikutuksen piirissä sijainneita valuma-alueita vain muutama 36 tutkitusta. Mellunkylänpuron korkeisiin alkali- ja maa-alkalimetallien pitoisuuksiin oli tärkeänä selittävänä tekijänä valuma-alueen sijainti suurelta osin alle 10 m korkeudella m.p.y. ; reliktisiä merisuoloja liukeni Mellunkylänpuroon runsaasti. Valuma-alueella ainepitoisuuksia lisäsi myös intensiivinen tiesuolaus, erityisesti valuma-alueen pohjoisosassa. Tämä näkyi selvimmin natriumin (Na) ja kalsiumin (Ca) määrien lisääntymisenä keväällä lumen sulamisjaksolla (kuva 25). Kaupunkialueella myös kalsiumin ilmaperäinen laskeuma on suurempi kuin kaupunkien ulkopuolisilla alueilla (Melanen & Tähtelä 1981).

7.2 Alkalimetallit

7.2.1 Natrium (Na)

Natrium (Na), kuten muutkin alkuaineet (K, Ca ja Mg), on tässä työssä määritetty kahdeksasta puron eri kohdasta (kuva 1) neljä kertaa vuodessa (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) (taulukko 1). Natriumin ja kalsiumin pitoisuudet on lisäksi määritetty erikseen ajalla 26.2.-15.4. tiesuolauksen aiheuttamien pitoisuuksien muutosten seuraamiseksi (kuva 25).



Kuva 25. Natriumpitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 ajalla 26.2.-15.4.1996.

Kuten taulukosta 1 ilmenee, natriumpitoisuus vaihteli eri ajankohtina varsin vähän pää-

uoman pisteissä 3, 4 ja 6. Yläjuoksun pisteiden (7 ja 8) natriumpitoisuuden vaihtelut sen sijaan olivat suuria eri ajankohtina. Piste 8 sijaitsee Porvoon moottoritien välittömässä läheisyydessä ja tiesuolauksen aiheuttama pitoisuuden kasvu erityisesti 16. lokakuuta ja 15. huhtikuuta otetuissa näytteissä näkyy selvästi. Samaan tapaan kuin pisteessä 8 vaihtelivat natriumpitoisuudet myös pisteessä 7.

Sivu-uomista (pisteet 2 ja 5) otetuissa näytteissä huomio kiinnittyy Broändanpuron (piste 2) erittäin korkeaan natriumpitoisuuteen kaikkina tarkasteltavina ajankohtina. Syynä tähän on se, että lähes koko Broändanpuron valuma-alue sijaitsee alle 5 m korkeudella m.p.y. eli selvästi alempana kuin Mellunkylänpuron pääuoman valuma-alue keskimäärin (kuva 5). Näin reliktisten merisuolojen vaikutus on voimakkain Broändanpurossa. Osaltaan natriumpitoisuutta pisteessä 2 nostaa myös se, että meriveden pinnan noustessa korkealle merivettä pääsee virtaamaan Broändanpuroon. Natriumia, samoin kuin muitakin emäskationeja, jää myös maaperään meriveden noustessa puron penkkojen tason yläpuolelle.

Kuvassa 25 näkyy tiesuolauksen vaikutus natriumkonsentraatioon kevään sulamisjaksolla pisteessä 1. Helmikuun 25 päivänä päivälämpötila kohosi ensi kertaa yli 0 °C:een (+1,5 °C) ja tienpintojen sulaminen näkyi selvästi kohonneina natriumkonsentraatioina jo 26. helmikuuta (98,1 mg / l). Tämän jälkeen natriumkonsentraatio lisääntyi viikoittain sulamisen edistyessä aina 18.3. asti, jolloin pitoisuus oli 226,6 mg / l. 18.3. jälkeen alkoi kovien yöpakkasten jakso ja tästä syystä sulaminen

hidastui. 25. maaliskuuta konsentraatiot putosivat arvoon 130,4 mg / l. Viikkoa myöhemmin uutta lunta oli satanut yli 10 cm lisää ja lumen sulamisen aiheuttama tienpintojen huuhtoutuminen lisäsi natriumpitoisuuden korkeimpaan arvoonsa 245,9 mg / l. 15.4. mennessä päivälämpötilat kohosivat selvästi, lumen sulaminen muualtakin kuin teiltä ja kaduilta pääsi hyvään vauhtiin ja tästä aiheutunut virtaaman lisäys purossa laimensi natriumpitoisuuden 15.4. mennessä arvoon 46,5 mg / l pisteessä 1.

GTK (1996) tutki Uudenmaan purojen veden laatua ottaen kertanäytteen 36 purosta elosyyskuussa 1990. Suurin natriumpitoisuus kaikista tutkituista kohteista oli Espoon Gräsanojassa (65,6 mg / l). Gräsanoja on Espoon Finnoonojan ohella maankäytöltään eniten Mellunkylänpuron valuma-alueella muistuttavaa esikaupunkialuetta kaikista GTK:n tutkimuskohteista. Finnoonojassa natriumpitoisuus oli 22,6 mg / l. Mellunkylänpurossa (pisteessä 3) pitoisuudet olivat puolestaan 14.8. 32,5 mg / l ja 16.10. 35,9 mg / l (taulukko 1). Uudenmaan purojen keskikonsentraatioon (13,6 mg / l) verrattuna Mellunkylänpuron natriumpitoisuudet ovat korkeita. Jos pitoisuuksia verrataan vain Espoon esikaupunkialueilla virtaaviin Gräsanojaan ja Finnoonojaan, ovat pitoisuudet Mellunkylänpurossa puolet pienempiä kuin Gräsanojassa ja kolmanneksen suurempia kuin Finnoonojassa.

7.2.2 Kalium (K)

Kaliumin (K) pitoisuudet eivät eri ajankohtina otetuissa näytteissä vaihdelleet kovinkaan pal-

Taulukko 1. Natriumpitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

Natrium (Na) mg / l				
	14.elokuuta	16.lokakuuta	19.helmikuuta	15.huhtikuuta
piste 1	77,8	79,5	104,1	46,5
piste 2	159,7	150,8	133,8	97,4
piste 3	32,5	35,9	38,1	39,6
piste 4	36,1	39,4	39,9	39,3
piste 5	28,1	30,1	-	41,8
piste 6	49,9	53,9	55,5	47,1
piste 7	55,5	78,1	43,4	65,3
piste 8	59,0	93,9	67,8	159,0

Taulukko 2. Kaliumpitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

Kalium (K) mg / l				
	<i>14. elokuuta</i>	<i>16. lokakuuta</i>	<i>19. helmikuuta</i>	<i>15. huhtikuuta</i>
<i>piste 1</i>	6,5	6,1	6,6	5,0
<i>piste 2</i>	9,5	8,1	6,9	7,4
<i>piste 3</i>	4,5	4,8	4,4	4,8
<i>piste 4</i>	4,1	4,5	4,2	4,2
<i>piste 5</i>	6,0	5,6	-	5,4
<i>piste 6</i>	3,3	3,9	3,7	3,2
<i>piste 7</i>	2,9	3,3	2,6	3,0
<i>piste 8</i>	2,8	3,1	3,2	3,3

jon. Pienimmillään pitoisuus pääuomassa oli 19. helmikuuta pisteessä 7 (2,6 mg / l) ja suurimmillaan 16. lokakuuta pisteessä 3 (4,8 mg / l). Kahdessa tutkitussa sivu-uomassa, Broändanpurossa (piste 2) ja Untamalanojassa (piste 5), pitoisuudet olivat keskimäärin suurempia kuin pääuomassa (kuva 1, taulukko 2). Pääuomassa pisteen 1 arvoja kohotti Broändanpurosta tuleva kaliumpitoisempi vesi, joten sen arvoja ei voi sellaisenaan verrata pääuoman muiden näytteenotto kohtien antamiin arvoihin. Kaliumin (K) pitoisuudet pääuomassa kasvoivat yleensä yläjuoksulta alajuoksulle päin siirryttäessä (taulukko 2).

GTK:n (1996) Uudenmaan 36 latvapurosta tekemässä tutkimuksessa kaliumpitoisuuksien keskiarvo oli 3,7 mg / l. Mellunkylänpuron (piste 3) kaliumpitoisuus oli 14. elokuuta 4,5 mg / l ja 16. lokakuuta 4,8 mg / l eli hieman korkeampi kuin Uudellamaalla keskimäärin. Verrattaessa GTK : n tutkimuksen urbaaneimpien purojen eli Espoon Gräsanojan ja Finnoonojan kaliumarvoja Mellunkylänpuron vastaaviin arvoihin havaitaan, että Finnoonojassa (4,9 mg / l) pitoisuus oli samaa suuruusluokkaa kuin Mellunkylänpurossa ja Gräsanojassa (6,4 mg / l) pitoisuus oli hieman

korkeampi. Kaupunkialueilla intensiivinen tiesuolaus nostaa myös kaliumpitoisuuksia natriumin ja kalsiumin tapaan, sillä kaliumia käytetään kaliumferrosyanidina paakkuuntumisenestoaineena tiesuolan (NaCl) seassa (Soveri 1991).

7.3 Maa-alkalimetallit

7.3.1 Kalsium (Ca)

Natriumkloridia (NaCl) käytetään maanteillä liukkauden torjuntaan ja kalsiumkloridia ($\text{CaCl}_2 \times \text{H}_2\text{O}$) käytetään estämään tienpintojen pölyämistä (Soveri 1991; Lahermo et al. 1995). Oli näin ollen täysin odotettavissa, että kalsiumin (Ca) pitoisuudet vaihtelivat tiesuolauksen ansiosta samaan tapaan kuin natriuminkin (Na) osalta: keväällä lumen sulamisen aikaan pitoisuudet olivat paljon suurempia kuin muina vuodenaikoina. Näin siitä huolimatta, että kalsiumkloridia käytetään teiden pölyämisen estämiseen myös muina vuodenaikoina kuin keväällä.

Loppupalvella ja keväällä kalsiumpitoisuuden vaihtelua seurattiin pisteessä 1 ajalla 26.2. - 15.4. Pitoisuus oli korkealla jo 26.2. (111,3 mg / l) ja samalla tasolla kalsiumpitoisuus pysyi

Taulukko 3. Kalsiumpitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

Kalsium (Ca) mg / l				
	<i>14. elokuuta</i>	<i>16. lokakuuta</i>	<i>19. helmikuuta</i>	<i>15. huhtikuuta</i>
<i>piste 1</i>	42,7	45,5	39,1	67,5
<i>piste 2</i>	52,6	58,3	45,1	102,0
<i>piste 3</i>	34,7	38,3	35,5	62,1
<i>piste 4</i>	33,8	36,8	36,4	56,3
<i>piste 5</i>	42,5	44,3	-	82,8
<i>piste 6</i>	28,8	32,3	34,1	61,1
<i>piste 7</i>	29,2	32,4	27,8	70,3
<i>piste 8</i>	29,4	31,1	33,5	97,1

aina 1.4. asti vaihdellen rajoissa 102,3 - 120, 8 mg / l. Virtaaman selkeä lisääntyminen huhtikuun alkupuolella laimensi kalsiumpitoisuuden 15.4. mennessä arvoon 67,5 mg / l pisteessä 1. Tämäkin arvo oli kuitenkin huomattavasti korkeampi kuin arvot samassa pisteessä aiemmilla näytteenottokerroilla (14.8., 16.10. ja 19.2.) (taulukko 3).

Kalsiumin, kuten muidenkin alkuainemäärittysten osalta, arvot Broändanpurossa (piste 2) olivat korkeampia kuin pääuomassa. Myös toisessa sivu-uomassa, Untamalanojassa (piste 5), kalsiumarvot olivat selvästi kohollaan pääuoman näytepisteisiin verrattuna. 15. huhtikuuta korkeimmat kalsiumarvot pääuomassa mitattiin edelleen pisteestä 8 Porvoon moottoritien välittömässä läheisyydessä (kuva 1, taulukko 3).

Uudenmaan latvapuroissa kalsiumarvot vaihtelivat elo-syyskuussa 1990 rajoissa 4,5 - 36,4 mg / l. Ainoastaan Siuntiossa sijaitsevasta Risubackaan- nimisestä purosta mitattiin samansuuruisia kalsiumpitoisuuksia (36,4 mg / l) kuin Mellunkylänpurossa (pisteessä 3) 14. elokuuta (34,7 mg / l) tai 16. lokakuuta 1995 (38,3 mg / l) (GTK 1996). Kaupunkialueilla kalsiumpitoisuudet ovat korkeampia kuin ympäröivillä alueilla silläkin perusteella, että GTK : n 36 latvapuron tutkimuksessa toiseksi korkein kalsiumpitoisuus mitattiin Espoon Finnoojasta (29,4 mg / l) ja kolmanneksi korkein kalsiumpitoisuus Espoon Gräsanojasta (27,2 mg / l). Uudellamaalla purovesien kalsiumpitoisuuksien keskiarvo oli GTK:n (1996) tutkimuksen mukaan 16,0 mg / l.

7.3.2 Magnesium (Mg)

Magnesiumpitoisuudet Mellunkylänpurossa olivat keväällä (15.4.) alhaisimmillaan. Syynä tähän oli se, että lisääntynyt virtaama laimensi pitoisuuksia keväällä (kuva 8)(taulukko 4). Suurimmillaan alkuainepitoisuudet olivat jälleen Broändanpurossa (piste 2), paitsi 19.2., jolloin pisteestä 1 mitattiin korkein arvo (11,0 mg / l). Syynä korkeisiin magnesiumarvoihin Broändanpurossa oli merivesi. Meren pinnan noustessa korkealle merivettä pääsee virtaamaan kohti Broändanpuroa näytepisteen 2 tasoon. Kun tiedetään, että magnesium on natriumin jälkeen meriveden toiseksi runsain kationi (Seppänen 1984), on näillä merivesipulsseilla magnesiumpitoisuutta kohottava vaikutus Broändanpurossa. Pääuoman eri näytteenottopisteiden välillä ei suurta pitoisuuksien vaihtelua ilmennyt minään tarkasteltavana ajankohtana (taulukko 4).

Uudenmaan 36 latvapuron magnesiumpitoisuuden keskiarvo elo-syyskuussa 1990 oli 5,7 mg / l. Mellunkylänpurossa magnesiumpitoisuus oli 14. elokuuta (pisteessä 3) 8,1 mg / l ja 16. lokakuuta 8,6 mg / l. Keväällä (15.4.) Mellunkylänpuron magnesiumpitoisuus puolestaan oli jo hyvin lähellä Uudenmaan latvapurojen magnesiumpitoisuuksien keskiarvoa (6,1 mg / l)(taulukko 4). Verrattaessa Mellunkylänpuron magnesiumpitoisuuksia GTK:n tutkimuksen urbaaneimpiin puroihin eli Espoon Gräsanojaan (9,4 mg / l) ja Finnoojaan (8,7 mg / l) voidaan havaita, että magnesiumpitoisuudet Mellunkylänpurossa (pisteessä 3) olivat hieman pienempiä kaikkina tarkasteltavina ajankohtina (GTK 1996).

Taulukko 4. Magnesiumpitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

Magnesium (Mg) mg / l				
	<i>14. elokuuta</i>	<i>16. lokakuuta</i>	<i>19. helmikuuta</i>	<i>15. huhtikuuta</i>
<i>piste 1</i>	11,2	11,9	11,0	7,2
<i>piste 2</i>	15,1	16,3	9,9	12,6
<i>piste 3</i>	8,1	8,6	8,5	6,1
<i>piste 4</i>	7,0	7,3	7,9	5,0
<i>piste 5</i>	8,8	8,5	-	6,1
<i>piste 6</i>	5,4	6,1	6,8	4,9
<i>piste 7</i>	6,2	6,3	5,6	5,4
<i>piste 8</i>	6,4	6,4	7,8	6,4

8. Indikaattoribakteerit

8.1 Taustaa

Indikaattori -eli osoitinbakteerit ovat bakteereita, joilla pyritään ilmentämään ihmisten ja tasalämpöisten eläinten normaaleina suolistoasukkaina elävien bakteerien määriä vesinäytteistä. Indikaattoribakteerien löytyminen vedestä osoittaa, että veteen on päässyt ulostepeiräistä saastutusta ja sen mukana mahdollisesti myös tautia aiheuttavia bakteereja. Varsinaisten taudinaiheuttajien suora osoittaminen vedestä olisi hidasta, epävarmaa ja käytännössä mahdotonta jo pelkästään taloudellisten syidenkin vuoksi. Tästä syystä indikaattoribakteerit ovat käytännöllinen tapa arvioida veden välityksellä leviävien tautien tartuntariskiä. Yleisimmin käytettyjä indikaattoribakteereja ovat lämpökestoiset koliformiset bakteerit ja fekaaliset streptokokit. Lähimmäksi suolistotaudeista varoittavan indikaattoribakteerin ihannevaatimuksia pääsee koliformibakteerien ryhmästä laji *Escherichia coli* (Lääkintöhallitus 1983; Niemi et al. 1996).

8.2 Indikaattoribakteerien lähteet luonnossa

Sekä patogeeneja että niiden indikaattoreita tulee vesistöihin useasta eri lähteestä. Nämä voidaan jakaa yhdyskuntakuormitukseen, hajakuormitukseen, teollisuuskuormitukseen ja luonnonkuormaan. Yhdyskuntien kuormitus koostuu asumajätevesistä, palvelutoimintojen jätevesistä, teollisuusjätevesistä ja hulevesistä. Kuormitus vaihtelee vuorokaudenajan, viikonpäivän ja vuodenajan mukaan. Jäteveden koostumukseen vaikuttavat nimittäin ihmisen toimintojen vuorokaudenaikainen rytmi, yhdyskunnan vedenkäytön viikkorytmi ja vuodenaikojen mukainen hydrologisten olojen vaihtelu (Poikolainen 1988).

Hajakuormitukseen luetaan kuuluvaksi sellainen ihmisen toiminnasta aiheutuva vesien kuormitus, joka tulee maaperän kautta tai suoraan muuten kuin yhteen purkupaikkaan. Hajakuormitukseen luetaan yleensä myös pienten

yksiköiden viemäriveresiä ja muuta pistekuormitusta, jos sen määrä on vähäinen tai sen erillinen mittaaminen on vaikeaa. Erityisesti maaperän kautta huuhtoutumalla tulevan hajakuormituksen erottaminen luonnon huuhtoumasta on erittäin hankalaa (Vesihallitus 1984).

Luonnonkuormaan luetaan kuuluviksi luonnonvaraisista eläimistä peräisin olevat bakteerit. Luonnontilaisista vesistä on löydetty mm. linnuista ja hirvistä peräisin olevia bakteereita (Niemi & Niemi 1993). Luonnontilaisten alueiden latvavesissä on ajoittain todettu olevan lämpökestoisia koliformeja tai fekaalisia streptokokeja määriä, jotka ovat ylittäneet arvon 100 kpl / 100 ml eli vuoden 1995 loppuun asti voimassa olleen hyvän uimaveden bakteriologisen rajan (Lääkintöhallitus 1979; Niemi et al. 1988).

Indikaattoribakteereista fekaalisia streptokokeja löytyy eniten luonnontilaisista vesistä silloin, kun pintavalunta on suurta. Kyseessä eivät kuitenkaan ole suolistoperäiset bakteerit, vaan kasvikkunnasta peräisin olevat fekaaliset streptokokit. Fekaalisten streptokokkien toissijainen ympäristö tasalämpöisten eläinten ruoansulatuskanavan lisäksi on kasvikkunta (Beaudoin & Litsky 1981, sit. Lääkintöhallitus 1983). Tästä syystä Lääkintöhallitus (1979) on suosittanut ensisijaisena uimaveden hygieenisen tilan osoittajana lämpökestoisten koliformien määrää vesinäytteessä. Nykyisin uimarentavesien mikrobiologisen laadun luokittelussa käytetään alustavien *Escherichia coli* -bakteerien määrittämistä suositeltavimpana (Sosiaali - ja terveystministeriö 1996).

8.3 Indikaattoribakteerit virtaavissa vesissä

Indikaattoribakteerien on todettu käyttäytyvän monin eri tavoin eri tyyppisissä virtavesissä. Bakteerimäärien on todettu vaihtelevan paitsi vuodenaikojen myös vuorokaudenaikojen ja tätä lyhyempienkin aikajaksojen välillä voimakkaasti (Niemelä 1969; Niemelä et al. 1982; Ahola 1985). Vuodenaikojen mukaisen indikaattoribakteereiden määrän vaihtelun on todettu noudattavan seuraavaa periaatetta: pi-

toisuudet ovat suurempia talvella kuin kesällä ja joen bakteeripitoisuudet ovat sateisina aikoina paljon suurempia kuin kuivina aikoina. Sateisiin rinnastettavaa tulva-aikaa on myös lumipeitteen sulamisen aika keväällä (Ahola 1985; Niemi et al. 1987; Niemi & Niemi 1988 a, 1988 b, 1988 c, 1993).

Niemen & Niemen (1988 b) mukaan syynä lämpökestoisten koliformien käänteiseen korrelaatioon veden lämpötilan suhteen voi olla bakteerien parempi säilyvyys viileässä vedessä. Bakteerikuormitus lisääntyy myös sateen seurauksena selvästi. Eniten bakteerimääriä nostavat kuivan kauden jälkeiset sateet. Alkuhuuhtoutumisen jälkeen pitoisuudet laskevat kuitenkin nopeasti. Yleisesti voidaan olettaa joen bakteriologinen laatu paremmaksi kuivan kauden aikana, jolloin kuormitus on vähäisempää ja bakteerien säilyvyys huonompaa kuin rankkojen sateiden aikana ja niiden jälkeen, jolloin bakteerien huuhtoutuminen maaperästä ja sekoittuminen sedimentistä on tehokasta.

8.4 Indikaattoribakteerit Mellunkylänpurossa

8.4.1 Lämpökestoiset koliformiset bakteerit pisteessä 1

Lämpökestoisten koliformisten bakteerien määrän vaihtelu Mellunkylänpurossa näytesteissä 1 (ajalla 23.10.-27.11 ja 2.10. pisteessä 3) ei noudattanut esim. Vantaan-, Keravan- tai Aurajoessa havaittua vuodenaikaista vaihtelua, jonka mukaan bakteerimäärät ovat suurempia talvella kuin kesällä (kuva 26) (Ahola 1985;

Niemi et al. 1987; Niemi & Niemi 1993). Talvikauden (1.12.-29.2.) mediaani lämpökestoisten koliformien osalta oli 114 kpl / 100 ml, kun koko vuoden mediaani oli 180 kpl / 100 ml. Alustavien *Escherichia coli* -bakteerien mediaani talvikaudella oli puolestaan 71 kpl / 100 ml, kun koko vuoden mediaani oli 134 kpl / 100 ml (kuva 26). Eniten lämpökestoisia koliformeja oli vuodenaikojen tarkasteltuna syksyllä (1.9.-30.11.) ja *Escherichia coli* -bakteerien osalta kesällä (1.6.-31.8.). Mediaanit kuvaavat keskiarvoja paremmin keskimääräistä bakteeripitoisuutta, sillä bakteeripitoisuudet eivät noudata normaalijakaumaa (taulukko 5)(Niemi et al. 1996).

Uimavesien bakteriologinen laatuluokitus oli 30.4.1996 asti lämpökestoisten koliformibakteerien osalta seuraava: uimavesi on laadultaan hyvää, jos lämpökestoisia koliformeja on alle 100 kpl / 100 ml; välttävää laatu on, jos bakteereja on 100-1000 kpl / 100 ml ja huonoa, jos bakteereja on yli 1000 kpl / 100 ml (Lääkintöhallitus 1979). 1. toukokuuta 1996 lähtien normit muuttuivat siten, että uimarantaveden mikrobiologinen laatu on hyvä, kun alustava *E. coli*-bakteerien pitoisuus on alle 500 kpl / 100 ml (Sosiaali- ja terveysministeriö 1996). Mellunkylänpuuron vesi oli siis vanhalla uimavesinormilla tarkasteltuna joko hyvää (13 kertaa), välttävää (37 kertaa) tai huonoa (kerran, 4. syyskuuta). Uuden uimavesinormin mukaan vesi oli joka kerralla hyvää, sillä *E. coli* -pitoisuus oli aina alle 500 kpl / 100 ml.

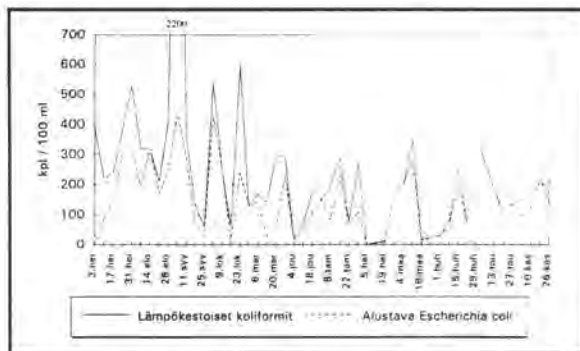
Vuosina 1982 - 1995 Mellunkylänpuurosta on Helsingin kaupungin toimesta otettu muutamia

Taulukko 5. Lämpökestoisten koliformien, alustavien *Escherichia coli* -bakteerien, fekaalisten streptokokkien ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien keskiarvot ja mediaanit Mellunkylänpurossa pisteessä 1.

KESKIARVOT (kpl / 100 ml)	Koko vuosi (1.7.1995- 30.6.1996)	Talvi (1.12.1995- 29.2.1996)	Kevät (1.3.1996- 31.5.1996)	Kesä (1.7.-31.8.1995, 1.6.-30.6.1996)	Syksy (1.9.1995- 30.11.1995)
<i>Lämpökestoiset koliformit</i>	243	119	134	283	402
<i>Alustava Escherichia coli</i>	149	81	147	181	181
<i>Fekaaliset streptokokit</i>	164	61	187	167	236
<i>Varmistetut fekaaliset streptokokit</i>	109	48	176	110	97

MEDIAANIT (kpl / 100 ml)	Koko vuosi (1.7. 1995- 30.6.1996)	Talvi (1.12.1995- 29.2.1996)	Kevät (1.3.1996- 31.5.1996)	Kesä (1.7.-31.8.1995; 1.6.-30.6.1996)	Syksy (1.9.1995- 30.11.1995)
<i>Lämpökestoiset koliformit</i>	180	114	136	240	250
<i>Alustava Escherichia coli</i>	134	71	136	168	140
<i>Fekaaliset streptokokit</i>	100	17	105	150	130
<i>Varmistetut fekaaliset streptokokit</i>	70	10	85	76	80

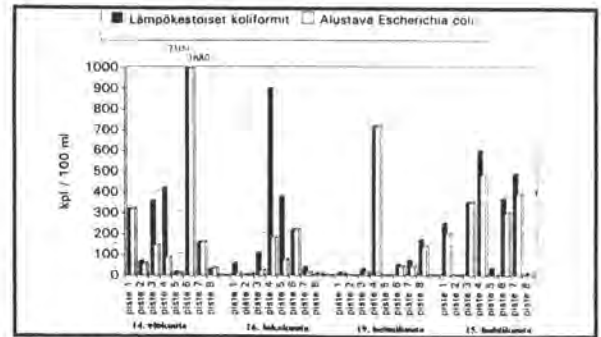
indikaattoribakteerinäytteitä vuosittain (pisteestä 3). Tarkasteltaessa vuosien 1982-1989 lämpökestoisten koliformibakteerien määriä vesinäytteissä voidaan todeta, että vanhan uimavesinormin mukainen huonon uimaveden raja-arvo (1000 kpl / 100 ml) ylitettiin peräti 7 näytteessä 15 määritetystä mediaanin ollessa 920 kpl / 100 ml. 1990-luvulla Helsingin kaupungin toimista otetuissa näytteissä (1990-1995) tämä raja (1000 kpl / 100 ml) lämpökestoisten koliformibakteerien osalta ylittyi vain kerran 13 näytteestä ja mediaani oli 410 kpl / 100 ml (Tietoja Helsingin purojen veden laadusta vuosina 1982-1995). Tässä tutkimuksessa viikoittaisten lämpökestoisten koliformimääritysten mediaani oli 180 kpl / 100 ml. Tämän perusteella voidaan tehdä se johtopäätös, että veden laatu Mellunkylänpurossa lämpökestoisten koliformibakteerien osalta on parantunut 1980-luvulta 1990-luvulle siirtäessä



Kuva 26. Lämpökestoisten koliformibakteerien ja alustavien *Escherichia coli*-bakteerien määrä Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

8.4.2 Lämpökestoiset koliformiset bakteerit eri näytteenotopisteissä

Bakteerimäärien paikallista vaihtelua 8 eri näytteenotokohdan välillä seurattiin neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.). Tuloksista ilmenee, että paikallinen vaihtelu niin alustavien lämpökestoisten koliformisten bakteerien kuin alustavien *E. coli*-bakteerien osaltakin oli erittäin suurta (kuva 27).



Kuva 27. Lämpökestoisten koliformibakteerien ja alustavien *Escherichia coli*-bakteerien määrien vaihtelu Mellunkylänpurossa eri näytteenotopisteissä neljänä eri ajankohtana.

14. elokuuta otetuissa näytteissä pisteen 6 *E. coli*-bakteerien määrä (1680 kpl / 100 ml) oli korkein, mitä tässä tutkimuksessa mitattiin. Samaan aikaan muissa pisteissä mitatut alustavat *E. coli*-pitoisuudet jäivät arvon 320 kpl / 100 ml alle (kuva 27). Piste 6 sijaitsee kohdassa, missä intensiivistä kerrostaloasutusta on molemmin puolin puroa. Näytteenotokohdan vieressä kulkee lisäksi paljon käytetty ulkoilureitti. Todennäköistä onkin, että korkea paikallinen *E. coli*-pitoisuus on peräisin koirien ulosteista. Korkeahkoja alustavien *E. coli*-bakteerien pitoisuuksia mitattiin 19. helmikuuta (720 kpl / 100 ml) ja 15. huhtikuuta (480 kpl / 100 ml) myös pisteestä 4, missä niin ikään kulkee ulkoilutie aivan näytteenotokohdan vierestä. Piste 4 oli helmikuussa ainoa, joka pysyi avoimena kovista pakkasista huolimatta.

Pääuoman vedessä oli sekä lämpökestoisia koliformeja että alustavia *Escherichia coli*-bakteereita jokaisena tarkasteltavana ajankohdantana enemmän kuin Broändanpurossa (piste 2). Myös toisessa tarkasteltavana olevassa sivu-uomassa, Untamalanojassa (piste 5), bakteerimäärät olivat yleensä alhaisempia kuin pääuomassa. Broändanpurossa oli 14. elokuuta lämpökestoisia koliformibakteereja 70 kpl / 100 ml ja alustavia *E. coli*-bakteereja 56 kpl / 100 ml. Untamalanojassa (piste 5) oli samaan aikaan lämpökestoisia koliformeja 18 kpl / 100 ml ja alustavia *E. coli*-bakteereita 11 kpl / 100 ml. Pääuomassa arvot vaihtelivat lämpökestoisten koliformien osalta samaan aikaan rajoissa 34 -2100 kpl / 100 ml. Ainoastaan

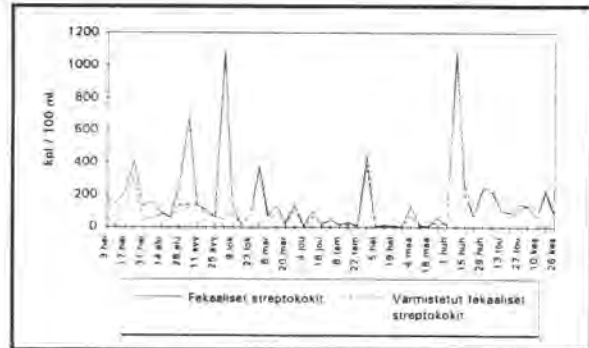
pisteen 8 arvo (34 kpl / 100 ml) oli alempi kuin Broändanpurossa tai Untamalanojassa. Alustavia *E.coli*-bakteereita pääuomassa oli 14. elokuuta 34-1680 kpl / 100 ml ja taas ainoastaan pisteessä 8 (34 kpl / 100 ml) oli pienempi bakteeriarvo kuin Broändanpurossa tai Untamalanojassa (kuva 27).

Lämpökestoisten koliformibakteerien määrä Broändanpurossa vaihteli muina ajankohtina (16.10., 19.2. ja 15.4.) rajoissa 0-6 kpl / 100 ml ja alustavien *Escherichia coli* -bakteerien määrä rajoissa 0-5 kpl / 100 ml. Bakteerimäärät pääuomassa olivat aina selvästi suurempia samaan aikaan (kuva 27). Untamalanojassa oli 16. lokakuuta sekä lämpökestoisia koliformibakteereita että alustavia *E.coli*-bakteereita suunnilleen saman verran kuin pääuomankin näytteissä, mutta 15. huhtikuuta Untamalanojassa ei ollut alustavia *E.coli*-bakteereita lainkaan ja lämpökestoisten koliformienkin osalta vain yhdessä pääuoman pisteessä (piste 8) oli samaan aikaan pienempi bakteeriarvo. Helmikuussa Untamalanoja jäätyn pohjaa myöten, joten bakteerinäytettä ei tällöin kyetty otta-
maan.

8.4.3 Fekaaliset streptokokit pisteessä 1

Fekaalisten streptokokkien määrät pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11. ja 2.10. pisteessä 3) olivat talvikaudella (1.12. - 31.3.) pienimmillään. Fekaalisten streptokokkien mediaani oli talvikaudella 17 kpl / 100 ml ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien mediaani oli 10 kpl / 100 ml. Koko vuoden mediaani fekaalisten streptokokkien osalta oli 100 kpl / 100 ml ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien osalta 70 kpl / 100 ml (taulukko 5). Varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrä kertoo streptokokkien kokonaismäärää paremmin veden suolistoperäisestä saastumisesta. Varmistustestillä on kyetty fekaalisten streptokokkien kokonaismäärän määrittämisestä poistamaan joukko muita kuin fekaalista alkuperää olevia lajeja (Niemi et al. 1996). Tällaisia lajeja ovat mm. ne fekaaliset streptokokit, joiden ensisijainen asuinympäristö tasalämpöisten eläinten ruoansulatuskanavan sijaan on kasvikuunta (Be-

audoin & Litsky 1981, lain. Lääkintöhallitus 1983).



Kuva 28. Fekaalisten streptokokkien ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrien vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytteenottopisteissä neljänä eri ajankohtana.

Suurimmillaan fekaalisten streptokokkien mediaani oli kesällä (1.6.-30.9.) (150 kpl / 100 ml), mutta varmistettujen fekaalisten streptokokkien osalta määrät olivat hivenen kesää suurempia keväällä (1.3.-31.5.) ja syksyllä (1.9.-30.11). Keskiarvoin esitettynä fekaalisia streptokokkeja oli vesinäytteissä eniten syksyllä (236 kpl / 100 ml) ja varmistettuja fekaalisia streptokokkeja keväällä (176 kpl / 100 ml) (taulukko 5).

Fekaalisten streptokokkien osalta bakteriologinen laatuluokitus uimavesille oli 30.4 1996 asti seuraava: uimavesi on laadultaan hyvää, jos fekaalisia streptokokkeja on alle 100 kpl / 100 ml; välttävää laatu on, jos bakteereja on 100-1000 kpl / 100 ml ja huonoa, jos bakteereja on yli 1000 kpl / 100 ml (Lääkintöhallitus 1979). 1. toukokuuta 1996 voimaan tulleen uuden normin mukaan uimaveden mikrobiologinen laatu on hyvä fekaalisten streptokokkien osalta silloin, kun pitoisuus on alle 200 kpl / 100 ml (Sosiaali- ja terveysministeriö 1996). Vanhan normin mukaan Mellunkylänpuron vesi fekaalisten streptokokkien suhteen oli siis hyvää uimavettä 25 kertaa, välttävää 24 kertaa ja huonoa 2 kertaa (2.10. ja 8.4.). Uuden normin mukaan vesi oli hyvää uimavettä 39 kertaa 51:stä.

2. lokakuuta mitattu korkea fekaalisten streptokokkien pitoisuus johtui suurelta osin kasvi-

kunnasta peräisin olevista bakteereista, sillä varmistettuja fekaalisia streptokokkeja oli määritetyistä 1100 bakteerista tuolloin vain 50 kpl / 100 ml. Sen sijaan 8. huhtikuuta varmistettujenkin fekaalisten streptokokkien pitoisuus oli korkea (1050 kpl / 100 ml), joten pääosa bakteereista oli todella suolistoperäisiä (kuva 28). Suurimpana syynä korkeaan varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrään 8. huhtikuuta olivat lumeen talven aikana kertyneet koirien ulosteet, jotka lumen sulamisen alkuvaiheessa päätyivät puroon.

Verrattaessa fekaalisten streptokokkien määriä Helsingin kaupungin toimesta vuosina 1982-1995 Mellunkylänpurosta otettujen näytteiden bakteerimääriin ei selkeää muutosta mediaanien osalta voida havaita. Vuosina 1982-1989 pisteestä 3 otettujen 15 bakteerinäytteen mediaani oli 160 kpl / 100 ml. Vuosina 1990-1995 bakteerimäärityksiä tehtiin 12 kpl ja mediaani näiden määritysten osalta oli 87 kpl / 100 ml (Tietoja Helsingin purojen veden laadusta vuosina 1982-1995). Tässä tutkimuksessa viikoittain pisteestä 1 (ajalla 23.10.-27.11. ja 2.10. pisteestä 3) otettujen näytteiden fekaalisten streptokokkien mediaani oli 100 kpl/100 ml.

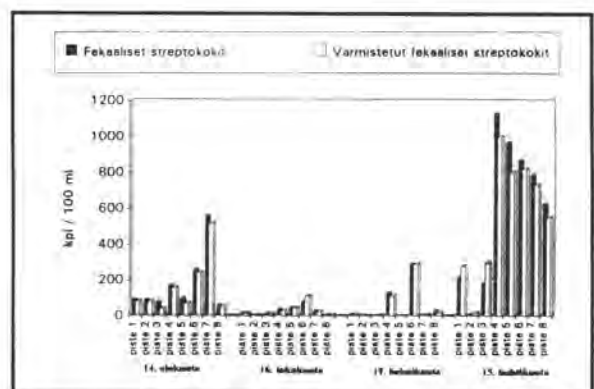
8.4.4 Fekaaliset streptokokit eri näytteenottopisteissä

Fekaalisten streptokokkien määrän vaihtelua 8 eri näytteenottopisteen välillä seurattiin lämpökestoisten koliformien ja *Escherichia coli* -bakteerien tapaan neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.). Bakteerimäärien vaihtelu eri näytteenottopisteiden kesken oli fekaalisilla streptokokeilla paljon vähäisempää kuin lämpökestoisilla koliformeilla tai *Escherichia colilla* muulloin paitsi 15. huhtikuuta, jolloin bakteerimäärät olivat pääuomassa poikkeuksellisen korkeita (kuva 29).

14. elokuuta fekaalisten streptokokkien määrät vesinäytteissä vaihtelivat välillä 80-560 kpl/100 ml. Suurimmat bakteeriarvot mitattiin pisteestä 7 Vantaan Pallopuiston kohdalta, missä varmistettujakin fekaalisia streptokokkeja oli yli 500 kpl/100 ml (kuva 29). Selkeää eroa

veden bakteriologisessa laadussa pääuoman veden ja sivu-uomien (piste 2 Broändanpuro ja piste 5 Untamalanoja) välillä ei ollut havaittavissa.

16. lokakuuta ja 19. helmikuuta otetuissa näytteissä bakteerimäärät pysyivät pieninä fekaalisten streptokokkien osalta. Lokakuussa ainoastaan pisteestä 6 määritettiin yli 100 kpl / 100 ml ylittävä bakteeripitoisuus ja talvellakin yli 100 kpl / 100 ml arvo ylittyi vain kahdessa pisteessä (pisteet 4 ja 6) (kuva 29). Broändanpurossa bakteerimäärät olivat molempina ajankohtina erityisen pieniä; 19. helmikuuta otetusta näytteestä ei varmistettuja fekaalisia streptokokkeja löytynyt lainkaan.



Kuva 29. Fekaalisten streptokokkien ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrien vaihtelu Mellunkylänpuron eri näytteenottopisteissä neljänä eri ajankohtana.

15. huhtikuuta lumen sulamisvedet kohottivat bakteeriarvoja pääuomassa selvästi. Arvot pysyivät pieninä ainoastaan Broändanpurossa (piste 2). Merkillepantavaa on, että bakteeriarvot ovat korkeita myös varmistettujen fekaalisten streptokokkien osalta. Tämä kertoo siitä, että bakteerit olivat todella peräisin tasalämpöisten eläinten suolistosta eivätkä kasvillisuudesta (Beaudoin & Litsky 1981; lain. Lääkin-töhallitus 1984). Korkeimmillaan bakteeriarvot olivat puron yläjuoksulla (pisteet 4, 6, 7 ja 8) sekä Untamalanojassa (piste 5), missä varmistettujakin fekaalisia streptokokkeja oli kaikissa näytepisteissä yli 500 kpl / 100 ml (kuva 29). Syynä yläjuoksun suurempiin bakteerimääriin pisteisiin 1 ja 3 nähden saattoi olla se,

että selvästi runsaampi virtaama laimensi bakteeripitoisuuksia alajuoksulla.

9. Typpi ja fosfori

9.1 Typen ja fosforin merkitys vesiekosysteemissä

Typpi (N) ja fosfori (P) ovat yhdessä hiilen (C) kanssa keskeisimmät vesiekosysteemin ravinteet. Näiden aineiden merkitys vesistöjen rehevöitymisen ja pilaantumisen kehityksessä johtuu siitä, että näitä aineita tarvitaan suhteellisesti eniten levien ja eläinten biomassan muodostamiseen (Seppänen 1984). Fosforia kasvisolut tarvitsevat mm. nukleiinihappojen ja adenosiinitrifosfaatin (ATP) rakenneosiksi ja tyypeä aminohappojen ja proteiinien synteesiin (Salonen et al. 1992).

Hiilen, typen ja fosforin painosuhde on vesiekosysteemin biomassassa likipitään 100 : 10 : 1. Mikäli näiden ravinteiden keskinäinen suhde poikkeaa tästä suhteesta, muodostaa kasvun minimitekijän se ravinne, jota on vähiten saatavilla. Kasvun minimitekijä saattaa hiilen, typen tai fosforin ohella olla myös jokin muu makroravinne tai hivenaine (Seppänen 1984). Kasvisolujen kasvulle välttämättömiä makroravinteita ovat hiilen, typen ja fosforin lisäksi happi (O), vety (H), rikki (S), kalium (K), magnesium (Mg), kalsium (Ca), natrium (Na) ja kloori (Cl). Hivenaineista välttämättömiä kasvisolujen kasvulle ovat rauta (Fe), mangaani (Mn), kupari (Cu), sinkki (Zn), boori (B), pii (Si), molybdeeni (Mo), vanadiini (V) ja koboltti (Co) (Salonen et al. 1992). Ravinteiden ohella kasvun minimitekijänä saattaa olla myöskin lämpötila, hapetus-pelkistysaste, happamuus-emäksisyys tai energia (Seppänen 1984).

Minimiravinteen määrittämistä vedessä vaikeuttaa mm. se, että eri lajien kasvua rajoittavat erilaiset tekijät ja ravinteet. Minimiravinne saattaa samallakin lajilla vaihdella kasvukauden eri aikoina. Tämä johtuu lajien erilaisista ravinnevaatimuksista ja ravinteiden saatavuus-

den, käyttökelpoisuuden sekä kiertonopeuden vaihteluista. Fosfori on useimmiten minimiravinteena Suomen sisävesistöissä. Rannikkoalueella minimiravinteena voivat olla typpi tai fosfori (esim. jokiestuaareissa) tai molemmat samanaikaisesti (Salonen et al. 1992).

9.2 Typen ja fosforin esiintymismuodot vesiekosysteemissä

Typpeä esiintyy vesistöissä useina epäorgaanisina ja orgaanisina muotoina. Näitä ovat liuenut molekylaarinen typpi (N_2), ammoniumtyppi (NH_4^+), nitraattityppi (NO_3^-), nitriittityppi (NO_2^-), liuenneet orgaaniset typpiyhdisteet (mm. urea, peptidit ja valkuaisaineet) sekä tyypeä sisältävät kolloidiset ja kiintoaineeseen sitoutuneet orgaaniset yhdisteet (mm. humusaineet). Vain pieni osa orgaanisesta tyypestä on perustuotannolle välittömästi käyttökelpoista (Visuri & Heikkinen 1990 ; Salonen et al. 1992).

Epäorgaanista, ravinteeksi kelpaavaa tyypeä, perustuottajat voivat ottaa ammonium- (NH_4^+), nitraatti- (NO_3^-) tai nitriittimuodossa (NO_2^-) (Malmqvist 1983). Epäorgaanisten typenlähteiden lisäksi perustuottajat voivat ottaa suoraan joitakin yksinkertaisia orgaanisia molekyylejä, mm. ureaa (Jaakkola 1992). Bakteereista eräät *Azotobacter*- ja *Clostridium*- sukuihin kuuluvat lajit sekä *Nostocales*-lahkoon kuuluvat sinilevät kykenevät sitomaan ilmakehän kaasufaasissa ja vedessä liuenneena olevaa tyypeä (N_2). Tällä on paikallisesti erittäin suuri merkitys vesiekosysteemin typpitaloudelle (Seppänen 1984).

Fosfori esiintyy vesissä liukoisina epäorgaanisina fosfaatteina (PO_4^{3-}), liuenneina tai kolloidisina orgaanisina fosforyhdisteinä sekä kiintoaineeseen sitoutuneina orgaanisina ja epäorgaanisina yhdisteinä (Salonen et al. 1992). Huomattava osa vesien kokonaisfosforista on sitoutuneena kiintoaineeseen (esim. Laine 1988; Pietiläinen & Rekolainen 1991; Rekolainen 1992a). Boströmin et al. (1988) mukaan ortofosfaattifosfori (PO_4^{3-}) on ainut suoraan planktisille leville ja bakteereille käyttökelpoinen fosforin muoto vedessä.

Vesistön fosforidynamiikan kannalta on keskeistä sedimentin sisältämän fosforivaraston pysyvyys. Sedimentistä vapautuvan fosforin määrää säätelevät sedimentin pinnan redox-potentiaali, pH-taso, lämpötila ja veden virtaukset. Hapettomissa oloissa sedimentin ferrihydroksideihin sitoutunut fosfori voi liueta veteen vesiliukoisessa PO_4^{3-} -muodossa aiheuttaen ns. sisäisen kuormituksen (Seppänen 1984; Salonen et al 1992).

9.3 Typen ja fosforin lähteet vesistöihin

Rannikkovesien maalta peräisin olevasta kokonaisravinnekuormituksesta, 5 100 t fosforia ja 80 000 t typpeä vuodessa, 86-88 % on vuositasolla peräisin joista ja vain 12-14 % rannikon jätevesistä. Suorat jätevesipäästöt yltyvät määrällisesti jokikuormien tasolle vain eräiden teollisuuskaupunkien ja asutuskeskittymien (mm. Helsingin seutu) edustoilla (Pitkänen et al. 1986). Jokivesien hajakuormituksesta suurin osa on peräisin maataloudesta ja nimenomaan peltoviljelystä (Rekolainen 1992b). Rekolainen (1989a) on arvioinut maatalouden aiheuttamaksi fosforikuormaksi koko maan osalta 2000 - 4000 t ja typen osalta 20 000 - 40 000 t vuodessa.

Kaupunkialueilla typen ja fosforin pitoisuuksia vesistöissä lisää ilmaperäinen laskeuma. Melanen (1981) on arvioinut, että taajamien huleveissä ilmaperäisen laskeuman osuus on kokonaistypen osalta 50-67 % ja kokonaisfosforin osalta 25 %. Typen oksidit ovat peräisin liikenteestä, teollisuudesta ja energiantuotannosta. Suurin yksittäinen typen oksidien lähde on liikenne. Sen osuudeksi typen oksidien kokonaismäärästä Helsingissä on arvioitu 60-80 % (Aunela & Tuovinen 1989). Omalta osaltaan typen ja fosforien määriä kaupunkialueilla lisäävät myös lintujen ja eläinten jätökset sekä viheralueiden lannoittaminen (Malmqvist 1983).

9.4 Typen ja fosforin kokonaiskulkeuman mittaamisesta

Huomattava osa kokonaisfosforista kulkee virtaavissa vesissä kiintoaineeseen sitoutune-

na (esim. Laine 1988; Pietiläinen & Rekolainen 1991; Rekolainen 1992). Myös vuotuisesta typpikuormasta suurin osa kulkeutuu kevään ja syksyn virtaamahuippujen aikana. Kokonaistypen pitoisuuden ja virtaaman voimakas positiivinen korrelaatio on todettu useissa yhteyksissä (esim. Tikkanen et al. 1985; Laine 1988; Peltonen 1994).

Mellunkylänpurossa kiintoainepitoisuuden vaihtelut olivat poikkeuksellisen voimakkaita ja nopeita. Valtaosa tutkimusjakson aikana kulkeutuneesta kiintoaineesta kulkeutui Vartiokylänlahteen erittäin lyhyinä ajanjaksoina (kuvat 12 ja 15). Koska tässä tutkimuksessa ei ollut käytettävissä virtaamapainotteista näytteenotinta eikä mahdollisuutta analysoida typen ja fosforin pitoisuuksia virtaamahuippujen aikana erikseen, ei typen ja fosforin kokonaiskulkeuman määrittystä voi tehdä.

9.5 Typpi Mellunkylänpurossa

9.5.1 Typpipitoisuuden keskikonsentraatiot

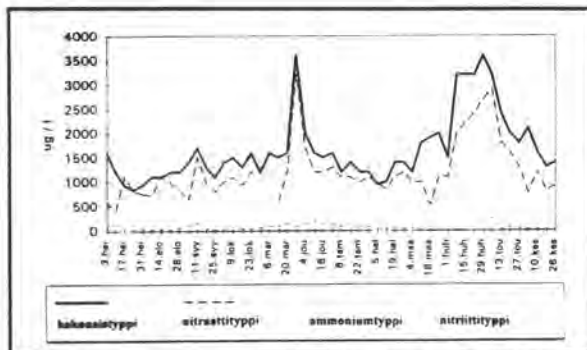
Mellunkylänpurossa typpipitoisuuden viikoittaista vaihtelua pisteessä 1 (23.10.- 27.11. ja 2.10. 1995 pisteessä 3) on seurattu kokonaistypen, ammoniumtypen (NH_4^+), nitraattitypen (NO_3^-) ja nitriittitypen (NO_2^-) osalta. Viikoittaisten näytteiden keskikonsentraatio tutkimusjaksolla kokonaistypen osalta oli $1660 \mu\text{g/l}$. Nitraattityppeä oli kokonaistypen määrästä keskimäärin eniten ($1220 \mu\text{g/l}$). Ammoniumtyppeä oli keskimäärin $130 \mu\text{g/l}$ ja nitriittityppeä $10 \mu\text{g/l}$. Prosentuaalisesti nitraattityppeä kokonaistypen määrästä oli siis keskimäärin 73,3 %, ammoniumtyppeä 7,8 % ja nitriittityppeä 0,6 %.

Rekolainen (1989) on tutkinut 23 pienen valuma-alueen typpipitoisuuksia metsä- ja maatalousvaltaisilla valuma-alueilla vuosina 1981-85. Metsävaltaisilla valuma-alueilla (peltoa alle 8 % valuma-alueen pinta-alasta) hän on saanut kokonaistypen keskikonsentraatioiksi arvoja välillä $560-1700 \mu\text{g/l}$. Alueilla, joilla pellon osuus valuma-alueen pinta-alasta on ollut 8-35 % on keskikonsentraatioiksi koko-

naistypen osalta saatu arvoja välillä 1100-2100 $\mu\text{g} / \text{l}$. Maatalousvaltaisilla valuma-alueilla (peltoa yli 35 % valuma-alueen pinta-alasta) kokonaistypen keskikonsentraatiot ovat vaihdelleet välillä 2400-4200 $\mu\text{g} / \text{l}$. Näihin arvoihin verrattuna Mellunkylänpuron kokonaistypen keskikonsentraatio (1660 $\mu\text{g} / \text{l}$) on selvästi pienempi kuin maatalousvaltaisilla alueilla, mutta jonkin verran suurempi kuin metsävaltaisilla alueilla keskimäärin. Samaa voidaan sanoa myös nitraattitypen (1220 $\mu\text{g} / \text{l}$) ja ammoniumtypen (130 $\mu\text{g} / \text{l}$) osalta. Mellunkylänpuron valuma-aluetta voidaan luonnehtia maankäytöltään urbaaniksi. Valuma-alueen pinta-alasta on pellon ja avoimen maan osuus vain 7,4 %, kun asuinalueiden osuus on 51,2 % (kuva 6).

9.5.2 Typpipitoisuuden vuodenaikaiset vaihtelut

Kokonaistypen pitoisuus Mellunkylänpurossa vaihteli tutkimusjaksolla rajoissa 840-3600 $\mu\text{g}/\text{l}$. Pienimmillään pitoisuudet olivat kesän kuivimpina aikoina heinäkuun loppupuolella sekä talvella helmikuun alussa (kuva 30). Suurimmillaan kokonaistypen pitoisuudet olivat huhtikuussa lumipeitteen sulaessa sekä 27. marraskuuta. Marraskuun lopussa korkean typpipitoisuuden aiheutti vesisateiden vaikutuksesta tapahtunut ensilumen nopea sulaminen.



Kuva 30. Typpipitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

Korkeat typpipitoisuudet keväällä lumien sulassa ei ollut yllätys. Useissa tutkimuksissa on todettu, että virtaavissa vesissä pääosa ravin-

teista kulkeutuu kevään sulamiskaudella huhtitoukokuussa (esim. Mansikkaniemi 1982; Tikkanen et al 1985; Pitkänen 1987). Ravinteita saattaa kulkeutua runsaasti myös syksyn sateiden mukana (Tikkanen et al. 1985; Peltonen 1994).

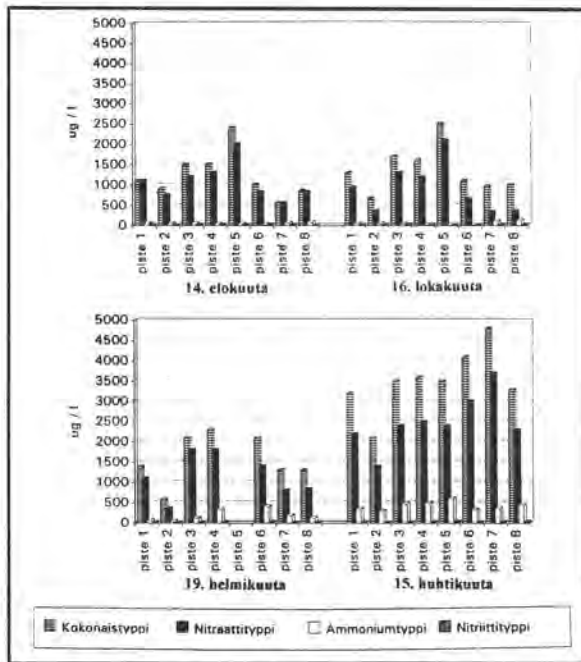
Mellunkylänpurossa korkeat typpipitoisuudet olivat selkeästi yhteydessä lisääntyneen virtaaman kanssa. Ajankohtina, jolloin kokonaistypipitoisuus ylitti arvon 3000 $\mu\text{g} / \text{l}$, oli virtaama aina suurempi kuin Mellunkylänpuron vuotuinen keskivirtaama (30-40 l/s)(kuvat 8 ja 30). Virtaamalla ja kokonaistypen pitoisuudella onkin useissa yhteyksissä havaittu olevan voimakkaasti positiivinen korrelaatio (esim. Tikkanen et al 1985; Laine 1988; Peltonen 1994).

Kuvassa 30 huomiota kiinnittää se, että ammoniumtypen (NH_4^+) konsentraatiot nousivat korkeiksi välittömästi tienpintojen alkaessa sulaa maaliskuun puolivälissä. Perustuotannon kiihtyessä lämpötilojen kohoamisen myötä ammoniumtyppi käytettiin kuitenkin nopeasti loppuun. 13. toukokuuta ammoniumtypen pitoisuus (18 $\mu\text{g} / \text{l}$) oli enää murto-osa viikkoa aiemmin (6.5.) mitatusta pitoisuudesta (260 $\mu\text{g} / \text{l}$). Syynä tähän oli mitä ilmeisimmin korkea päivälämpötila 12. toukokuuta. Lämpötila nousi tällöin ensimmäistä kertaa kevään aikana yli + 17 °C:en (+23,2 °C)(Ilmastotiedot 1.7.1995-30.6.1996). Ammoniumtypen on todettu olevan levien solumassan valkuaisaineen rakennusaineeksi edullisempaa kuin nitraatin ja nitriitin, joiden pelkistämiseen ennen biosynteesiä tarvitaan energiaa (Tamminen 1983).

9.5.3 Typpipitoisuuden vaihtelut eri näytteenottoaikojen välillä

Neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) typpipitoisuuden vaihtelua seurattiin kahdeksassa puron eri näytteenottpisteessä pitoisuuksien paikallisten erojen selvittämiseksi (kuvat 1 ja 31). 14. elokuuta pienimmät typpipitoisuudet mitattiin pisteistä 7 ja 8, mutta muina ajankohtina Broändanpuron (piste 2) typpipitoisuudet olivat aina selkeästi alhaisem-

mat kuin muissa pisteissä. Toisen sivuojan, Untamalanojan (piste 5), typpipitoisuus sen sijaan oli korkeampi kuin pääuoman näytteenottopisteissä 14.8. ja 16.10. 19. helmikuuta Untamalanoja jäätyn pohjaa myöten ja näytettä ei silloin kyetty ottamaan. Tutkimuksen korkeimmat kokonais- ja nitraattitypen pitoisuudet ($4800 \mu\text{g} / \text{l N}_{\text{tot}}$, $3700 \mu\text{g} / \text{l NO}_3^-$) mitattiin 15. huhtikuuta pisteestä 7 (kuva 31).



Kuva 31. Typpipitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuuron eri näytepisteissä neljänä eri ajankohtana.

9.6 Fosfori Mellunkylänpurossa

9.6.1 Fosforipitoisuuden keskikonsentraatiot

Kokonaisfosforipitoisuuden keskikonsentraatio tutkimusjaksolla pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11 ja 2.10. 1995 konsentraatio mitattu pisteestä 3) oli $39 \mu\text{g}/\text{l}$. Ortofosfaattifosforin (PO_4^{3-}) keskikonsentraatio tutkimusjaksolla oli puolestaan $22 \mu\text{g}/\text{l}$ eli keskimäärin 56 % kokonaisfosforista oli liukoisessa muodossa.

Fosforipitoisuudet Mellunkylänpurossa olivat pieniä Rekolaisen (1989a) sekä Pietiläisen ja Rekolaisen (1991) pieniltä metsä- ja maatalousvaltaisilta valuma-alueilta saatuihin keski-

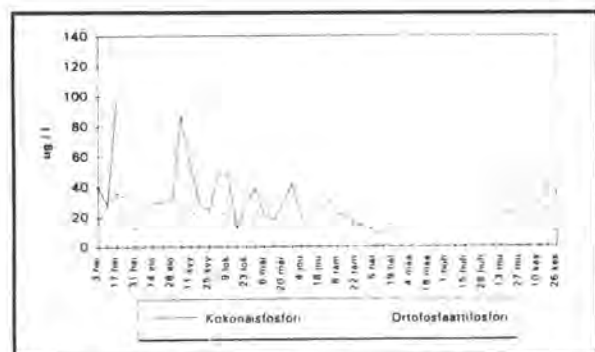
konsentraatioihin verrattuna. Vuosina 1981-85 23 pientä valuma-alueita käsittelevässä tutkimuksessaan Rekolainen (1989a) sai maatalousvaltaisilla (peltoprosentti > 35) alueilla kokonaisfosforin keskikonsentraatioiksi arvoja välillä $170\text{-}320 \mu\text{g} / \text{l}$. Alueilla, joilla peltoa oli 8-35 % valuma-alueen pinta-alasta olivat kokonaisfosforin keskikonsentraatiot $36\text{-}240 \mu\text{g} / \text{l}$. Metsävaltaisilla valuma-alueilla (peltoprosentti < 8) kokonaisfosforin keskikonsentraatiot vaihtelivat välillä $22\text{-}60 \mu\text{g} / \text{l}$. Pietiläinen ja Rekolainen (1991) puolestaan saivat vuosina 1987-89 neljän pienen maatalousvaltaisen valuma-alueen kokonaisfosforin keskikonsentraatioksi arvoja välillä $170\text{-}200 \mu\text{g} / \text{l}$. Valuma-alueilla (3 kpl), joilla peltoprosentti oli 8-35, kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvot vaihtelivat välillä $47\text{-}90 \mu\text{g} / \text{l}$. Metsävaltaisilla valuma-alueilla (peltoprosentti < 8) (4 kpl) kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvot vaihtelivat välillä $17\text{-}65 \mu\text{g} / \text{l}$.

Syynä pieneen kokonaisfosforin keskikonsentraatioon Mellunkylänpurossa oli osaltaan se, että fosforimäärityksiä ei tehty virtaamahuippujen aikana. Viikoittaiset näytteet on otettu aamupäivisin klo 10-11 ja näin esim. kevään sulamisjaksolla ovat iltapäivien virtaamahuippujen aikaan vallinneet korkeat fosforipitoisuudet jääneet määrittämättä (kuva 12). Virtaamahuippujen aikana kiintoaineeseen sitoutuneen kokonaisfosforin pitoisuudet ovat suurimmillaan ja pääosa vuotuisesta kokonaisfosforin kulkeumasta kulkeutuu juuri tällöin (esim. Laine 1988; Pietiläinen & Rekolainen 1991; Rekolainen 1992a).

Mellunkylänpurossa viikoittaisten näytteiden kokonaisfosforimäärästä oli keskimäärin 56 % liukoisessa ortofosfaattimuodossa. Prosenttiosuus on selvästi korkeampi kuin Pietiläisen & Rekolaisen (1991) 12 pientä valuma-alueita käsittelevässä tutkimuksessa, missä liukoista fosforia oli puroissa keskimäärin 28 % kokonaisfosforista. Myös tämä kertoo osaltaan siitä, että Mellunkylänpurossa näytteenotot ovat keskittyneet ajankohtiin, jolloin kiintoainekuljetus on ollut vähäistä.

9.6.2 Fosforipitoisuuden vuodenaikaiset vaihtelut

Typipitoisuuksien ohella myös fosforipitoisuudet olivat suurimmillaan keväällä lumien sulaaessa (kuva 32). Pitoisuudet lähtivät jyrkkään nousuun sulamisen päästyä vauhtiin 9. huhtikuuta ja korkeimmillaan kokonais- ja ortofosfaattifosforin pitoisuudet olivat 29. huhtikuuta (P_{tot} 120 $\mu\text{g/l}$, PO_4^{3-} 83 $\mu\text{g/l}$). Kokonaisfosfori- ja ortofosfaattipitoisuus laskevat selvästi virtaaman ja kiintoainepitoisuuden vähenemisen myötä 13. toukokuuta (kuva 32).



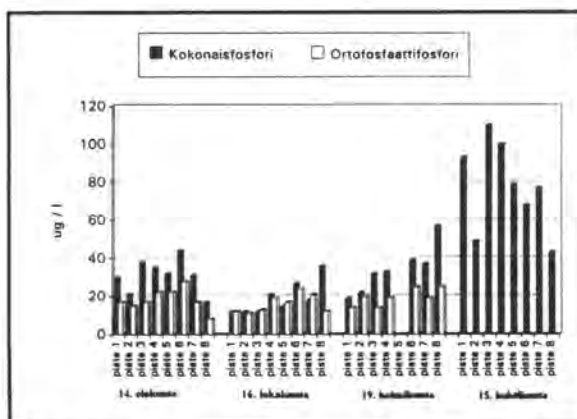
Kuva 32. Fosforipitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpurossa pisteessä 1 (ajalla 23.10.-27.11.1995 ja 2.10.1995 pisteessä 3).

Pienimmillään kokonaisfosforin pitoisuudet Mellunkylänpurossa olivat helmikuun alkupuolella, jolloin arvot laskevat alle 10 $\mu\text{g:aan/l}$. Heinäkuun 10.-24. päivänä sekä 4. syyskuuta fosforipitoisuuksia nostivat Itä-väylän eteläpuolisella pellolla käynnissä olleet kaivuutyöt (kuva 13). Loka-marraskuussa yksittäiset sateet nostivat virtaamaa, kiintoainepitoisuuksia ja fosforipitoisuuksia (kuvat 8, 10 ja 32).

9.6.3 Fosforipitoisuuden vaihtelut eri näytteenottoaikojen välillä

Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelua seurattiin kahdeksassa puron eri pisteessä neljänä eri ajankohtana (14.8., 16.10., 19.2. ja 15.4.) ja ortofosfaattifosforin (PO_4^{3-}) pitoisuuden vaihtelua kolmena eri ajankohtana (14.8., 16.10. ja 19.2.) pitoisuuksien paikallisten vaihteluiden selvittämiseksi (kuvat 1 ja 33). Samoin kuin typenkin osalta, olivat fosforipitoisuudet Bro-

ändanpurossa (piste 2) keskimäärin alhaisempia kuin muissa pisteissä. Poikkeuksen muodosti piste 8, jossa pitoisuudet olivat Broändanpuron pitoisuuksia alhaisempia 14.8. ja 15.4. ja piste 1, jossa mitattiin alhaisimmat fosforipitoisuudet 19.2. Pisteestä 5 ei helmikuussa saatu näytettä, sillä Untamalanoja jäätyi pohjaa myöten. Kaikissa pisteissä korkeimmat kokonaisfosforipitoisuudet mitattiin keväen sulamisjaksolla 15. huhtikuuta. Tämä oli odotettavissa, sillä silloin olivat myös kiintoainepitoisuudet selvästi korkeammat kuin muina tarkasteltavina ajankohtina (kuvat 16 ja 33).



Kuva 33. Fosforipitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpuron eri näyttepisteissä neljänä eri ajankohtana.

10. Yhteenveto

Vuoden kestänyt seurantajakso (1.7.1995-30.6.1996) oli vähäsateinen. Kokonaissademäärä oli 491,3 mm, mikä on 20 % vähemmän kuin Helsingin Kaisaniemessä keskimäärin vuosina 1961-1990 (620,5 mm). Tästä syystä Mellunkylänpuron keskivirtaama (n. 30-40 l/s) ja keskimääräinen valuma (3,3 - 4,5 l/s/km²) jäivät pieniksi.

Virtaaman vaihtelut Mellunkylänpurossa olivat voimakkaita ja nopeita. Syynä nopeisiin virtaaman vaihteluihin oli valuma-alueen pyöreän muodon ohella vettä huonosti läpäisevän saven suuri osuus (28,8 %) valuma-alueen pinta-alasta, uomien keinotekoinen suoristaminen ja perkaaminen, maanpinnan kattaminen ja tiivistäminen sekä viemärointi.

Virtaama Mellunkylänpurossa vaihteli rajoissa 1,5 - 1280 l/s.

Virtaaman vaihteluiden ohella myös kiintoainepitoisuuden vaihtelut olivat Mellunkylänpurossa suuria. 4. toukokuuta 1996 mitattu kiintoainepitoisuus (3257 mg / l) on suurin, mitä Suomessa on pienten valuma-alueiden eroosiotutkimusten yhteydessä mitattu. Suurin syy korkeisiin kiintoainepitoisuuksiin virtaamahuippujen aikaan oli uomien keinotekoinen suoristaminen. Uomien suoristamisen myötä virtausnopeus uomassa lisääntyi, veden eroosivoima kasvoi ja kasvipeitteettömät ojan penkat erodoituivat voimakkaasti (kuva 13). Enimmillään puro kuljetti kiintoainetta Vartiokylänlahteen peräti 11,5 t tunnissa.

Liuenneiden aineiden pitoisuus vaihteli Mellunkylänpurossa huomattavasti vähemmän kuin kiintoaineen pitoisuus. Viikoittaisten näytteiden keskikonsentraatio pisteessä 1 oli tutkimusjaksolla 402 mg / l. Suurimmillaan pitoisuus oli lumen sulamisjakson alkuvaiheessa 3. huhtikuuta 1996 (1175 mg / l), jolloin puroon huuhtoutui poikkeuksellisen runsaasti tiesuoloja. Liuenneiden aineiden kokonaiskulkeuma Mellunkylänpurossa ajalla 1.7.1995 - 30.6.1996 oli 550 t.

Mellunkylänpurossa liuenneiden aineiden pitoisuus (mg / l) voidaan määrittää sähkönjohtavuuden (mS / m) avulla käyttämällä kerrointa 6,1. Tässä työssä kertoimella määritetyt liuenneiden aineiden määrät poikkesivat todellisesta alle 10 %. Sähkönjohtavuuden määrittäminen on huomattavasti nopeampi ja kätevämpi tapa arvioida liuenneiden aineiden kokonaismäärää kuin liuenneiden aineiden määrittäminen jokaisella näytteenottokerralla erikseen.

Vesi Mellunkylänpurossa oli keskimäärin lievästi emäksistä (pH 7,2). Alhaisimmat pH-arvot mitattiin odotetusti keväällä lumien sulassa ja korkeimmat kesällä perustuotannon ollessa voimakkainta. Odotusten mukaisesti vaihtelivat myös sameuden arvot kiintoainepitoisuuksien mukaan ja veden lämpötila ilman lämpötilan mukaan. Happipitoisuus Mellunky-

länpurossa oli hyvä ympäri vuoden.

Alkali- ja maa-alkalimetallien (Na, K, Ca ja Mg) pitoisuuksissa urbanisoitumisen vaikutus oli selvä: kaikkia tutkittuja alkuaineita oli Mellunkylänpurossa enemmän kuin Uudenmaan puroissa keskimäärin. Suurin ainepitoisuuksien lisääjä oli intensiivinen tiesuolaus, joka nosti eniten natriumin ja kalsiumin, mutta myös kaliumin pitoisuuksia. Suurimmassa sivu-uomassa, Broändanpurossa, suurin syy poikkeuksellisen korkeisiin natrium- ja magnesiumpitoisuuksiin oli puolestaan merivesi, joka ajoittain kohosi näytteenottopisteen (2) tasoon.

Veden bakteriologinen laatu Mellunkylänpurossa oli yllättävän hyvä. Uuden uimavesinormin mukaan vesi oli *Escherichia coli* -bakteerien osalta jokaisella näytteenottokerralla hyvää uimavettä pisteessä 1. Lämpökestoisten koliformibakteerien määrien perusteella veden bakteriologinen laatu Mellunkylänpurossa on parantunut selvästi. Lämpökestoisten koliformibakteerien mediaani tässä tutkimuksessa oli 180 kpl / 100 ml, kun se vuosina 1982-1989 oli 920 kpl / 100 ml ja vuosina 1990-1995 410 kpl / 100 ml. Mellunkylänpuron sivu-uomissa, Broändanpurossa ja Untamalanojassa, veden bakteriologinen laatu oli lämpökestoisten koliformibakteerien ja *Escherichia coli* -bakteerien suhteen parempi kuin pääuomassa.

Fekaalisten streptokokkien osalta veden bakteriologinen laatu pisteessä 1 oli uuden uimavesinormin mukaan hyvää 39 kertaa 51:stä. Päin vastoin kuin lämpökestoisten koliformibakteerien suhteen, selvää muutosta Mellunkylänpuron fekaalisten streptokokkien pitoisuuksissa vuodesta 1982 vuoteen 1996 ei ollut havaittavissa. Broändanpurossa oli fekaalisia streptokokkeja ja varmistettuja fekaalisia streptokokkeja vähemmän kuin Mellunkylänpuron pääuomassa.

Kokonaistypen viikoittaisten näytteiden keskikonsentraatio pisteessä 1 oli tutkimusjaksolla 1660 µg / l. Pitoisuus oli suurempi kuin metsävaltaisilla, mutta pienempi kuin peltovaltaisilla pienillä valuma-alueilla Suomessa keski-

määrin. Suurin osa kokonaistypestä oli nitraattityyppiä (73,3 %). Ammoniumtyyppiä kokonaistypen määrästä oli keskimäärin 7,8 % ja nitriittityyppiä 0,6 %. Tyypipitoisuudet Mellunkylänpurossa kasvoivat virtaaman lisääntyessä.

Kokonaisfosforipitoisuus Mellunkylänpurossa oli keskimäärin 39 $\mu\text{g/l}$, josta liukoista ortofosfaattia oli keskimäärin 22 $\mu\text{g/l}$. Pitoisuudet ovat pieniä verrattaessa niitä arvoihin, joita on saatu muualla Suomessa tehtyjen maa- ja metsätalousvaltaisten valuma-alueiden tutkimuksissa. Syynä alhaisiin fosforin keskikonsentraatioihin Mellunkylänpurossa oli se, että näytteitä ei otettu kiintoainepitoisuuksien ollessa suurimmillaan. Useissa tutkimuksissa on todettu, että valtaosa vuotuisesta kokonaisfosforista kulkeutuu lyhyinä ajanjaksoina maksimivirtaamien aikaan kiintoaineseen sitoutuneena. Kokonaisfosforipitoisuuksien ohella myös ortofosfaattifosforin pitoisuudet olivat Mellunkylänpurossa suurimmillaan silloin, kun kiintoainekuljetus oli suurinta.

Kirjallisuus

Ahola, Helena (1985). *Vantaanjoen ja sen sivujokien veden hygieeninen laatu 1978-84*. Pro gradu-työ Helsingin yliopiston limnologian laitoksella. 106 s. + liit.

Ahtiainen, Marketta & Pertti Huttunen (1995). Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.): *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta*, s. 33-50. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristökeskus. Helsinki 1995.

Analytical methods (1989). *Flame Atomic Absorption Spectrometry*. Publication nr 85-100009-00. Varian. 146 p.

Aunela, Leena & Pekka Tuovinen (1989). Teollisuuden päästöt ilmaan Helsingin alueella. Yhteenveto päästökartoituksista ja arvio päästöjen vaikutuksista ilman laatuun. *Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta, julkaisu 4/1989*. Helsingin kaupunginkanslia, ympäristönsuojelutoimisto, kaupunkisuunnitteluvirasto, yleiskaavaosasto. 21 s. + liit.

Boström, Bengt; Gunnar Persson & Brita Broberg (1988). Bioavailability of different phosphorus forms in

freshwater systems. *Hydrobiologia* 170, 133-155.

Cajander, H. (1950). Puro- ja ojavesitutkimukset 1949. 33 s + liit. Julkaisematon.

Cajander, H. (1951). Puro- ja ojavesitutkimukset 1950. 34 s + liit. Julkaisematon.

Cajander, H. (1952). Puro -ja ojavesitutkimukset 1951. 21 s + liit. Julkaisematon.

Ekholm, Petri (1990). Eroosioainekseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuus leville. *Teoksessa* Maatalouden vesiensuojelu, s. 43-48. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 245*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1990.

Ekholm, Petri (1992). Maatalouden ravinnekuormituksen vaikutukset rannikkovesissä. *Teoksessa* Rekolainen, Seppo & Lea Kauppi (toim.): *Maatalous ja vesien kuormitus*. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, s. 39-46. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 359*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1992.

Eronen, Matti; Högne Jungner & Raimo Uusinoka (1979). C-ajoitettu sinisimpukkalöytö Seinäjoelta ja tietoja muista kuoriesiintymistä Itämeren piirissä. *Terra* 91:4, 209-218.

Geotekninen kartta 1:10 000 / GEO 10 M. Geotekninen osasto. Helsinki 1989.

Gregory, K.J & D.E.Walling (1973). *Drainage basin Form and process. A geomorphological approach*. Edward Arnold, London. 456 p.

GTK = Geologian tutkimuskeskus (1996). Geokemian osasto. Suuralueellinen geokemiallinen purovesikartoitus 1990. Erillinen tulostus tietokannasta 14. 6. 1996.

Haapala, Kirsti & Maija Euren (1991). Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja- sarja A, n:o 81*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1991. 38 s.

Heikkinen, Kaisa & Anna Visuri (1990). Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidätyksestä virtaavan veden ekosysteemissä. *Vesi - ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 49*. Vesi - ja ympäristöhallitus. Helsinki 1990. 41 s.

Helsingin kaupungin kantakartta 1:2000. 1996.

Helsingin kaupungin tilastollinen vuosikirja 1995. Helsingin kaupunki, Tietokeskus. Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä 1995. 367 s + liit.

Helsingin seudun seutukaava 1980. Pohjavesialueet. *Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja F2-1980*. Helsingin seutukaavaliiton julkaisematon.

gin seutukaavaliitto. Helsinki 1980. 35 s.

Helsingin ympäristötilasto (1992). *Helsingin kaupungin tietokeskuksen tilastoja 1992:2*. Hangon kirjapaino Oy. Hanko 1992.

Huuhka, Mirja (1990). *Kaarela. Neliapila*. Kannelmäki-seura r.y. Helsingin kaupunginosayhdistysten liitto r.y. & Helsingin kaupunki 1990.

Hyvärinen, Veli (1984). Virtaaman mittaus. *Teoksessa* Reuna, Marja (toim.): *Hydrologiset havainto- ja mittausmenetelmät*, s.38-53. Vesihallituksen julkaisuja 47. Helsinki 1984.

Hyvärinen, Veli (1986). Valunta. *Teoksessa*: Mustonen, Seppo (toim.): *Sovellettu hydrologia*, s. 152-159, s.190-223. Vesiyhdistys r.y, Helsinki 1986.

Ilmastotilastot 1.7.1995-30.6.1996. Ilmatieteen laitos 1996. Julkaisematon.

Isoaho, Simo & Matti Valve (1988). *Vesikemian perusteet* 846. Otakustantamo. Kyrrii Oy, Helsinki 1988. 264 s. + liit.

Jaakkola, Antti. Kasvinravitsemus. *Teoksessa* Heinonen, Reijo (toim.): *Maa, viljely ja ympäristö*, s. 173-254. WSOY. Porvoo 1992.

Jalava, Hannu (1987). Helsingin purot. *Helsingin kaupungin ympäristölautakunta, julkaisu 5 / 1987*. Helsingin kaupunginkanslia. Ympäristönsuojelutoimisto. Helsinki 1987. 97 s.

Järvinen, Olli & Kirsti Haapala (1980). Sadeveden laatu Suomessa 1971-1977. *Vesihallitus, tiedotus 198*. Vesihallitus 1980. 102 s.

Järvinen, Olli & Jouko Soveri (1986). Sadeveden ainekuormitus. *Teoksessa* Karlsson, Kari-Pekka (toim.): *Suomen kartasto. Vihko 132. Vedet*, s.26. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. Helsinki 1993.

Järvinen, Olli & Timo Vänni (1990). Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1989. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 236*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1990. 74 s.

Kartta 6680 / 9024 560 / 70 Östersundom. Maanmittaushallituksen kivipaino 1936.

Kartta 6670 / 80 24 560 / 0 Nordsjö. Maanmittaushallituksen kivipaino 1935.

Kauppi, Lea (1975). Orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. *Vesihallitus, tiedotus 84*. Helsinki 1975. 72 s.

Kohonen, Tapani (1982). *Havaintotiheyden vaikutus valumavesien laatuarvoihin*. Lisensiaattityö Helsingin yliopiston limnologian laitoksella. 49 s. + liit.

Kuusisto, Esko (1986). Sadanta. *Teoksessa* Mustonen, Seppo (toim.): *Sovellettu hydrologia*, s. 29-46. Vesiyhdistys r.y. Helsinki 1986.

Laasanen, Olli (1984). Veden lämpötilan mittaus. *Teoksessa* Reuna, Marja (toim.): *Hydrologiset havainto- ja mittausmenetelmät*, s. 64-65. Vesihallituksen julkaisuja 47. Vesihallitus. Helsinki 1984.

Lahermo, Pentti & Heikki Rainio (1990). Suolat (Na + Cl) Suomen pohjavesissä. *Vesitalous 2/1990*, s. 11-18.

Lahermo, P.; R.Salminen, T.Tarvainen & P.Väänänen (1995). Geochemical mapping of stream waters and sediments in Finland: selected results. *Geological Survey of Finland, special paper 20*, 155-166.

Lahermo, Pentti; Markku Tenhola, Maija Ilmasti & Pauli Väänänen (1991). Pienvesistöjen ympäristögeokemialliseen kartoitushankkeeseen liittyvä esitutkimus välillä Vaasa - Ilomantsi. *Vesitalous 3 / 1991*, s. 1-7.

Lahermo, Pentti & Pauli Väänänen (1993). Geologian tutkimuskeskuksen ympäristögeokemiallinen purovesi- ja sedimenttikartoitus valmistumassa. *Vesitalous 5 / 1993*, s. 19-26.

Laine, Jarmo (1988). Typpi, fosfori ja kiintoaine Mustijoessa. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 126*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1988. 121 s.

Lääkintöhallitus (1979). Terveystieteiden laitoksen (496/65) ja -asetuksen (55/67) nojalla annetut yleisiä uimaloita ja uimarantoja koskevat määräykset ja ohjeet. *Lääkintöhallituksen yleiskirje n:o 1683*. Lääkintöhallitus 1979. 17 s.

Lääkintöhallitus (1983). Talousveden terveydelliset riskitekijät 2. Veden mikrobiologinen laatu. *Lääkintöhallituksen työryhmän muistio*. Moniste. Helsinki 1983. 131 s.

Malmqvist, Per-Arne (1983). *Urban stormwater pollutant sources. An analysis of inflows and outflows on nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas*. Chalmers University of Technology. Department of Sanitary Engineering. Göteborg 1983. 371 p.

Manninen, Pertti (1995). Kunnostusojituksen vesien- suojelututkimus; veden laadun, kuormituksen ja biologian muutokset kahden ensimmäisen ojituksen jälkeisen vuoden aikana. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.): *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta*, s. 169-181. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristökeskus. Helsinki 1995.

- Mansikkaniemi, Hannu (1982). Soil erosion in areas of intensive cultivation in southwestern Finland. *Fennia* 160:2, 225-276.
- Melanen, Matti (1980). Taajamien hule- ja sulamisvedet. I osa. Laadun tarkastelu. *Vesihallitus, tiedotus* 197. Helsinki 1980. 138 s.
- Melanen, Matti (1981). Quality of runoff water in urban areas. *Publications of the water research institute* 42, 123-190. National board of waters. Helsinki 1981.
- Melanen, Matti & Heikki Tähtelä (1981). Particle deposition in urban areas. *Publications of the water research institute* 42, 40-122. National board of waters. Helsinki 1981.
- Mäkelä, Jorma (1989). Sameuden vaikutuksesta pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuuteen. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 148*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1989. 21 s.
- Neller, Ron (1993). The concentration of suspended sediments in Turku catchments : implications for the quality of Finnish urban runoff. *Aqua fennica*, 23:1, 111-115.
- Niemelä, Seppo (1969). Suolistobakteeripitoisuuden vaihtelu yhden päivän aikana yhdessä Vantaanjoen pisteessä. *Vesi* 2, s. 7-13.
- Niemelä, Seppo; Jorma Hirn, Maarit Niemi, Pentti Väätäinen & Kirsti Lahti (1982). *Ihmisen toiminnan tuottamat bakteerit vesiensuojelun ongelmana*. Loppuraportti. Helsinki 1982. 44 s. + liit.
- Niemi, Jorma; Maarit Niemi, Väinö Malin & Marja-Liisa Poikolainen (1996). Suomen jokien ja järvien hygieeninen laatu 1963-1993. *Vesitalous* 2 / 1996, s. 1-6.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1988 a). Vantaanjoen hygieniaprojektin yhteenveto. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 132*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1988. 29 s.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1988 b). Vantaanjoen vesistön bakteeripitoisuudet kesällä 1986. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 78*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1988. 21 s. + liit.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1988 c). Hygieniaprojekti. Vantaanjoki-vuosikirja 1987. *Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu n:o 24*. Vantaanjoen - ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys r.y. Helsinki 1988. 79 s.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1993). *Ympäristökatsaus 2 / 1993*, s. 30-32.
- Niemi, Maarit; Jorma Niemi & Tuula Aarnio (1987). Hygienian indikaattorit Vantaan- ja Keravanjoissa vuonna 1985. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 37*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1987. 16 s. + liit.
- Niemi, Maarit; Jorma Niemi & Jukka Ahtiainen (1988). Käsitellyn jäteveden ja hajakuormitettujen sekä luonnontilaisten vesien hygienia. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 131*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1988. 66 s. + liit.
- Oja- ja sadevesiviemäriverkosto 1992. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.
- Pajala, Heikki (1989). *Savijoen valuma-alueen kiintoaine-eroosio*. Pro gradu-työ Helsingin yliopiston maantieteen laitoksella. 54 s.+ liit.
- Peltonen, Simo (1994). *Maaperäeroosio ja pintaveden laatu Unajanjoen valuma-alueella lounais-Suomessa*. Pro gradu-työ Turun yliopiston maantieteen laitoksella. 78 s.
- Pennanen, Anki; Sinikka Paatero, Viena-Inkeri Lounela & Kristiina Saarina (1994). *Kylämme. Rintamamieskylä Bredbackan mailla*. Hakostaron-, Rikalan- ja Jäämäentien kylätoimikunta. Painatuskeskus Oy, Pikapaino. Helsinki 1994. 44 s.
- Peruskartta 2043 07 (1958). Östersundom. Maanmittaushallitus. Helsinki 1958.
- Peruskartta 2034 09 (1960). Vartiokylä. Maanmittaushallitus. Helsinki 1960.
- Peruskartta 2034 09 (1967). Vartiokylä. Maanmittaushallitus. Helsinki 1967.
- Peruskartta 2043 07 (1977). Östersundom. Maanmittaushallitus. Helsinki 1977.
- Peruskartta 2034 09 (1991). Vuosaari. Maanmittaushallitus. Helsinki 1991.
- Peruskartta 2043 04 (1991). Vantaa. Maanmittaushallitus. Helsinki 1991.
- Pietiläinen, Olli-Pekka & Seppo Rekolainen (1991). Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* 21:2, 127-136.
- Pitkänen, Heikki (1987). *Joet rannikkovesien ravinnekuormittajina Suomessa*. Lisensiaattityö. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. Helsinki 1987. 90 s.
- Pitkänen, Heikki; Pentti Kangas, Petri Ekholm & Matti Perttilä (1986). Surface distribution of total phosphorus

and total nitrogen in the Finnish coastal waters in 1979-1983. *Teoksessa* Pitkänen, Heikki: *Joet rannikkovesien ravinnekkuormittajina Suomessa*, s. 40-54. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. Helsinki 1987.

Pitäjänkartta. Lehti 668 / 256 Östersundom. Maanmittaushallituksen kivipaino 1931.

Pitäjänkartta. Lehti 667 / 256 Marjanicmi. Maanmittaushallituksen kivipaino 1931.

Poikolainen, Marja-Liisa (1988). Suomen vesistöjen hygieeninen tila Vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisterin kuvaamana. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 89*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1988. 55 s. + liit.

Rekolainen, Seppo (1989 a). Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19:2, 95-107.

Rekolainen, Seppo (1989 b). Effect of snow and soil frost melting on the concentrations of suspended solids and phosphorus in two rural watersheds in Western Finland. *Aquatic Sciences* 51 / 3, 1989, 211-223.

Rekolainen, Seppo (1992a). Eroosion ja fosforikuormituksen vähentäminen viljelytekniikan avulla. *Teoksessa* Rekolainen, Seppo & Lea Kauppi (toim.): *Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit*, s. 101-106. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 359. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1992.

Rekolainen, Seppo (1992b). Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin. *Teoksessa* Rekolainen, Seppo & Lea Kauppi (toim.): *Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit*, s. 9-11. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 359. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1992.

Salonen, Seija; Tom Frisk, Tellervo Kärmeniemi, Jorma Niemi, Heikki Pitkänen, Kimmo Silvo & Heidi Vuoristo (1992). Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjänä - vaikutusten arviointi. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, sarja A*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1992. 139 s.

Seppänen, Harri (1984). Sovellettu limnologia 1, 828 B. Otakustantamo. Espoo 1986. 239 s.

Seuna, Pertti (1982). Influence of forestry draining on runoff and sediment discharge in the Ylijoki basin, North Finland. *Aqua Fennica* 12, 3-16.

Seuna, Pertti & Bertel Vehviläinen (1986). Eroosio ja kiintoaineen kulkeutuminen. *Teoksessa* Mustonen, Seppo (toim.): *Sovellettu hydrologia*, s. 226-255. Vesiyhdistys r.y. Helsinki 1986.

SFS 3024 (1974). *Veden sameuden nefelometrinen määrittäminen*. Suomen standardisoimisliitto. Helsinki. 4 s.

SFS 3037 (1976). *Veden kiintoaineen määrittäminen*. Suomen standardisoimisliitto. Helsinki. 3 s.

SFS 3044 (1980). *Veden, lietteen ja sedimentin metallipitoisuudet. Määrittäminen atomiabsorptiospektrometrisesti liekkimenetelmällä. Yleisiä periaatteita ja ohjeita*. Suomen standardisoimisliitto. Helsinki. 8 s.

Sosiaali- ja terveysministeriö (1996). Sosiaali- ja terveysministeriön päätös 292 / 1996.

Soveri, Jouko (1991). Maantiesuolat. *Teoksessa* Santalahti, Päivi; Valentina Oroza, Raimo Laakia, Meri Koi-vusalo & Elina Hemminki (toim.): *Auto, terveys ja ympäristö*, s. 85-93. Gaudeamus. Helsinki 1991.

Tamminen, Timo (1983). Ammoniumtyppikuormituksen vaikutus murtoveden planktiseen perustuotantoon ja hajotustoimintaan. *Vesihallitus, tiedotus* 230. Helsinki 1983. 84 s.

Tietoja Helsingin purojen veden laadusta vuosina 1982-1995. Helsingin ympäristökeskus. Erillinen tulostus tietokannasta.

Tikkanen, Matti (1990). Temporal variations in water quality and fluvial erosion in a small drainage basin in southern Finland. *Fennia* 168:1, 1-29.

Tikkanen, Matti; Matti Seppälä & Olavi Heikkinen (1985). Environmental properties and material transport of two rivulets in Lammi, southern Finland. *Fennia* 163:2, 217-282.

Tilastoja Suomen ilmastosta 1961-1990. Liite meteorologiseen vuosikirjaan. Nide 90, osa 1a - 1990. Ilmatieteen laitos. Helsinki 1991.

Topografinen kartta 1:100 000 n:o 2043 Kerava. Suomen geologinen kartta. Maaperäkartta. Geologinen tutkimuslaitos. Maanmittaushallituksen kivipaino 1956.

Topografinen kartta 1:50 000 n:o 2043 Vantaa. Maanmittaushallitus. Helsinki 1991.

Tossavainen, Tarmo (1991). Metsänlannoituksen ja metsäojituksen vaikutukset eräiden järvien fosforikuormitukseen sekä puroveden laatuun ja ainehuuhtoutumiin Itä-Suomessa. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 310*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1991. 113 s.

Tulkki, Paavo & Matti Perttilä (1986). Meriveden kemiat. *Teoksessa* Karlsson, Kari-Pekka (toim.): *Suomen kartasto. Vihko 132. Vedet*, s.7. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. Helsinki 1993.

Vantaa alueittain 1993. Vantaan kaupunki. Tilasto ja tutkimus. 308 s.

Vehviläinen, Bertel (1981). Joen kiintoainekulkeuman määrityksestä. *Vesihallitus, tiedotus* 216. Helsinki 1981. 58 s.

Vesianalyysitoimikunnan mietintö (1968). Komiteamietintö 1968: B 19, 355 s. Helsinki.

Vesihallitus (1984). Hajakuormitusselvitys. Vesien-suojelun tavoiteohjelmaprojekti. Osaraportti n:o 10. *Vesihallituksen monistesarja 1983:197*. Vesihallitus. Helsinki 1984. 72 s. + liit.

Visuri, Anna & Kaisa Heikkinen (1990). Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, sarja A, s.45-72*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki 1990.

Wartiovaara, Jyrki (1975). Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 13. Vesihallitus. Helsinki 1975. 54 s.

Kiitokset

Tämän tutkimuksen yhteyshenkilönä Helsingin kaupungin puolelta toimi Ilkka Viitasalo. Kiitän Ilkkaa korvaamattomasta avusta useiden tutkimukseen liittyneiden käytännön asioiden järjestämisessä.

Kiitos Helsingin kaupungin ympäristölaboratorion henkilökunnalle hyvin toimineesta yhteistyöstä tutkimuksen aikana. Erikseen haluan kiittää mikrobipuolen Seija Kalsoa ja ravinnepuolen Sirkka-Liisa Korkalaa.

Patorakenteet tutkimusta varten rakensi Helsingin kaupungin rakennusviraston viherosasto ja limnigrafian lainasi Helsingin Vesi - kiitokset!

Helsingin yliopiston maantieteen laitokselta erityiskiitoksen moninaisesta avusta tutkimuksen aikana ansaitsevat prof. Matti Tikkanen ja FM Olli Ruth.

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 1998

1. **Pakkala T, Tiainen J, Pitkänen M.** Helsingin lintuatlas. Pesimälinnusto 1996 - 97
2. **Vuori T (toim).** Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 1998
3. **Mikkola-Roos M, Oesch T.** Vüikki-Vanhankaupunginlahti. Ekologinen tila, kunnostus- ja hoitosuunnitelma
4. **Pesonen L (toim).** Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1997
5. **Pönkä A, Saari S, Hämäläinen M-R, Janatuinen P, Mattila K, Holopainen M.** Kaupunkilaisten näkemys ympäristöterveydenhuollon merkityksestä ja järjestämisestä Helsingissä
6. **Ruth O.** Mätäjoki - nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö
7. **Ketola T.** Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä
8. **Levonen L, Kurtto A, Seimola T.** Helsingiläisten Harakka 10 vuotta
9. **Partanen T, Ahonen S, Aminoff I, Haglund B, Jämsen P, Siltanen I, Weber T, Pönkä A.** Päiväkoti-ikäisten lasten ravinnonsaanti päiväkodissa ja kotona
10. **Pyy V, Lyly O.** PCB elementtitalojen saumausmassoissa ja pihojen maaperässä
11. **Viljanen M, Kettunen A-V, Makkonen M, Kangas R, Järnefelt P.** Rakennerratkaisut ja sisäilman laatu. 1990-luvun asuinkerrostalotutkimus
12. **Pellikka K, Viljamaa H.** Eläinplankton Helsingin merialueella vuosina 1969 - 1996
13. **Pönkä A, Pitkälä A, Aminoff I, Kalso S.** Jauhelihan laatu helsinkiläisissä vähittäismyymälöissä

KUVAILULEHTI				
Tekijä(t) <i>Turo Ketola. Valokuvat tekijän</i>				
Nimike <i>Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä</i>				
Julkaisija		Julkaisuaika	Sivumäärä	Liitteet
<i>Helsingin kaupungin ympäristökeskus</i>		<i>1998</i>	<i>46</i>	
Sarjan nimike			Osanumero	
<i>Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja</i>			<i>7/98</i>	
ISSN-numero	Kieli			
<i>1235-9718</i>				
ISBN-numero	Koko teos	Tiivistelmä	Taulukot	Kuvatekstit
<i>951-718-179-5</i>	<i>fin</i>	<i>fin, swe, eng</i>	<i>fin</i>	<i>fin</i>
Avainsanat <i>virtaama, kiintoaine, indikaattoribakteeri, typpi, fosfori, Mellunkylänpuro</i>				
Lisätietoja <i>Turo Ketola, p. (09) 191 8659, Helsingin yliopisto, maantieteen laitos, luonnonmaantieteen laboratoriot, PL 9, 00014 Helsingin yliopisto Ilkka Viitasalo, p. (09) 7312 2683, sähköposti ilkka.viitasalo@ymk.hel.fi Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinginkatu 24, 00530 Helsinki</i>				