



Mätäjoki - nimeään parempi

Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu
sekä valuma-alueen virkistyskäyttö



Olli Ruth

Helsinki 1998



HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 1998

1. **Pakkala T, Tiainen J, Pükänen M.** *Helsingin lintuatlas. Pesimälinnusto 1996 - 97*
2. **Vuori T (toim).** *Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 1998*
3. **Mikkola-Roos M, Oesch T.** *Viikki-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.** *Helsinkiäisten 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 elementtiälojen saumaussmassoissa ja pihojen maaperässä*
11. **Viljanen M, Kettunen A-V, Makkonen M, Kangas R, Järnefelt P.** *Rakennatarkkailut ja sisäilman laatu. 1990-luvun asuinrakennustalotutkimus*
12. **Pellikka K, Viljamaa H.** *Eläinplankton Helsingin merialueella vuosina 1969 - 1996*
13. **Pönkä A, Pükälä A, Aminoff I, Kalso S.** *Jauhelihan laatu helsinkiläisissä vähittäismyymälöissä*

KUVAILULEHTI				
Tekijä(t) <i>Olli Ruth. Valokuvat tekijän</i>				
Nimike <i>Mätäjoki - nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö</i>				
Julkaisija	Julkaisuaika	Sivumäärä	Liitteet	
<i>Helsingin kaupungin ympäristökeskus</i>	<i>1998</i>	<i>119</i>	<i>3</i>	
Sarjan nimike		Osanumero		
<i>Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja</i>		<i>6/98</i>		
ISSN-numero	Kieli			
<i>1235-9718</i>				
ISBN-numero	Koko teos	Tiivistelmä	Taulukot	Kuvatestit
<i>951-718-178-7</i>	<i>fin</i>	<i>fin, swe, eng</i>	<i>fin</i>	<i>fin</i>
Avainsanat <i>pienet valuma-alueet, kaupunkipurot, Helsinki, Mätäjoki, veden laatu, virtaama, kiintoaine, liuennut aine, tyyppi, fosfori, indikaattoribakteerit</i>				
Lisätietoja <i>Olli Ruth, p. (09) 191 8659, sähköposti olli.ruth@helsinki.fi 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>				

Olli Ruth

MÄTÄJOKI - NIMEÄÄN PAREMPI
Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen
virkistyskäyttö

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 1998

Mätäjoki - nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö

Sisällysluettelo

Tiivistelmä

Sammandrag

Summary

1	Johdanto	1
2	Pienet luonnontilaiset valuma-alueet ja pienet kaupunkivaluma-alueet	2
2.1	Pienten valuma-alueiden tutkimus Suomessa	2
2.2	Kaupunkivaluma-alueiden tutkimus Suomessa	2
2.3	Kaupunkipurujen hydrologia	3
3	Mätäjoen valuma-alue	4
3.1	Valuma-alueen koko ja sijainti	5
3.2	Valuma-alueen uomasto	6
3.2.1	Mätäjoen pääuoma	6
3.2.2	Pajamäenoja	6
3.2.3	Pohjois-Haagan oja	7
3.2.4	Lassilanoja	7
3.2.5	Reimarlanoja	7
3.2.6	Konalanoja	7
3.2.7	Ruosilantienoja	7
3.2.8	Malminkartanonoja	9
3.2.9	Hakuninmaanoja	9
3.3	Valuma-alueen korkeussuhteet	9
3.4	Mätäjoen valuma-alueen maa- ja kallioperä	10
3.4.1	Maaperä	10
3.4.2	Kallioperä	11
3.5	Alueen kasvillisuus ja eläimistö	11
3.5.1	Kasvillisuus	12
3.5.2	Eläimistö	12
3.6	Mätäjoen valuma-alueen historia	12
3.6.1	Kivikautinen asuinpaikka	12
3.6.2	Mätäjoki Vantaanjoen entisenä lasku-uomana	13
3.6.3	Keskiajalta nykypäivään	14
3.7	Valuma-alueen maankäyttö nykyisin	15
3.7.1	Pelto- ja metsäalueet sekä suot	15
3.7.2	Teollisuusalueet ja liikenne	16
3.7.3	Asuinalueet ja väestö	16
4	Näytteenotto	18
5	Sääolosuhteet ja virtaama	21
5.1	Sääolosuhteet tutkimusjakson 1.7.1995-30.6.1996 aikana	21
5.2	Sääolojen vuotuinen kulku	22
5.3	Mätäjoen virtaaman seuraaminen	24
5.3.1	Mätäjoen virtaamasta aiemmin tehdyt tutkimukset	24
5.3.2	Mätäjoen virtaamaolosuhteiden taustaa	24
5.4	Mätäjoen virtaama 1.7.1995-30.6.1996	26

5.4.1	Kuukausivirtaamat	27
5.5	Kevättulva ja hetkelliset virtaaman vaihtelut	28
5.5.1	Kevättulva	28
5.5.2	Virtaaman hetkelliset vaihtelut	29
5.6	Tutkimusvuoden virtaama verrattuna normaaliin	30
6	Kiintoaine ja liennut aine Mätäjoessa	32
6.1	Käytetyt menetelmät	32
6.2	Kiintoaine	34
6.2.1	Pitoisuuden vaihtelu Mätäjoen pääuomassa eri vuodenaikoina	34
6.2.2	Kiintoainepitoisuus eri näytepisteissä	36
6.2.3	Partikkelimainen orgaaninen aines	36
6.3	Liennut aines	37
6.3.1	Pitoisuuksien vaihtelu Mätäjoen pääuomassa eri vuodenaikoina	37
6.3.2	Liunneen aineen pitoisuus eri näytepisteissä	38
6.4	Hetkelliset vaihtelut kiintoaineen ja liunneen aineen pitoisuuksissa	38
6.4.1	Kesän ja syksyn sateet	38
6.4.2	Kevättulva	40
6.5	Aineskuljetus	40
6.5.1	Kiintoaine	41
6.5.2	Liennut aines	41
6.5.3	Kokonaiskuljetus	42
7	Typpi ja fosfori Mätäjoessa	42
7.1	Typpi- ja fosforianalyseissä käytetyt menetelmät ja näytteenotto	43
7.2	Typpi vesiekosysteemissä	44
7.3	Fosfori vesiekosysteemissä	44
7.4	Typpi ja fosfori Suomen joissa	45
7.5	Typpi- ja fosforikuormituksen lähteet	45
7.5.1	Luonnonhuuhtouma	45
7.5.2	Laskeuma sadeveden mukana	46
7.5.3	Teollisuuden ja yhdyskuntien päästöt	46
7.5.4	Hajakuormitus	46
7.6	Kaupunkivaikutus virtaavien vesien typpi- ja fosforipitoisuuksiin	47
7.7	Typen ja fosforin keskikonsentraatiot ja pitoisuuksien vaihtelu eri vuodenaikoina	48
7.7.1	Typpi	48
7.7.2	Fosfori	49
7.8	Typpi- ja fosforipitoisuudet eri näytepisteissä	50
7.8.1	Typpi	51
7.8.2	Fosfori	51
7.9	Ravinnekuljetuksen määrä Mätäjoessa	52
7.9.1	Typpi	52
7.9.2	Fosfori	52
7.10	Typpi ja fosfori vesien rehevöittäjinä	55
7.10.1	Kasvua rajoittavat tekijät vesiekosysteemissä	56
7.10.2	Typpi-fosfori -suhde	56
7.10.3	Kasvua rajoittava ravinne Mätäjoessa	57
8	Mätäjoen veden mikrobiologinen laatu	57
8.1	Mikrobiologiseen selvitykseen käytetyt menetelmät ja näytteenotto	57
8.2	Vesistöjen mikrobiologisen laadun tarkkailusta	59
8.2.1	Indikaattoribakteerit vesien fekaalisen kuormituksen selvittäjinä	59
8.2.2	Indikaattoribakteerien lähteet vesistöissä	60

8.2.3	Luonnonvesien hygieenisen laadun selvittämisen ongelmia	60
8.3	Yleisimmin tutkimuksessa käytetyt indikaattoribakteerit	60
8.3.1	Kolimuotoiset bakteerit ja <i>Escherichia coli</i>	61
8.3.2	Fekaaliset streptokokit	61
8.4	Indikaattoribakteerien pitoisuudet luonnonvesissä	61
8.4.1	Luonnonvesien hygieeniset laatuluokat	61
8.4.2	Indikaattoribakteerien pitoisuuksia erilaisilla valuma-alueilla	62
8.4.3	Kaupunkivaikutus puroveden hygieeniseen laatuun	62
8.5	Mätäjoen veden hygieeninen laatu 1.7.1995-30.6.1996	63
8.5.1	Vaihtelu eri vuodenaikoina	63
8.5.2	Veden hygieeninen laatu Mätäjoen eri osissa	65
8.5.3	Bakteerilähteet ja FC/FS -suhde	66
8.5.4	Indikaattoribakteerien väliset korrelaatiot Mätäjoessa	67
9	Alkuainepitoisuudet purovedessä	67
9.1	Alkuaineanalyysissä käytetyt menetelmät	67
9.2	Purojen alkuainepitoisuuksiin vaikuttavia tekijöitä	68
9.3	Tärkeimmät maa-alkali- ja alkalimetallit sekä rauta Mätäjoessa	69
9.3.1	Rauta (Fe)	70
9.3.2	Kalsium (Ca)	71
9.3.3	Magnesium (Mg)	72
9.3.4	Kalium (K)	72
9.3.5	Natrium (Na)	73
9.4	Tiesuolan vaikutus natriumin ja muiden alkuaineiden pitoisuuksiin keväällä	74
9.5	Alueellinen tarkastelu	75
10	Muut veden laatuun vaikuttavat tekijät	75
10.1	Käytetyt menetelmät	75
10.2	Sähkönjohtavuus	76
10.2.1	Sähkönjohtavuus eri näytepisteissä	77
10.3	pH	78
10.3.1	pH eri näytepisteissä	79
10.4	Veden happipitoisuus ja hapen kyllästysaste	79
10.4.1	Happi eri näytepisteissä	80
10.5	Veden lämpötilan vaihtelu tutkimusjaksona	81
10.5.1	Lämpimän veden lasku sivuojiin talvella	81
10.6	Sameus (FTU)	82
10.7	Kemiallinen hapenkulutus (COD _{Mn})	82
10.8	Mätäjoen veden ulkonäkö ja haju	83
11	Korrelaatioanalyysit	84
11.1	Korrelaatioanalyyseissä käytetyt menetelmät	84
11.2	Koko tutkimusjakson ajalta lasketut korrelaatiot	84
11.3	Korrelaatiot eri vuodenaikoina	86
12	Mätäjoen veden laadun yleinen tarkastelu ja vertailu aiempiin tutkimuksiin	87
12.1	Veden laatu pääuomassa	87
12.2	Veden laatu Mätäjoen sivuojissa	90
12.2.1	Pajamäenoja	90
12.2.2	Pohjois-Haagan oja	90
12.2.3	Lassilanoja	90
12.2.4	Reimarlanoja	90
12.2.5	Konalanoja	91
12.2.6	Ruosilantienoja	91

12.2.7	Malminkartanonoja	91
12.2.8	Hakuninmaanoja	91
12.3	Mätäjoen veden laadun yleisluokitus	92
12.4	Veden laadun kehitys 1950-luvulta nykypäivään	92
13	Mätäjoen valuma-alueen käyttö virkistysalueena	95
13.1	Nykyiset virkistysalueet	95
13.2	Mätäjoki - nimeään parempi? Haastattelututkimus valuma-alueen asukkaiden käsityksestä purovarren ja sen virkistysalueiden tilasta ja Mätäjoki-nimestä	96
13.2.1	Rakkaalla lapsella on monta nimeä. Mätäjoki-nimen historia	96
13.2.2	Perusteita Mätäjoen nimenmuutokselle	97
13.2.3	Haastattelun tulokset	97
13.3	Mätäjoen veden virkistyskäyttöluokitus	98
13.4	Mätäjoki luonnonympäristönä	99
13.5	Paikallisten asukkaiden ja järjestöjen toiminta Mätäjoen puolesta	101
13.6	Veden lisäjuoksutus Mätäjokeen Silvolan tekoaltaista	101
13.7	Mätäjoen tilaan ja virkistyskäyttöön kohdistuvat uhat	102
13.8	Kehittämisehdotuksia Helsingin kaupungille	104
14	Yhteenveto ja johtopäätökset	107
	Kirjalliset lähteet	111
	Suulliset lähteet	119
	Kiitokset	119
	Liitteet I - III	

TIIVISTELMÄ

Tutkimuksessa seurattiin pääkaupunkiseudulla sijaitsevan kaupunkipuron Mätäjoen virtaamaa ja veden laatua 1.7.1995-30.6.1996 välisen ajan. Mätäjoen valuma-alue on pinta-alaltaan 24,4 km², josta noin kolme neljäsosaa sijaitsee Helsingin kaupungin alueella. Valuma-alueen pinta-alasta on yli puolet asuin- tai teollisuusalueita, joilta sadeviemäriverdet ohjataan Mätäjokeen. Kaupunkivaluma-alueille tyypillisiä ovat nopeat virtaaman vaihtelut ja hetkelliset veden laadun muutokset.

Mätäjoesta seurattiin viikottain otetuilla näytteillä veden kiintoaineen, liuenneen aineen, kokonaisuuden, ammoniumtyypen, nitraattityypen, nitriittityypen, kokonaisfosforin, ortofosfaattifosforin, fekaalisten koliformien, alustavien *Escherichia coli*-bakteerien, fekaalisten streptokokkien ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien pitoisuuksia. Lisäksi näytteistä tutkittiin veden sähkönjohtavuus, pH, lämpötila ja happipitoisuus.

Neljä kertaa tutkimusjakson aikana otettiin vesinäytteitä Mätäjoen pääuoman lisäksi 9 merkittävimmistä sivuojasta. Näytteistä selvitettiin edellä mainittujen muuttujien lisäksi veden sameuden (FTU) ja kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) arvot sekä natriumin, kaliumin, kalsiumin, magnesiumin ja raudan pitoisuudet.

Tutkimusjakson sademäärä oli normaalia pienempi (85 % normaalivuodesta). Tämän seurauksena myös virtaama jäi melko pieneksi. Mätäjoen keskimääräinen virtaama Iso-Huopalahteen tutkimusvuoden aikana oli 140 l/s. Tämä tekee valumana 5,8 l/s/km² ja valuntana 178 mm. Mätäjoen kiintoainekulkeuma oli yllättävän pieni, vain 2,5 t/km². Sen sijaan liuenneiden aineiden kuljetus oli runsasta ja kulkeuma vuoden aikana 51,4 t/km². Kokonaiskulkeumaksi Mätäjokeen muodostui 53,9 t/km², mikä on tavanomainen arvo vähäpeltoiselle pienelle valuma-alueelle.

Mätäjoki osoittautui ravinnetasoltaan polytrofiseksi. Typen kulkeuma oli tutkimusvuonna 330,8 kg/km² ja fosforin 13,4 kg/km². Leville helposti käyttökelpoisten epäorgaanisten typen ja fosforin muotojen osuus kokonaispitoisuuksista oli korkea. Mätäjoen veden hygieeninen laatu tutkimusjaksona oli välttävä. 31 % otetuista näytteistä ei täyttänyt uimavedelle asetettuja ohjearvoja. Mätäjokeen kohdistuva bakteerikuormitus on peräisin hajakuormituksesta.

Mätäjoen veden laatu on selvästi parantunut 1970-luvun puolivälistä lähtien. 1995-96 veden laatu oli yleisluokitukseltaan välttävä. Pienin parannuksin saavutettaisiin tyydyttävä veden laadun taso. Veden lisäjuoksutus Mätäjokeen parantanee jatkossa puroveden laatua. Suurin ongelma Mätäjoella on puron roskaantumisen. Mätäjoen ja sen valuma-alueen virkistyskäyttöarvo on huomattava. Mätäjokivarsi on tärkeä lähivirkistysalue paikallisille asukkaille ja toimii biotooppikäytävänä kasveille ja eläimille. Mätäjoki on selvästi nimeään parempi.

SAMMANDRAG

Flödet och vattenkvaliteten undersöktes i stadsbäcken Rutiån under ett år, från 1.7.1995 till 30.6.1996. Rutiåns avrinningsområde har en yta på 24,4 km², varav cirka tre fjärdedelar ligger inom Helsingfors stad. Över hälften av området är bostads- eller industriområde, varifrån regnvattenavloppen leds till Rutiån. Det utmärkande för avrinningsområden med stadsbebyggelse är att flödesmängderna varierar snabbt och att vattenkvaliteten kan variera temporärt.

Varje vecka togs det prov ur ån, för analys av halterna fasta partiklar i suspension, upplösta ämnen, total kvävehalt, ammoniumkväve, nitrat- och nitritkväve, total fosforhalt, ortfosfatfosfor, fekala koliforma bakterier, preliminär förekomst av *Escherichia coli*, fekala streptokocker och kontrollerade streptokocker. Ytterligare analyserades vattnets elledningsförmåga, pH-värde, temperatur och syrehalt.

Fyra gånger under det aktuella året togs prover inte bara från Rutiåns huvudfåra utan också från dess nio viktigaste sidoflöden. Dessa prov undersöktes förutom för de nämnda variablernas del också för uppmätning av vattnets grumlighet (FTU) och kemiska syreförbrukning (COD_{Mn}) samt för halterna av natrium, kalium, kalcium, magnesium och järn.

Regnmängden under den granskade perioden var mindre än normalt (85 % av nederbörden under ett genomsnittså). En följd av detta var att också flödet blev rätt litet. Flödet i Rutiån ut i Stora Hoplaxviken var 140 l/s i genomsnitt under den undersökta perioden. Det ger i avrinning 5,8 l/s/km², och i nederbörd 178 mm. Mängden fasta partiklar som fördes med av åvattnet var överraskande liten, bara 2,5 t/km². Däremot var transporten av upplösta ämnen i vattnet avsevärd, under året 51,4 t/km². Den totala medförda mängden i Rutiån under året var 53,9 t/km², vilket är ett rätt vanligt värde för ett mindre avrinningsområde som inte i stor utsträckning består av åker.

Näringsnivån i Rutiån visade sig vara polytrof. Avrinningen av kväve under året var 330,8 kg/m² och av fosfor 13,4 kg/km². Andelen oorganiska kväve- och fosforhalter var stor i det totala kväve- och fosforinnehållet. Den hygieniska kvaliteten för Rutiåns vatten var försvarlig under året. 31 % av de tagna proverna uppfyllde inte de riktgivande kraven för klassificering som badvatten. Bakterieb belastningen i Rutiån kommer från spridda källor.

Rutiåns vattenkvalitet har förbättrats avsevärt sedan mitten av 1970-talet. Den allmänna klassificeringen för vattenkvaliteten under åren 1995-1996 var försvarlig. Med små förbättringar kunde nivån nöjaktigt nås. Ökade utsläpp av vatten i ån väntas framdeles förbättra vattenkvaliteten, det största problemet i Rutiån är nedskräpningen i vattnet. Bruket av Rutiån och dess omgivningar för rekreation är omfattande. Åstränderna är ett viktigt rekreativområde för lokalbefolkningen och den fungerar som en biotopkorridor för växter och djur. Rutiån är betydligt bättre än vad dess namn ("den ruttna ån") associerar till.

SUMMARY

The flow and water quality of a small city river located in the Helsinki Metropolitan Area were monitored over the period 1.7.1995-30.6.1996. The catchment area of the R.Mätäjoki covers some 24.4 sq.km, of which three-quarters lies within the City of Helsinki. Over half of the surface area of the catchment area comprises residential or industrial areas, from which the storm drain waters are conducted to the river Mätäjoki. Typical of the city catchment area are rapid fluctuations in the current and momentary changes in the water quality.

By means of samples taken at weekly intervals, the solid matter, dissolved matter, total nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, total phosphorus, orthophosphate phosphorus, faecal coliform, preliminary *Escherichia coli* bacteria, faecal streptococci and confirmed faecal streptococci concentrations in the water were monitored. In addition, the electrical conductivity, pH, temperature and oxygen concentration of the water were determined.

During the study period, water samples were taken four times, not only from the main channel of the river, but also from the 9 most important tributaries. In addition to the above-mentioned variables, the turbidity of the water (FTU) and chemical oxygen demand (COD_{Mn}), as well as the sodium, potassium, calcium, magnesium and iron concentrations, was determined from the samples.

The amount of precipitation during the study period was less than normal (85 % of a normal year). As a consequence of this, the flow was also rather small. The average flow of the river Mätäjoki into the Iso-Huopalahti bay during the study year was 140 l/s. As run-off, this makes 5.8 l/s/sq.km, or 178 mm.

The solid matter transportation by the river Mätäjoki was surprisingly little, amounting to only 2.5 t/sq.km. On the other hand, the transportation of dissolved matter was great and transportation during the year 51.4 t/sq.km. The total transportation into the R.Mätäjoki amounts to 53.9 t/sq.km, which is a normal level for a small catchment area with few fields.

The R.Mätäjoki was found to be polytrophic in terms of its nutrient level. During the study year, nitrogen transportation amounted to 330.8 kg/sq.km and phosphorus transportation to 13.4 kg/sq.km. The contribution to the total concentrations of forms of inorganic nitrogen and phosphorus easily usable by algae was high. The hygienic quality of the water in the R.Mätäjoki during the study period was passable. 31 % of the samples taken did not satisfy the guideline levels set for swimming water. The bacteria loading on the R.Mätäjoki comes from spot loading.

The water quality in the R.Mätäjoki has appreciably improved since the mid-1970s. In 1995-96 the water quality was passable in terms of its general grading. Satisfactory water quality could be achieved through minor improvements. Increased discharging of water into the R.Mätäjoki will probably improve the quality of the river water in the future. The greatest problem in the river Mätäjoki is the littering of the river. The recreational use value of the river and its catchment area is appreciable. The main river channel forms an important recreation area for local inhabitants and acts as an ecological corridor for plants and animals. The River Mätäjoki is clearly better than its name.

1 Johdanto

Kaupunkipurojen hydrologiaa ei Suomessa ole juurikaan tutkittu. Jokien ja purojen tutkimus on keskittynyt luonnontilaisille alueille tai maanviljelyseuduille. Maantieteen alalla virtaavien vesien tutkimusta on tehty muun muassa jokien eroosioprosesseista, aineskuljetuksesta peltoalueilta, pienten valuma-alueiden nopeista virtaaman ja veden laadun muutoksista sekä valuma-alueiden morfometriasta (esim. Aartolahti 1975; Mansikkaniemi 1982; Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990; Ketola 1996; Peltonen 1996; Hilkku 1997). Viime aikoina pienten valuma-alueiden tutkimus Suomessa on painottunut maanviljelyksen ja metsänhoidon ympäristövaikutusten selvittämiseen. Maanviljelys on Suomen suurin vesistöjen kuormittaja, joten sen aiheuttaman kuormituksen tutkiminen ja mallintaminen onkin varsin perusteltua. Vesistötutkimuksessa on kuitenkin jäänyt yksi sektori vähemmälle huomiolle. Suomen kaupunkien ja taajamien pieniä valuma-alueita on tutkittu varsin vähän, eikä purojen tilaa ole järjestelmällisesti seurattu. Poikkeuksen tästä muodostavat vesistöt, joihin lasketaan puhdistettuja asumajätevesiä ja joihin kohdistuu lainmukainen velvoitetarkkailu.

Kaupunkipurojen tutkimiseen on olemassa useita perusteita. Kaupunkivaluma-alueiden uomasto on yleensä, ainakin osittain, ihmisen muokkaama ja koko hydrologinen prosessi eroaa luontaisesta. Taajamissa asukastiheys on huomattavasti suurempi kuin maaseudun pienillä valuma-alueilla. Purot muodostavat usein luonnollisen virkistyskohteen kaupunkiasutuksen keskelle, esimerkiksi vesielementtinä puistoissa. Kaupunkipuron veden laadulla onkin merkitystä yleensä paljon suuremmalle joukolle ihmisiä kuin maaseudun purolla. Intensiivisen maankäytön aiheuttama kuormitus ja erilaisten onnettomuuksien riski ovat kaupunkipurojen valuma-alueilla merkittävämpiä tekijöitä kuin luonnontilaisilla alueilla. Lisäksi purot toimivat kaupunkialueiden ympäristön kuormittumisen mittareina ja ihmistoiminnan aiheuttamien haitallisen ympäristövaikutuksen

indikaattoreina.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää pääkaupunkiseudulla sijaitsevan kaupunkipuron, Mätäjoen, hydrologiaa ja veden laatua. Tutkimusalueena on 24,4 km² laajuinen Mätäjoen valuma-alue, joka sijoittuu pääasiassa Helsingin kaupungin alueelle. Tutkimukseen kuului vuoden kestänyt seuranta 1.7.1995-30.6.1996. Seurannan kohteena olivat puron virtaama, aineskuljetus, ravinmäärät ja veden hygieeninen laatu. Myös veden alkuainespitoisuuksia selvitettiin tiettyjen alkuaineiden osalta. Erityisenä mielenkiinnon kohteena olivat poikkeukselliset virtaamatilanteet kuten kevättulva ja kesän ukkossateiden aikaansaatamat virtaaman ja ainespitoisuuden piikit. Tavoitteena oli myöskin selvittää kaupunkipuron veden laadun vaihtelua talvella, koska talviajalta ei ole olemassa aiempaa havaintoaineistoa.

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää kaupunkivaikutus Mätäjoessa eli tutkia kuinka ihmisen toiminta vaikuttaa puron tilaan ja prosesseihin. Toinen tavoite on selvittää Mätäjoen veden laadun yleinen taso ja etsiä valuma-alueelta mahdolliset veden laatuun vaikuttavat ongelmakohdat.

Hydrologisen ja limnologisen aspektin lisäksi tavoitteena on tuoda alueellinen näkökulma mukaan tutkimukseen. Mätäjoen valuma-alueen virkistyskäytön mahdollisuuksien selvittäminen ja parantaminen ovat oleellinen osa puron tilan kehittämistä. Alueellisen tarkastelun tavoitteena on löytää valuma-alueen arvokkaat, ja toisaalta ihmistoiminnan uhkaamat alueet, ja tämän pohjalta esittää Helsingin kaupungille kehittämisehdotuksia purovarren virkistysalueiden tilan parantamiseksi.

Tutkimus liittyy Helsingin yliopiston Luonnonmaantieteen laboratorioden puro-projektiin, jossa vuosina 1995-96 seurattiin kolmen kaupunkialueelle sijoittuvan puron hydrologiaa ja veden laatua. Mätäjoen lisäksi tutkittiin Mellunkylänpuroa Helsingissä (Ketola 1996) ja Rekolanojaa Vantaalla (Hilkku 1997). Ennen tätä projektia Helsingin puroista ei ole teh-

ty yhtäjaksoista pidempikestoista seurantaa. Aiempi tieto Helsingin purojen tilasta on perustunut lähinnä yksittäisiin kesän alivirtaamaukaudella suoritettuihin näytteenottoihin.

2 Pienet luonnontilaiset valuma-alueet ja pienet kaupunkivaluma-alueet

2.1 Pienten valuma-alueiden tutkimus Suomessa

Pienellä valuma-alueella tarkoitetaan hydrologisessa tutkimuksessa alle 200 km² valuma-alueita, jolla ei ole juurikaan järviä tai jokia, ja joka on maaperältään, kasvillisuudeltaan ja maankäytöltään suhteellisen homogeeninen (Seuna 1983). Pienten valuma-alueiden tutkimuksen avulla voidaan mallintaa erilaisia hydrologisia prosesseja tarkemmin kuin tutkimalla suurempia epähomogeenisiä vesistöalueita. Suomeen on maaseudulle rakennettu melko kattava pienten valuma-alueiden havaintoverkosto. Se sai alkunsa jo vuonna 1929, jolloin maataloushallitus aloitti seurannan 32 pienellä valuma-alueella (Seuna 1983). Nykyinen havaintoverkosto otettiin käyttöön 1958-60, jolloin tutkimusalueita oli 40 (Seuna 1992). Tällä hetkellä pieniä valuma-alueita on tutkimuskäytössä 92. Niistä osa on varustettu automaattisin näytteenottimin (Kivinen 1994). Tutkittavien valuma-alueiden koko vaihtelee 0,07:stä 122 neliökilometriin (Seuna 1992). Pienten valuma-alueiden tutkimus voidaan jakaa neljään eri osa-alueeseen (Seuna 1983):

- 1) Vähintään kymmenen vuotta tutkimuskäytössä olleelta valuma-alueelta voidaan laskea valunnan tunnuslukuja.
- 2) Valuntaa selittävälle muuttujille, kuten maaperälle ja puustolle, voidaan laskea regressiomalleja.
- 3) Kahden lähekkäisen pienen valuma-alueen kesken voidaan tehdä vertailututkimuksia.
- 4) Valuma-alueella voidaan tutkia hydrologisia ja vesikemiallisia prosesseja, kuten infilt-

raatiota tai aineistaseita.

Pienten valuma-alueiden havaintoverkostoa ylläpitää nykyisin Suomen ympäristökeskus. Tutkimusalueet sijoittuvat maaseudulle. Keskimäärin valuma-alueilla on peltoa 18,5 % ja metsää 57,9 % (Seuna 1983). Viime vuosikymmeninä tutkimus onkin keskittynyt maa- ja metsätalouden vaikutusten selvittämiseen. Eräs varsin merkittävä tämän alan tutkimus on ollut maa- ja metsätalousministeriön Metve-projekti vuosina 1990-1995 (Kenttämies & Saukkonen 1996). Projektissa selvitettiin kattavasti metsätalouden aiheuttamia vesistöhaittoja ja niiden torjuntaa. Pienten valuma-alueiden tutkimuksen avulla on viime vuosina myös mallinnettu ilmastomuutoksen vaikutuksia vesistöihin (esim. Lepistö & Kivinen 1997, Kallio et al. 1997). Edelleen pieniltä valuma-alueilta on laskettu aineistaseita, joiden avulla voidaan selvittää muun muassa eri alueiden happamoitumisriskiä (Kallio & Kauppi 1990, Lepistö & Seuna 1990). Pienten valuma-alueiden merkitys erilaisten hydrologisten prosessien mallintamisessa on suuri. Mallintamista tosin vaikeuttaa se, että valuma-alue ei saavuta koskaan staattista olotilaa, vaan on jatkuvasti muuttuva dynaaminen alueyksikkö (Heikkinen & Tikkanen 1979).

Varsinkin 1990-luvun alussa Suomessa alkoi esiintyä kiinnostusta pienvesien tutkimiseen muultakin kuin hydrologiselta kannalta. Tuolloin havaittiin, että suuri osa Suomen pienvesistä on joko vakavasti ihmistoiminnan uhkaamia tai luonnonarvoiltaan jo tuhoutuneita. Valtakunnallisessa pienvesitutkimuksessa vuosina 1989-1993 Suomesta etsittiin arvokkaita ja suojelun tarpeessa olevia pienvesiä (Räike 1994). Kaupunkialueiden purot eivät olleet selvityksessä mukana, koska ne ovat vain poikkeustapauksissa säilyneet luonnontilaisina.

2.2 Kaupunkivaluma-alueiden tutkimus Suomessa

Kaupunkialueelle sijoittuva pieni valuma-alue on samalla tavoin käyttökelpoinen hydrologi-

sen ja limnologisen tutkimuksen kohde kuin maaseudun valuma-alueet. Vesistöihin vaikuttavien prosessien selvittäminen kaupunkialueella on hankalampaa kuin maaseudulla, koska kaupungissa ihminen muuttaa vallitsevia olosuhteita maaseutua nopeammin. Kaupunkipuroilla on tärkeä virkistysellinen merkitys ja myös sen vuoksi niiden tilan selvittäminen on tärkeää.

Suomen suurista kaupungeista ainakin Helsingissä, Turussa ja Espoossa on tehty selvitys kaupungin pienvesistä. Helsingin kaupunki tutki vuonna 1987 kaupungin purojen tilaa. Yhteensä tuolloin tutkittiin 24 kaupunkipuroa. Veden laatua arvioitiin yksittäisen näytteenoton perusteella (Jalava 1987). Kyseinen tutkimus lienee toistaiseksi Suomessa ainoa, jossa on tutkittu varsinaiselle kaupunkialueille sijoittuvien purojen veden laatua. Turun kaupungin pienvesikartoituksessa (Ikonen et al. 1992) kartoitettiin kaikki Turun kaupungin alueella sijaitsevat lammet, lammikot ja purot. Tutkimus painottui kuitenkin kasvillisuuden ja eläimistön selvittämiseen ja veden laatua arvioitiin vain silmämääräisesti. Espoon pienvesi-inventoinnissa selvitettiin 60 tärkeimmän puron ja lähteen tila (Kiirikki 1991). Espoossa etsittiin nimenomaan luonnontilaisuutensa säilyttäneitä pienvesiä ja kaupunkipurot jäivät pois tutkimuksesta. Myöskään puroveden laatua ei Espoon tutkimuksessa selvitetty tarkemmin.

Valuma-alueen viemäroinnin tehokkuus vaikuttaa huomattavasti kaupunkipurojen hydrologisiin ominaisuuksiin. Katualueiden viemäroityjä sadevesiä kutsutaan hulevesiksi. Paikoin hulevedet johdetaan asumajätevesien kanssa samassa viemäriässä puhdistuslaitokselle. Suomessa on kuitenkin hyvin yleistä vesien erillisviemärointi. Erillisviemäroinnissä hulevedet ohjataan yleensä johonkin lähialueen pienveteen tai suoraan mereen. Esimerkiksi kaikki Mätäjoen valuma-alueen viemäriävedet ovat erillisviemäroityjä. Hulevesien määrää ja laatua on maailmalla tutkittu runsaasti (esim. Aalderink et al. 1990, Malmqvist 1983, Johansen 1985). Suomen kaupunkialueiden huleve-

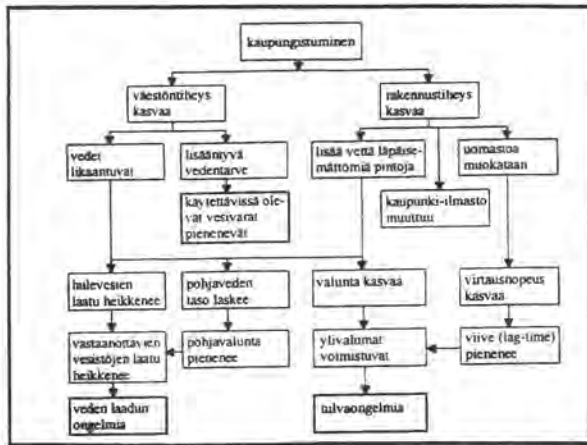
sistä on tehty laaja selvitys "Valtakunnallinen hulevesitutkimus" 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa (Helenius & Leinonen 1979; Melanen & Laukkanen 1981; Melanen & Tähtelä 1981; Melanen 1981). Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa tutkittiin vain sadevesiviemärien kuljettamia vesiä. Hulevesien vaikutusta kaupunkipuroihin ei erikseen selvitetty. Neller (1993) on vertaillut Turun kaupunkipurojen kiintoainekuljetusta valtakunnallisen hulevesitutkimuksen tuloksiin. Neller tutki keväällä ja kesällä 1987 kahden Turun kaupunkipuron ja kahden maaseudulla sijaitsevan puron kiintoainepitoisuuksia.

2.3 Kaupunkipurojen hydrologia

Kaupunkipurojen hydrologia ja veden laatu eroavat suuresti luonnontilaisen valuma-alueen vastaavasta. Urbanisoitumisen hydrologisten vaikutusten suuruuden määräävät hydrologinen lähtötilanne, ilmastolliset tekijät, alueen hydrologiset erityispiirteet, kaupungin koko, väestön määrä, alueen teollistumisaste sekä vesi- ja viemäriolosuhteet (Melanen 1986).

Kaupungistuminen tuo mukanaan monia hydrologisia ongelmia. Ongelmat voidaan jakaa kahteen eri ryhmään (kuva 1). Väestötiheyden kasvu lisää veden tarvetta ja edistää veden likaantumista. Likaantuminen voi pahimmassa tapauksessa aiheuttaa tartuntatauteja, jotka leviävät veden mukana. Toinen hydrologisten ongelmien aiheuttaja kaupunkialueilla on rakennetun alan kasvu. Sen seurauksena purojen alivirtaama pienenee ja hetkelliset ylivirtaamat kasvavat, mikä voi aiheuttaa tulvaongelmia. Hyvin usein alkuperäistä puro- ja ojauomastoa muokataan kaupunkialueilla ihmisen tarpeiden mukaiseksi. Tämän seurauksena virtausnopeus puroissa kasvaa ja eroosio voimistuu (Hall 1982). Tulvaongelmien pääasiallisena syynä on maanpinnan päällystäminen vettä läpäisemättömillä pinnoilla. Asfalttipinnoilta vesi kulkeutuu nopeasti pintavaluntana joko suoraan tai sadevesiviemärien kautta puroihin (Delleur 1982). Kaupunkialueiden sademäärä on yleensä hieman suurempi kuin

sitä ympäröivillä alueilla, mikä osaltaan lisää kaupunkipurojen virtaamaa (Hengeveld & Vocht 1982).



Kuva 1. Kaupungistuminen hydrologiset vaikutukset (Hall 1984). Modifioitu.

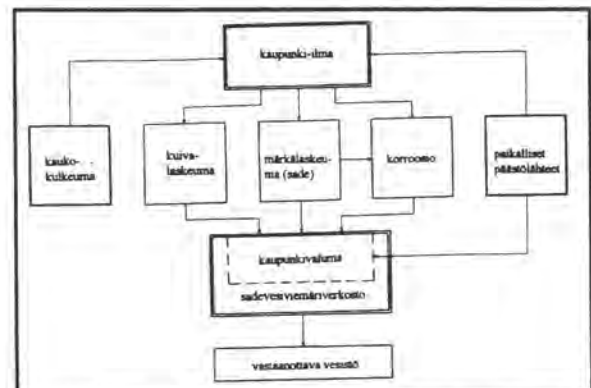
Eräs kaupunkipurojen ongelma on veden laadun nopea hetkellinen vaihtelu. Tämän on seurausta hulevesistä, jotka huuhtovat sateella katujen epäpuhtaudet puroihin. Purovesiin päätyvät päästöt voidaan jakaa neljään eri ryhmään alkuperänsä perusteella: 1) ilmaperäiseen laskeumaan, 2) liikenteen aiheuttamaan kuormitukseen, 3) rakennusmateriaalien korroosioon sekä 4) kasvillisuudesta ja muista lähteistä peräisin olevaan kuormitukseen (Malmqvist 1983). Huomattava osa kuormituksesta tulee valuma-alueelle ilmaperäisenä märkä- tai kuivalaskeuma (kuva 2). Ilmaperäisen kuormituksen tärkeimmät lähteet ovat fossiilisten polttoaineiden käyttö energiantuotannossa ja liikenteessä sekä teollisuuden päästöt. Ilmaperäinen kuormitus tuo mukanaan suuria määriä typpeä, fosforia ja tiettyjä raskasmetalleja (Malmqvist 1983).

Ei-ilmaperäisen kuormituksen määrään vaikuttavat suuresti paikallisten ihmisten asenteet ja katujen puhdistuksen tehokkuus. Kuormitusta kaupunkipuroihin aiheuttavat kiinteät roskat, eläinten jätökset ja kasvillisuudesta peräisin oleva orgaaninen aines (esimerkiksi leikattu ruoho tai puiden lehdet). Liikenteen suorat päästöt, renkaiden ja tienpintojen kuluminen sekä tiesuolaus aiheuttavat kuormitusta kaupunkivesiin (Melanen 1981). Rakennusmateria-

aalien korroosio nostaa kaupunkivesissä muun muassa kuparin ja sinkin määrää (Malmqvist 1983).

Eläinten jätökset ovat kaupunkivesissä suuri ravinteiden ja bakteerien kuormituksen lähde. Koirien ja lintujen jätöksiä pääsee puroon joko purouman rantojen läheisyydestä tai katualueilta hulevesien mukana. Vesilinnut voivat kuormittaa jätöksillään vesistöjä myös suoraan. Keskusta-alueilla koirien on havaittu aiheuttavan jopa yli 60 % hulevesien fosforikulkeumasta (Malmqvist 1983).

Eri kaupunkialueilta puroihin kohdistuva kuormitus vaihtelee maankäytön tehokkuuden mukaan. Suurinta kuormitus on keskusta- ja liikennealueilta (Melanen 1981). Iso-Britanniassa tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin, että vuoden aikana kilometrin matkalta moottoritietä kulkeutui ympäröiviin vesiin yhteensä 2400 kg kiintoainesta ja liuenneita aineita, 8 kg sinkkiä ja 126 kg öljyä (Perry & McIntyre 1986). Suomessa keskusta-alueiden hulevedet ovat ominaisuuksiltaan paikoin lähellä käsitellyn jäteveden laatua. Esikaupunkialueilla hulevesien laatu on hiukan parempi kuin keskusta-alueilla (Melanen 1981).

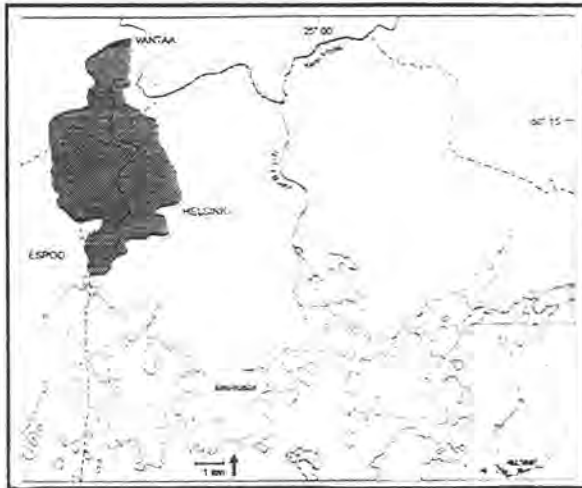


Kuva 2. Ilmaperäinen kuormitus kaupunkipuroihin (Melanen 1981). Modifioitu.

3 Mätäjoen valuma-alue

Valuma-alue ja sen ominaisuudet muodostavat perustan puron hydrologian ja veden laadun selvittämiseksi. Kaupunkialueella puron veden

laatuun vaikuttavat pitkälti muut alueelliset tekijät kuin luonnontilaisella valuma-alueella. Esimerkiksi viemärointi muuttaa merkittävästi valuma-alueen luontaista hydrologiaa ja tilaa. Valuma-alue muodostaa luonnollisen toimivan aluekokonaisuuden, jota ei ole riittävästi käytetty hyödyksi kaupunkisuunnittelussa. Tärkeää on löytää oikea tasapaino ihmisen ja luonnon vuorovaikutukselle myös tiheästi rakennetulla kaupunkialueella.



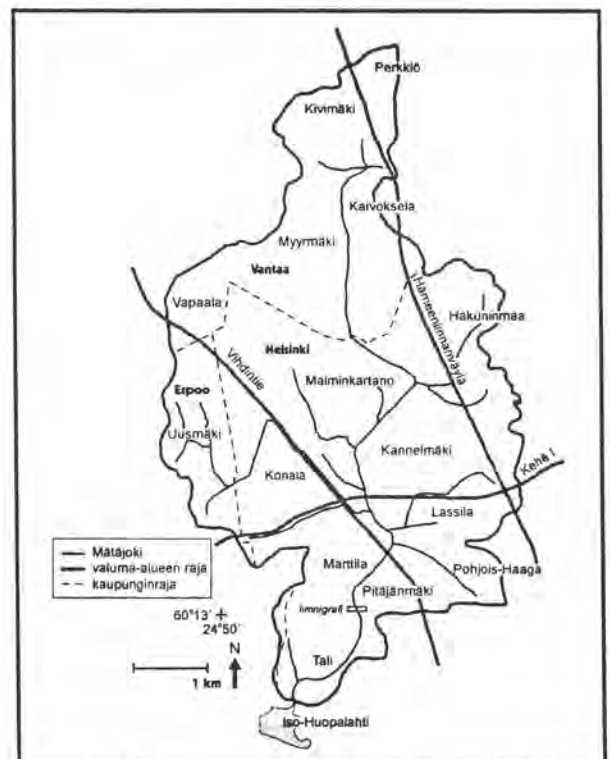
Kuva 3. Mätäjoen valuma-alueen sijoittuminen pääkaupunkiseudulla.

3.1 Valuma-alueen koko ja sijainti

Mätäjoen valuma-alue sijoittuu pääkaupunkiseudulle Helsingin, Vantaan ja Espoon kaupunkien alueelle. Valuma-alueen koko on 24,4 km², josta lähes kolme neljäsosaa kuuluu Helsingin kaupunkiin (kuva 3). Valuma-alue sijoittuu Helsingissä Iso-Huopalahden pohjoispuolelle, Espoon rajan ja keskuspuiston väliselle alueelle. Vantaalla valuma-alue jatkuu Martinlaakson radan suuntaisesti aina Kivimäen ja Perkkiön eteläosiin saakka. Pieniä osia valuma-alueesta ulottuu Espoon koillisosiin (kuva 4). Mätäjoen valuma-alue on tässä työssä rajattu käyttäen apuna aiempia valuma-alue-rajauksia (Hämäläinen & Niiranen 1993), kaupunkien sadevesiviemärikarttoja (Helsingin vesi- ja viemärlaitos 1992, Vantaan kaupunki 1995, Espoon vesi- ja viemärlaitos 1993) ja Helsingin kaupungin kantakarttaa 1:2000 (Helsingin kaupunki 1996a). Tässä

työssä esitetty valuma-alueen rajausta poikkeaa muutamissa paikoin aiemmista rajauksista.

Sadevesiviemärointi muuttaa huomattavasti Mätäjoen valuma-alueen luontaisia hydrologisia olosuhteita. Helsinki ja Vantaa ohjaavat kaikki asuin- ja teollisuusalueiden sadevesiviemärien hulevedet sellaisenaan Mätäjokeen tai sen sivuojiin. Espoossa Mätäjoen valuma-alueella on vain muutama yksittäinen sadevesiviemäri. Katualueiden vettä läpäisemättömät pinnat ja veden nopea kuluttuminen sadevesiviemärien kautta ojiin tekevät virtaamaolosuhteet ääreviksi (Delleur 1982). Sadevesiviemärointi ja katujen kallistussuunnat noudattavat pääpiirteissään Mätäjoen luonnollisen valuma-alueen rajoja. Paikoin sadevesiviemärointi ja kaupunkirakenteet ovat kuitenkin muuttaneet topografian mukaista vedenjakajan paikkaa. Mätäjoen valuma-alueella asumajätevesien viemärointi on toteutettu tehokkaasti. Vain yksittäisiä kohteita Espoossa ja Vantaalla on vailla kunnallista viemärointiä. Tältä osin hajakuormitus Mätäjokeen on pientä.



Kuva 4. Mätäjoen valuma-alue ja tärkeimmät kaupunginosat.

Määritelmän mukaan puroksi lasketaan vedet, joiden keskivirtaama on alle 2000 l/s ja maksimileveys viisi metriä (Räike 1994). Tämän tutkimuksen tulosten ja aiempien arvioiden perusteella (mm. Hämäläinen & Niiranen 1993) Mätäjoen keskivirtaama jää alle 200 litran sekunnissa ja sen leveys on lähes kaikkialla alle viisi metriä. Mätäjoki on tämän perusteella laskettava nimestään huolimatta puroksi. Mätäjoesta käytetään Vantaan kaupungin puolella nimeä Mätäjoja. Helsingin kaupungissa Mätäjoesta itään sijaitsee Mätäpuron valuma-alue. Mätäpuro on Mätäjokea pienempi sekä virtaamaltaan että valuma-alueen kooltaan. Nimien samankaltaisuus vaikeuttaa selvästi Mätäjoen ja sen valuma-alueen hahmottamista paikallisten asukkaiden keskuudessa.

3.2 Valuma-alueen uomasto

Mätäjoen pääuomaan laskee useita sivuojia ja lukuisa joukko sadevesiviemäreitä. Tärkeimmät sivuojat ovat Konalanoja, Lassilanoja, Malminkartanonoja ja Hakuninmaanoja. Ne sivuojat, joiden veden laatua tässä tutkimuksessa seurattiin, ovat kuvattu lyhyesti kappaleissa 3.2.2 - 3.2.9. Mätäjoen ojaverkosto on esitetty kuvassa 5.

3.2.1 Mätäjoen pääuoma

Mätäjoen pääuoma saa alkunsa Vantaan kaupungin Kaivokselan kaupunginosan pohjoispuolelta Hämeenlinnan väylän kupeesta (kuva 6). Vantaalla puro kulkee soistuneessa laaksossa, josta on paikoin vaikea havaita varsinaista pääuomaa. Mätäjoen laaksossa Vantaalla on edelleen viljelykäytössä olevia peltoalueita. Mätäjoki virtaa Myyrmäen itäpuolitse Helsingin kaupungin puolelle Malminkartanoon. Pääuoma kulkee Malminkartanon ja Kannelmäen välistä ja kääntyy Vihdintien suuntaisesti etelään. Helsingin kaupungin alueella Mätäjoella on selkeä leveä uoma, joskin sen virtaama on heikko. Uomaa reunustaa Vantaalta Kannelmäkeen saakka tiheä pensasto. Kannelmäen kohdalle Mätäjokeen on rakennettu vesiallas ja keinotekoinen saari. Ve-



Kuva 5. Mätäjoen sivuojat.

den syvyys altaassa on kuitenkin matala ja veden vaihtuvuus huono.

Kannelmäestä etelään Mätäjoen rannoilla on pensaikon lisäksi myös suurempikokoista puustoa. Mätäjoki kulkee Lassilan länsipuolitse ja jatkaa kohti Pitäjänmäen teollisuusaluetta. Teollisuusalueen Mätäjoki alittaa osin tunnelissa. Pitäjänmäellä Mätäjoessa on lyhyt koski sekä noin kahden ja puolen metrin korkeinen putous (kuva 7). Pitäjänmäentien alituksen jälkeen Mätäjoki kulkee ensin Talin siirtolapuutarhan ohitse ja sen jälkeen Talin golfkentän läpi kohti merta. Golf-kentän eteläpuolella, ennen laskemistaan mereen, Mätäjoki kulkee aivan Iso-Huopalahden suljetun kaatopaikan täyttömäen juurella. Mätäjoki laskee Iso-Huopalahteen. Pääuoman pituus Vantaalta Helsingin Iso-Huopalahteen on 9,1 kilometriä.

3.2.2 Pajamäenoja

Pajamäenoja saa alkunsa Pajamäen teollisuusalueelta tulevasta sadevesiviemäristä. Ojaan laskee hulevesiä myös Pajamäen kaupungin-

osasta ja Talin golf-kentältä. Oja alkaa läheltä Espoon rajaa ja kulkee lähes koko matkan Iso-Huopalahden suljetun kaatopaikan vierellä. Kaatopaikasta ojaan pääsee suotovesiä. Ojauoma on varsin leveä ja veden virtaus ojas- sa heikko. Pajamäen oja yhtyy Mätäjoen pää- uomaan noin 300 metriä ennen Iso-Huopalah- tea. Pajamäenojan pituus on 0,6 kilometriä.

3.2.3 Pohjois-Haagan oja

Pohjois-Haagan oja alkaa Laajasuon puistoalu- eelta Pohjois-Haagan eteläpuolelta. Ojaan las- kee useita sadevesiviemäreitä Pohjois-Haagan alueelta. Pohjois-Haagan oja virtaa puistoalu- een suuntaisesti koilliseen aina Martinlaakson rataan sakka, jossa ojan vesi laskee salaojaput- keen ja sitä kautta Lassilan eteläpuolella Mätä- jokeen. Lassilan eteläosan sadevedet laskevat saman viemärintiputken kautta Mätäjokeen. Pohjois-Haagan ojan avouoman ja lopun put- kiosuuden yhteinen pituus on noin 1,2 km. Ojien pituuksien tarkka määrittäminen on han- kalaa, koska ojat kulkevat paikoin pitkiäkin matkoja maan alla putkessa.

3.2.4 Lassilanoja

Lassilanoja kuuluu Mätäjoen suuriin sivuojiin. Sen pohjoinen haara saa alkunsa ojasta Kan- nelmäen Maxi-marketin ostoskeskuksen itä- puolelta. Ojan vedet virtaavat Antinniityn puiston läpi viemäriputkeen ja sitä pitkin Kehä I:n varteen. Lassilanoja kulkee useita satoja metrejä Kehä I:n varressa, joskin osin viemä- röitynä. Oja alittaa Kehä I:n salaojassa ja kääntyy etelään kohti Lassilaa. Oja tulee esiin Laurinniitynpolun jälkeen, kulkee puistoalu- een läpi ja yhtyy toiseen Lassilanojan haaraan Punnuspolun kohdalla. Idästä tuleva lyhyempi haara kerää vedet Pohjois-Haagan ja Lassilan itäosien sadevesiviemäreistä. Avoimena ojana se kulkee Leiviskäntien ja Punnuspolun vie- ressä noin 600 metrin matkan. Ojien yhtymä- kohdasta on matkaa Mätäjokeen 100 metriä. Pohjoiseen haaraan laskevat hulevedet Mau- nunnevalta, Kannelmäen eteläosasta ja Kehä I:ltä sekä Lassilan pohjoisosista. Uoman pituus Kannelmäestä Mätäjokeen viemäroityine osuuksineen on 1,6 km.

3.2.5 Reimarlanoja

Reimarlanoja kulkee Kehä I:n vierellä. Puro saa alkunsa Espoon kaupungin rajalta. Se las- kee kohden itää ja yhtyy Vihdintien kohdalla Konalanojaan. Ojaan tulee sadevesiviemäreitä Konalan eteläosista ja Reimarlasta sekä Muo- namiehentien teollisuusalueelta. Uoman pituus on 1,4 km. Virtaama Reimarlanojassa on heik- ko ja oja kuivuu vähäsateisina kesinä.

3.2.6 Konalanoja

Konalanoja kuuluu Mätäjoen tärkeimpiin si- vuojiin. Konalanojan päähaara saa alkunsa Espoosta Uusmäen pientalovaltaisen alueen pohjoispuoliselta metsäalueelta ja eteläinen haara Pajuniityn peltoalueelta. Pohjoinen ojan- haara kulkee Uusmäen läpi omakotitalojen takapihoilla. Ojat yhtyvät Pajuniityn itäpuolel- la. Konalanoja alittaa Vanhan Hämeen kylän- tien Helsingin rajalla ja jatkaa koilliseen Ko- nalan Hilapellon ja Kaksluhdan puistojen läpi. Konalantien ja Vihdintien risteyksen kohdalla puro kääntyy seuraamaan Vihdintien länsireu- naa etelään. Puro alittaa Vihdintien Ristipel- lonkujan kohdalla. Reimarlanoja yhtyy Kona- lanojaan lännestä Kehä I:n kohdalla. Kona- lanoja laskee Mätäjoen pääuomaan noin 300 metriä Kehä I:n eteläpuolella. Konalanojaan tulee hulevesiä Konalan asuinalueelta, Kona- lan ja Hankasuontien teollisuusalueilta sekä Ruosilantien teollisuusalueen länsiosasta. Es- poon Uusmäen pientaloaluetta ei ole toistai- seksi sadevesiviemäroity. Konalanojan uoman pituus Uusmäestä Mätäjokeen on 4,0 km ja se on sivuojiista pisin.

3.2.7 Ruosilantienoja

Ruosilantienojan valuma-alue on pin- ta-alaltaan Mätäjoen sivuojiista pienin. Vedet ojaan tulevat Ruosilantien teollisuusalueelta. Oja on nykyään entisestä lyhentynyt rakenta- misen seurauksena, eikä siinä kuivina kesinä virtaa vettä lainkaan. Ruosilantie on Mätäjoen ainoa pelkästään teollisuusalueelle sijoittuva osavaluma-alue. Uoman tarkkaa pituutta on



Kuva 6. Vantaan Kaivokselassa sijaitseva soistunut lammikko, josta Mätäjoki saa alkunsa.



Kuva 7. Mätäjoen putous Pitäjänmäellä alkukevällä 1996.

nykyisin vaikea määrittää. Se on kuitenkin noin 0,5 km pituinen.

3.2.8 Malminkartanojoja

Malminkartanojojaan tulee vettä pohjoisesta aina Malminkartanon täyttömäeltä saakka. Osa täyttömäen alueen sadevesistä kulkee sadevesiviemärissä, osa Naapurinpellontien viereisessä ojassa. Varsinainen ojauoma alkaa kuitenkin vasta Malminkartanossa Piianpuistossa. Puistoon on rakennettu purouoma ja vesiallas onnistuneesti hulevesiä hyödyntäen. Purovarren kasvillisuus on monipuolista. Puiston eteläpuolella Malminkartanojoja kulkee Kartanonkaaren vieressä. Ennen Fagottipolkua oja kääntyy etelään ja laskee viemäriputkesta Mätäjoen pääuomaan Malminkartanon ja Kannelmäen välisessä altaassa. Malminkartanojojan virtaama on kohtalaisen suuri. Hulevesiä ojaan laskee Malminkartanon täyttömäen alueelta sekä Malminkartanon pohjois- ja länsiosista. Ojauoman pituus on noin 1,8 km. Malminkartanojojassa virtaa yleensä vettä kuivinakin kausina.

Malminkartanon itäosien hulevedet laskevat Kartanonkaarentien itäisen mutkan vieressä virtaavaan Kartanojojaan. Vedet laskevat ojasta Mätäjokeen viemäriputken kautta Martinlaakson junaradan kohdalla. Kartanojojan veden laatua ei tässä tutkimuksessa erikseen selvitetty.

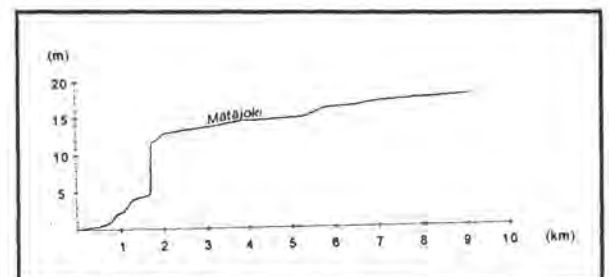
3.2.9 Hakuninmaanoja

Hakuninmaanoja laskee Mätäjoen mutkaan Etelä-Kaarelan koulun vierestä. Hakuninmaanoja on kaksihaarainen. Haaroista pidempi saa alkunsa Hakuninmaan pohjoispuolelta Pitkäkoskelta, katsastusaseman läheltä ja sen pituus on 1,4 km. Oja kulkee osin maan päällä ja osin viemäriputkissa läpi Hakuninmaan Kallannin puistoon. Puistossa oja kulkee varsin syvässä uomassa. Sieltä oja alittaa Hämeenlinnan väylän ja jatkaa viemäriputkessa sähköaseman alitse. Uoma jatkuu läheisellä niityllä ja virtaa luoteeseen kohti Mätäjokea.

Toiseen Hakuninmaanojan haaraan vedet tule-

vat etelämpää Maununnevan alueelta. Uoma alkaa puistoalueelta Juoksuhaudantien länsipäästä. Oja kiertää Maununnevan peruskoulun eteläpuolelta, alittaa Hämeenlinnan väylän ja kääntyy luoteeseen kohti Mätäjokea. Oja kulkee osan matkaa viemäriputkissa. Pituutta ojalle kertyy 1,0 km. Hakuninmaanojan vedet kertyvät Hakuninmaan pohjoispuolisilta metsäisiltä alueilta, Hakuninmaalta, Manunnevan pohjoisosista, Hämeenlinnan väylältä ja Kannelmäen itäosista. Molemmat ojanhaarat ovat uurtaneet syvän uoman savikkoon. Korkeuserot ojauomassa ovat suuremmat kuin useimmilla muilla sivujoilla.

3.3 Valuma-alueen korkeussuhteet



Kuva 8. Mätäjoen pituusprofiili.

Mätäjoen valuma-alue on pinnanmuodoiltaan melko tasainen. Yläjuoksulta Vantaan Kaivokselasta kertyy korkeuseroa mereen 17,8 metriä (kuva 8). Pääuoman pituus on tuolla välillä 9,1 kilometriä. Uoman gradientiksi saadaan keskimäärin 1,9 m/km. Mätäjoen gradientti on lähellä etelärannikon keskimääräistä arvoa 1,7 m/km (vrt. Glückert 1969). Huomattava osuus Mätäjoen korkeuserosta muodostuu kuitenkin Pitäjänmäen kalliokynnyksen kohdalla. Vantaan kaupungin alueella 2,8 kilometrin matkalla Mätäjoen uoma laskee vain 1,2 metriä (0,4 m/km). Paikoin Mätäjoen uoma Vantaalla onkin soistunut ja varsinaista pääuomaa on vaikea havaita. Kaupunkien rajalta pääuoma laskee tasaisesti Pitäjänmäen teollisuusalueelle. Korkeuseroa 4,6 kilometrin matkalla kertyy 4,9 metriä (1,1 m/km). Pitäjänmäellä sijaitsevien Strömbergin kosken ja putouksen yhteinen pudotus on 6,6 metriä 50 metrin matkalla (kuva 8, kuva 7). Tämä vastaa yli kolmasosaa

koko puron korkeuserosta. Mätäjoen putouksen yläpuolisen uoman osan gradientti on vain 0,8 m/km. Putous on muodostunut luonnon kalliokynnyksestä, jonka yli uoma kulkee. Pieni keskimääräinen uoman gradientti ja kalliokynnysten aikaansaamat nopeat pudotukset ovat tyypillisiä Etelä-Suomen joille (Aartolahti 1975, Tikkanen 1989). Putouksen ympäristö on maisemallisesti yksi Mätäjoen hienoimmista. Viimeisten 1,7 kilometrin matkalla Mätäjoen gradientti on keskimääräistä suurempi, sillä Pitäjänmäeltä korkeuseroa mereen on 5,1 metriä (3 m/km).

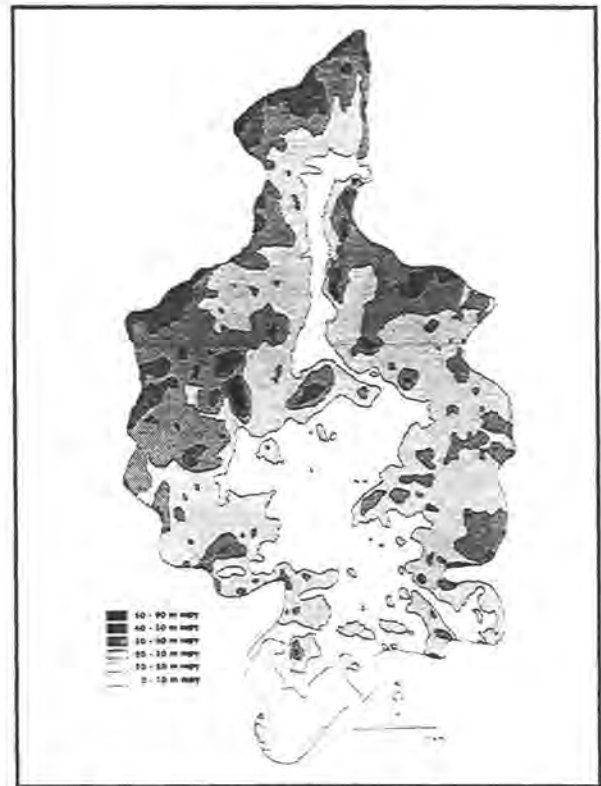
Malminkartanon metsäselänne on Helsingin korkeimpia luonnollisia maastonkohtia. Se kohoa noin 50 metriä meren, ja 25 metriä läheisen peltoalueen yläpuolelle. Metsäselänne eteläpuolelle sijoittuva täyttömäki "Jättemäki" on laeltaan 90 metriä merenpinnan yläpuolella ja Mätäjoen valuma-alueen korkein kohta. Täyttömäkeen on arvioitu tuodun 80 miljoonaa kuutiometriä maata ja louhetta (HeSa 4.5.1997). Yhdyskuntajätettä mäkeen ei ole kasattu. Mätäjoki ja sen sivu-uomat kulkevat pääsääntöisesti alle 20 metrin korkeudella merenpinnan tasosta. Korkeuserot Mätäjoen valuma-alueella ovat pieniä. Eroosio ei ole Mätäjoen valuma-alueella suuri ongelma. Vanha Vantaanjoen uoman kohta ja laaja tasainen savikkoalue erottuvat selvästi korkeuskartassa valuma-alueen keskeltä (kuva 9). Ihminen on omilla toimillaan huomattavasti tasoittanut alueen luontaisia pinnanmuotoja.

3.4 Mätäjoen valuma-alueen maa- ja kallioperä

3.4.1 Maaperä

Mätäjoen valuma-alueelle on ominaista savi- koiden suuri osuus. Koko valuma-alueesta savikkoa on 34,5 % ja Helsingin kaupungin puolella lähes puolet (kuva 10). Alueen savi- kot ovat syntyneet viimeisen jäätiköitymisvaiheen jälkeen Itämeren eri vaiheiden aikana. Pääosa Mätäjoen valuma-alueen savesta on litorinasavea, joiden alla voi paikoin olla ker-

rostuneena aiempien Itämeren vaiheiden savia (Virkkala 1959). Savikerros on paksuimmillaan yli 15 metriä Kannelmäen ja Malminkartanon välisillä peltoaukeilla (Helsingin geotekninen kartta 1989). Savialueiden suurella osuudella valuma-alueen pinta-alasta on selvä vaikutus puroveden kemialliseen laatuun. Savialueilla virtaavien pienten jokien veden sähkönjohtavuus ja veden emäskationimäärät ovat selvästi korkeampia kuin moreeni-, hiekka- tai suovaltaisten alueiden (Lahermo et al. 1996).

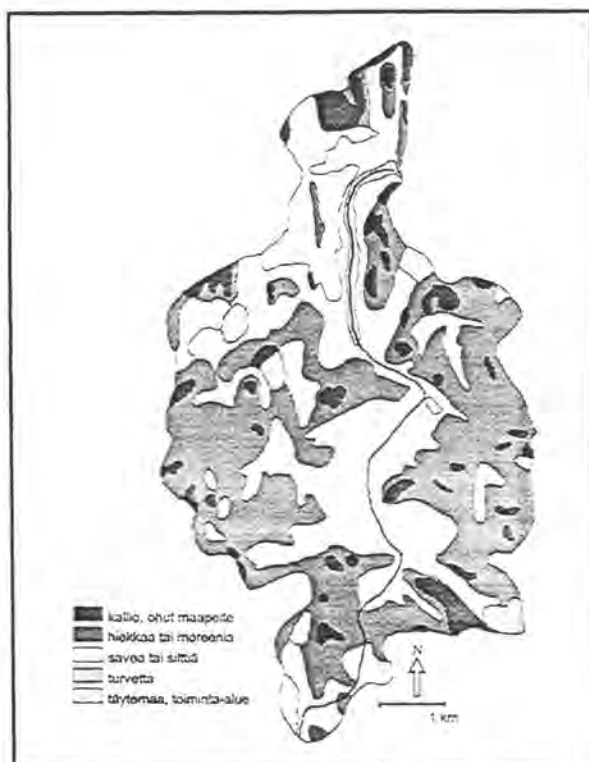


Kuva 9. Valuma-alueen korkeussuhteet.

Pääosa Mätäjoen valuma-alueesta (43 %) on kuitenkin hiekka- tai moreenimaata. Tässä tutkimuksessa hiekka- ja moreenimaata ei ole erotettu, koska on noudatettu Helsingin kaupungin omissa kartoissaan käyttämää luokitusta. Käytännössä suurin osa hiekka- ja moreenimaata on moreenia, joka Mätäjoen valuma-alueella on usein vahvasti huuhtoutunutta. Hiekkakerrostumia esiintyy lähinnä vain Malminkartanon-Hakuninmaan alueella (Hyypä 1950). Arvokkaita pohjavesialueita valuma-alueella ei juurikaan ole. Silvolan pohjavesialueesta pieni osa rajoittuu myös Mätäjoen

valuma-alueelle (Vantaan kaupunki 1992).

Kalliota tai ohutpeitteistä maa-alueita Mätäjoen valuma-alueesta on 10,7 % ja suota 2,8 %. Lisäksi täytemaa- ja toiminta-alueeksi lasketaan 9 % pinta-alasta. Mätäjoen valuma-alueella on todellisuudessa ihmisen tasoittamaa ja muokkaamaa toiminta-alueita huomattavasti enemmän kuin kartat osoittavat.



Kuva 10. Valuma-alueen maaperä (Vantaan kaupunki 1981; Espoon kaupunki 1986; Helsingin geotekninen kartta 1989).

3.4.2 Kallioperä

Helsingin seudun kallioperä on varsin hyvin paljastunutta. Maaston korkeuserot johtuvat pääasiassa kallioperän pinnan korkeusvaihteluista (Härme 1978, Laitala 1991). Kallioperä on syntynyt 1900 miljoonaa vuotta sitten svekkojarjalaisen orogeenian aikana (Laitala 1991).

Suurin osa valuma-alueen pinta-alasta, 45,5 %, on kvartsi-maasälpagneissia (kuva 11). Päämineraalina on kvartsin ja maasälvän lisäksi biotiittia (Härme 1978). Myös kvartseja ja granodioriittia esiintyy runsaasti (29,4 %). Muita alueen kivilajeja ovat graniitti (15,0 %),

amfiboliitti ja sarvivälke (6,6 %) ja kiillegneissi (3,5 %).

Kallioperän vaikutus Mätäjoen veden laatuun on vähäinen. Itse purouoma ja sivupurot kulkevat pääasiassa savikolla. Savikon ja ympäröivän kaupunkiasutuksen vaikutukset peittävät vähäisen kallioperästä rapautuneiden aineiden määrän. Geologian tutkimuskeskuksen tekemässä purovesitutkimuksessa kallioperän ja veden laadun välisistä korrelaatioanalyysistä jätettiin pois rannikkoalueiden savivaltaiset valuma-alueet. Kallioperän vaikutus puroveden laatuun voidaan parhaiten havaita sisä- ja perä-Suomen takamailla (Lahermo et al. 1996).



Kuva 11. Valuma-alueen kallioperä (Laitala 1967, Härme 1969).

3.5 Alueen kasvillisuus ja eläimistö

Mätäjoen laakso toimii viherväylänä ja biotooppikäytävänä mereltä Iso-Huopalahdesta aina Vantaan kaupungin Kaivokselaan ja Vantaanjoelle saakka. Aivan puronvarsi on jätetty lähes koko matkalta metsän ja pensaikon ympäröimäksi. Luonnontilaa on myös paikoin ennallistettu, kuten Kannelmäen kohdalla 1970-luvulla istuttamalla pensasmaisia puita purouoman rannoille (Koivistoinen 1997, suul). Paikoin puronvarsi on läpipääsemättö-

män tiheä. Mätäjoen valuma-alueen suojellut luontoalueet on esitetty luvussa 13.1.

3.5.1 Kasvillisuus

Mätäjoki laskee mereen Talissa. Laskukohdan ympäristö on ruovikkoluhtaa. Läheinen Talin kartanon alue golfkentän keskellä on kosteaa lehtoa. Kartanon alueen puusto käsittää tammiä ja muita jalopuita. Talissa kasvaa suojeltuna Helsingin suurin tammi, joka on ympäröimitaltaan 450 cm (Helsingin kaupunki 1989).

Lassilan kohdalla Mätäjoen varsi on rehevää lehtokorpea. Pensaistossa on puna- ja mustaherukkaa, puustoon antavat lisäväriä tervaleppä ja tuomi. Kurjenmiekka, suovehka ja rennutukka viihtyvät rannoilla (Helsingin kaupunki 1989).

Ylempänä Kehä I:n pohjoispuolella purovarsi on pensaikkoisempaa ja tiheämpää. Malminkartanon kohdalla puron pohjoispuolella avautuvat niittyasangot. Kannelmäen kohdalla osa purovarresta on raivattu puistoksi (kuva 46). Kyseinen puron kohta on ainoa, jolla puron rannat ovat pidemmältä matkalta avoimet, ilman puuston tai pensaiden suojaa.

Mätäjoen purovarsi Vantaan kaupungin alueella on arvokas luontokohde. Koko purovarsi on merkitty erityiseksi koulujen biologian opetuskohteeksi (Vantaan kaupunki 1992). Mätäjoen varteen on rakennettu myös luontopolku. Alueen kasvillisuus on soistunut luhdaksi. Joki varsi on luonteeltaan kosteaa suurruoholettoa ja lehtokorpea. Pensaskerros on tiheä. Paikoin lähes läpipääsemättömän tiheikön muodostavat purovarren pajut, lepät ja tuomet (Katajisto 1997).

Virkistyskäytön kannalta purovarren monin paikoin tiheä pensasmainen kasvillisuus on ongelmallista. Tiheä pensaisto estää näkyvyyden puroon ja luo helposti hoitamattoman vaikutelman purosta. Tiheä, paikoin jopa läpipääsemätön pensaisto antaa suojaa ja elinmahdollisuuksia kasveille ja eläimille.

3.5.2 Eläimistö

Mätäjoen alueen eläimistöstä on erityisesti mainittava vahva linnusto. Nisäkkäitä alueella on melko vähän. Jäniksiä, piisameja, oravia ja siilejä ja muita tyypillisiä kaupunkeihin sopeutuneita eläimiä näkee purovarressa säännöllisesti. Viheralueiden sijoittuminen tiukasti asutuksen puristukseen sekä valuma-alueen intensiivinen virkistyskäyttö vähentävät eläimistön lajimäärältään melko suppeaksi.

Iso-Huopalahti, jonne Mätäjoki laskee, on merkittävä kahlaaja- ja vesilintujen levähdyspaikka. Esimerkiksi jänkäsirriäinen ja kunin-gaskalastaja ovat alueen erikoisuuksia. Iso-Huopalahden vanha kaatopaikka on Helsingin parhaita yölaulajapaikkoja. Eri sirkkalinnot, viitakerttunen ja ruisräikkä ovat sen tyypillistä lajistoa. Muuallakin Mätäjoen varressa on laaja linnusto. Luhtakerttunen esiintyy alueen pusikoissa (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1995). Satakieli on hyvin yleinen Mätäjoella, sitä esiintyy alueella vuosittain joitain kymmeniä. Satakieli on purovarsiilla myös paikallisten asukkaiden mm. kannelmäkeläisten parhaiten tuntema ja arvostama lintu (ks. luku 13.2). Mätäjokilaakso on linnustoltaan arvokas myöskin Vantaan kaupungin alueella (Katajisto 1997).

Mätäjoen varren vanhat metsiköt ovat tärkeitä suoja- ja pesimäpaikkoja kolopesijöille. Muun muassa harvinaisuutensa takia tarkkailtavien listalle asetettu pikkutikka pesii valuma-alueella Talissa. Mätäjoen valuma-alueen runsas lintukanta lisää virkistysalueiden viihtyisyyttä. Satakielen laulun kuuleminen purovarren pensaistossa auttaa ihmisiä ymmärtämään hoitamattoman näköisen alueen arvon.

3.6 Mätäjoen valuma-alueen historia

3.6.1 Kivikautinen asuinpaikka

Vanhimmat merkit nykyisen Helsingin kaupungin alueen asutuksesta ovat löydetty Kaarelasta Mätäjoen valuma-alueelta. Vanhimpien asuinpaikkojen iäksi on määritetty noin 2500 eKr ja ne kuuluvat vanhimpaan kampakeraa-

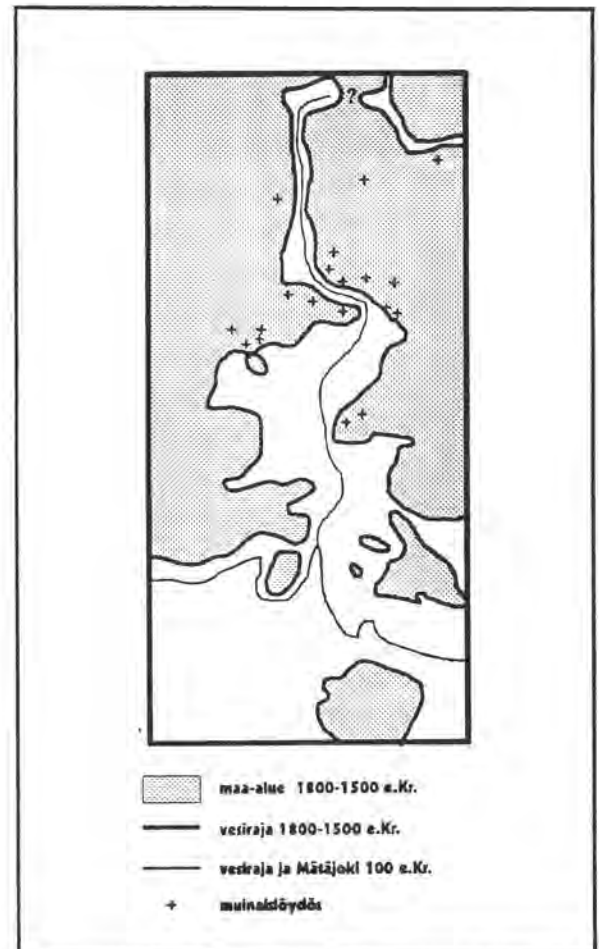
miseen kulttuuriin (Huuhka 1990). Noin 2000 vuotta eKr Suomeen saapui Balttiasta venekirveskansaa, joka harjoitti alueella karjanhoitoa ja maanviljelystä. Myös pronssikaudella Mätäjoen, silloisen Vantaanjoen laakso oli asuttu. Malminkartanon Rukkilasta löydettiin 1987 pronssikautinen asuinpaikka. Rukkila oli noin 1500-500 eKr Vantaanjoen saari (Huuhka 1990).

Mätäjoen valuma-alueella Helsingissä on muinaismuistolaisilla suojeltu 13 kivi- ja pronssikautista asuinpaikkaa ja yksi rautakautinen hautaröykkiö (Helsingin kaupunki 1992). Asuinpaikat sijoittuvat Mätäjoen laaksossa aikanaan sijainneen merenlahden rannoille. Nykyään ne löytyvät Mätäjokea ympäröivän savialueen reunoilta, jokilaaksoa korkeammilta maaston kohdilta (Helsingin seutukaavaliitto 1980). Vantaan kaupungin alueelta purovarresta on nykyisen Myyrmäen kohdalta löydetty merkkejä asutuksesta jo vuodelta 6000 eKr (Mansikka 1984). Husbackan kivi- ja pronssikautinen asuinpaikka on valtakunnallisesti ensimmäisen luokan suojeltava kohde. Mätäjoen läheisyydessä Vantaalla on lisäksi ainakin viisi muuta kivi- ja pronssikautista asuinpaikkaa (Vantaan kaupunki 1992). Espoon Uusmäestä on myös löydetty kivi- ja pronssikautinen asuinpaikka (Espoon kaupunki 1996). Mätäjoen valuma-alueen arkeologiset kohteet ovat merkitty maastoon huonosti. Muinaismuistojen inventointi ja niiden tarkempi merkintä maastoon lisäisivät olennaisesti virkistyskäytötarvoa ja samalla saataisiin paikalliset asukkaat kiinnostumaan oman kotiseutunsa historiasta.

3.6.2 Mätäjoki Vantaanjoen entisenä lasku-uomana

Mätäjoki on aikoinaan toiminut Vantaanjoen lasku-uomana. Kivi- ja pronssikautinen asutus oli sijoittunut arkeologisten löytöjen perusteella joen läheisyyteen (kuva 12). Kivikauden ihminen liikkui yleensä rantoja pitkin ja jokivarret tarjosivat hänelle kalaa ja vesilintuja. Vesireitit toimivat myös maamerkkeinä. Asuinpaikoilta on löydetty mm. särkien, ahventen ja eri lohikalajien ruotoja. Myös hyl-

keenpyynti alueella on ollut kivikaudella yleistä (Vantaanjoen suojeluyhdistys 1983).



Kuva 12. Mätäjoen rannansiirtymisen ja muinaislöydösten sijoittuminen (Mansikka 1984).

Vantaanjoen uoman kääntyminen laskemaan itään Vanhankaupunginlahteen tapahtui maankohoamisen seurauksena noin 3000 vuotta sitten. Tarkkaa ajoitusta uoman kääntymiselle ei ole toistaiseksi tehty. On mahdollista, että Vantaanjoki laski aluksi sekä Mätäjokilaakson että itäisen haaran kautta mereen. Silvolan Djupbäckin kohdalla sijaitsee kalliokynnys, jonka muinainen Vantaanjoki ylitti savi- ja patjan päällä nykyiseen Mätäjoen laaksoon. Joki uursi itselleen syvempää uomaa savikkoon ja samalla maankohoaminen nosti kalliokynnystä korkeammalle. Lopulta kynnys paljastui ja maankohoamisen jatkuessa Vantaanjoki joutui etsimään uuden uoman Pitkäkoskea pitkin kulkevasta ruhjevöhykkeestä.

Todennäköisesti vanha ja uusi uoma muodostivat ennen uoman kääntymistä kaksihaaraisen suiston. Mätäjoen historiasta Vantaanjoen lasku-uomana kertoo Vantaanjoen aikanaan uurtama ja edelleen paikoin latvaosista yli sata metriä leveä laakso (Vantaanjoen suojeluyhdistys 1983, Hyyppä 1950). Merkinä yhteisestä historiasta Vantaanjoen kanssa on säilynyt myös noin 250 metriä pitkä ja 30-40 metriä leveä painanne nykyisten Vantaanjoen ja Mätäjoen valuma-alueiden välillä. Djupbäckiksi kutsuttu painanne on syvimmillään yli viisi metriä syvä (Pettersson 1925). Mätäjoen ja Vantaanjoen valuma-alueita rajoittava vedenjakaja on nykyään kuusi metriä Vantaanjoen pintaa korkeammalla (Hyyppä 1950). Nykyinen Mätäjoen uoma on leveydeltään huomattavasti kapeampi kuin entinen Vantaanjoen uoma.

3.6.3 Keskiajalta nykypäivään

Maanviljelys sai jalansijaa Mätäjoen laaksossa todennäköisesti 1300-luvulla jKr ja 1400-luvulla syntyi Kaarelan kylä (Mansikka 1984). Aukkaat tulivat osin Hämeestä osin Ruotsista. Kauppayhteydet Tallinaan kehittyivät tuolloin vilkkaiksi (Huuhka 1990).

Malmgårdin (Malminkartano) alue annettiin läänitykseksi amiraali Bengt Juusteenille vuonna 1579. Kartano ja tila toimivat upseeriston virka-asuntona vuoteen 1809 asti. Kartanon päärakennus rakennettiin tietyvästi 1734. Kartanon yhteydessä oli seitsemän torppaa (Huuhka 1990). Vuoteen 1700 mennessä oli alueelle rakennettu myös Talin ja Konalan pienet, muutaman talon kylät (Sundman 1980). Sillbölen (Silvolan) rautamalmiesiintymä löydettiin vuonna 1744. Kaivoksen toiminta jatkui aina vuoteen 1866 saakka. Nykyään kaivosalue on suojeltu historiallisena kohteena (Vantaan kaupunki 1993).

1800-luvulla Mätäjoen valuma-alueella sijaitsivat Talin kylä ja kartano, Marttilan kartano, Konalan ja Kaarelan kylät sekä edellä mainittu Malmgårdin kartano (Helsingin kaupunki 1986). Talin kylän läpi kulki Turuntie. Mätäjoen kohdalla Turuntien varressa sijaitsivat

mylly ja krouvi. Oleellinen muutos Helsingin ja sen lähiympäristöjen asutushistoriassa tapahtui vuonna 1812, kun Helsingistä tuli pääkaupunki. Alueen väkiluku alkoi kasvaa nopeasti (Virkkala 1959). Peltojen määrä alueella yli kaksinkertaistui 1770-1880 välisenä aikana ja samalla metsien osuus pieneni (Mansikka 1984).

Peltopinta-alan kasvu jatkui Mätäjoen valuma-alueella aina 1940-luvulle saakka. Ensimmäisen teollistumisvaiheen lopussa 1940 oli valuma-alueelle perustettu Pitäjänmäen teollisuusalue. Samoihin aikoihin saivat alkunsa Marttilan ja Reimarlän puutalovaltaiset alueet. Rantarata, Turuntie ja Nurmijärventie olivat alueen tärkeimmät liikenneväylät. Ensimmäiset kerrostalovaltaiset alueet nousivat Mätäjoen läheisyyteen 1960-luvulle siirryttäessä. Pajamäki, osa Kannelmäkeä ja Pohjois-Haagaa sekä ensimmäiset Konalan kerrostalot oli tuolloin rakennettu (Sundman 1980).

Mätäjokivarren historialla on tärkeä merkitys myös nykyisen alueen käytön kannalta. Museovirasto on määritellyt useita valtakunnallisesti ja seudullisesti merkittäviä kulttuurihistoriallisia alueita Mätäjoen valuma-alueelta. Valtakunnallisesti merkittävä on Talin kartanon ja siirtolapuutarhan alue. Suuri osa kyseisestä alueesta on käytössä golf-kenttänä, jonka läpi Mätäjoki virtaa. Mätäjokea reunustava Malminkartanon kartanon pelto- ja metsäalue Hakuninmaan ja Malminkartanon välissä on seudullisesti merkittävä ja osoitettu suojeltavaksi yleiskaavassa. Marttilan pientaloalue, joka myös rajautuu Mätäjokeen, on sekin merkitty suojeltavaksi, samoin kuin Strömbergin teollisuusalue Pitäjänmäellä. Strömbergin suojeltavaan alueeseen kuuluvat mm. koski ja putous Mätäjoessa. Lisäksi Helsingin kaupunki on rajannut osan Reimarlasta suojeltavaksi huvila-asutuksen miljöötyyppiin kuuluva alueena (Helsingin kaupunki 1992).

Vantaalla Kaivokselan eteläosan viljelyalue ja Kaivokselan asuinalue on merkitty kaavaan arvokkaana kulttuurimaisemana ja rakennetun ympäristön suojeltavana alueena. Peltoalueelle

suunnitellaan silti rakennettavaksi Kaivokselan kaupunginosan laajennus. Mätäjoen valuma-alueella Vantaalla on lisäksi seitsemän kulttuurihistoriallisesti arvokasta kohdetta, lähinnä vanhojen maatilojen rakennuksia (Vantaan kaupunki 1992). Valuma-alueen Espoon kaupungin puolelle rajoittuvalla osalla ei ole kulttuurihistoriallisesti erityisen merkittäviä kohteita (Espoon kaupunki 1996). Kulttuurihistoriallisten alueiden suojelu kaavoituksella lisää myös ympäröivien alueiden viihtyisyyttä ja virkistysmahdollisuuksia.

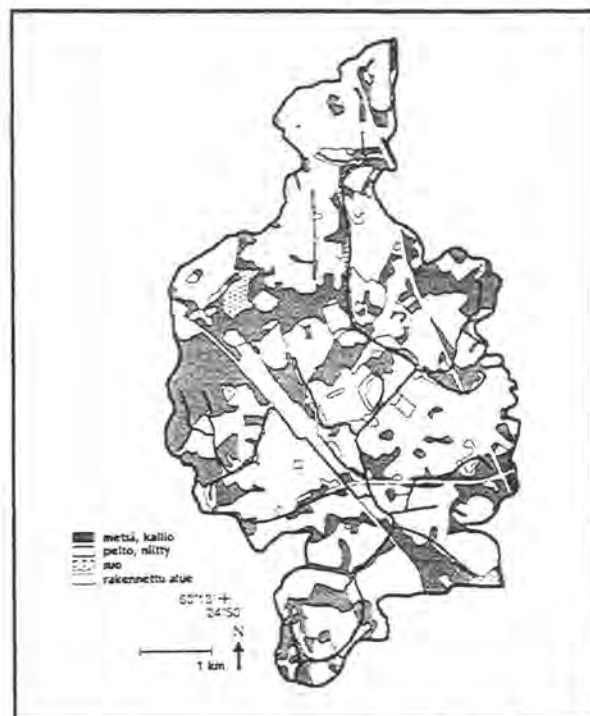
3.7 Valuma-alueen maankäyttö nykyisin

1940-luvulta alkanut voimakas pelto- ja niittyalan osuuden pieneneminen jatkuu Mätäjoen valuma-alueella edelleen. Alueelle on rakennettu suuria kerrostalovaltaisia alueita ja teollisuus on myös tarvinnut lisää tilaa. Alueen tieverkosto on kehittynyt nykyajan tarpeita vastaavaksi. Aluetta halkovat Hämeenlinnan moottoritie, Vihdintie, Vanha Turuntie sekä Kehä I. Myös rantarata ja Martinlaakson rata jakavat osaltaan aluetta pienemmiksi sektori- maisiksi osiksi. Tieverkostosta vain vanha Turuntie noudattelee melko tarkoin entisten teiden reittejä. Muut alueen pääteiden linjaukset on tehty 1900-luvun puolivälin jälkeen. Alueelle on suunnitteilla uusi Helsingin pohjoisrajaa sivuava poikittainen Kehä II -tieyhteys (Vantaan kaupunki 1992).

3.7.1 Pelto- ja metsäalueet sekä suot

Laajempia pelto- tai niittyalueita on Mätäjoen valuma-alueella enää paikoin Talissa ja Malminkartanossa, Espoon Pajuniityllä sekä Vantaan Louhelassa ja Kaivokselassa (kuva 13). Talin ja Malminkartanon alueet kuuluvat Helsingin yleiskaavassa kulttuurihistoriallisesti merkittäviin suojeltaviin alueisiin. Niittyä ja peltoa Mätäjoen valuma-alueen pinta-alasta on 13,6 % (taulukko 1). Pellot sijoittuvat pääosin purovarren läheisille savikoille. Varsinaisessa viljelykäytössä pelloista on enää muutamia lähinnä Vantaan Louhelassa ja Kaivokselassa. Ravinnekuormitus peltoalueilta Mätäjokeen onkin vähäinen. Karjataloutta ei Mätäjoen va-

luma-alueella nykyisin harrasteta. Maatalouden osuus Mätäjoen kokonaiskuormituksesta on pieni.



Kuva 13. Maankäyttö valuma-alueella. Metsät, pellot ja suot. (Topografinen kartta n:o 2034 (1991); Topografinen kartta n:o 2043 (1991), modifioitu).

Alueella säilyneiden kartanoiden läheisyydessä on edelleen pieniä pelto- ja niittyalueita. Kaupunkilaisten palstaviljelyksiä on Mätäjoen varressa sekä Helsingissä että Vantaalla. Valuma-alueen peltojen suhteellinen osuus tulee jatkossa edelleen pienenemään. Espoon Pajuniityn ja Vantaan Kaivokselan eteläosan peltoalueille on suunnitteilla uusia asuinalueita (Vantaan kaupunki 1992; Espoon kaupunki 1996).

Kaupunkimetsien saarekkeet ympäröivät peltoalueita ja luovat valuma-alueelle toimivia viherväyliä. Laajimmat yhtenäiset metsäalueet sijoittuvat Espoon Lintuvaaran ja Helsingin Malminkartanon väliselle alueelle. Kehä II tulee tulevaisuudessa todennäköisesti kulkemaan metsäalueen lävitse (Espoon kaupunki 1996). Metsiä ja kallioita on prosentuaalisesti suurin osuus valuma-alueen pinta-alasta (34 %).

Taulukko 1. Mätäjoen valuma-alueen maakäyttö.

kerrostaloalue	25,9 %
pientaloalue	15,7 %
teollisuusalue	8,6 %
metsää ja kalliota	34,0 %
niittyä ja peltoa	13,6 %
suota	2,2 %

Valuma-alueella on kaksi pienehköä suota: Honkasuo Malminkartanossa ja Laajasuo Haagassa. Suot eivät sijoitu Mätäjoen pääuoman läheisyyteen ja niiden merkitys puron veden laatuun on hyvin pieni. Honkasuon Vantaan kaupungin puoleinen osa on suojeltu (Vantaan kaupunki 1992). Mätäjoen pääuoma on Vantaan kaupungin puolella osin soistunut veden heikon virtauksen seurauksena.

3.7.2 Teollisuusalueet ja liikenne

Mätäjoen valuma-alueella sijaitsee kaksi suurempaa teollisuusaluetta. Ruosilantien teollisuusalue sijoittuu Vihdintien ympäristöön Konalan ja Malminkartanon väliin. Alue jatkuu Konalan teollisuusalueena Vihdintien länsipuolella. Toinen suurempi teollisuusalue, rantaradan kupeessa sijaitseva Pitäjänmäen teollisuusalue, muuttuu jatkossa osin asuinalueeksi. Osa ABB Strömbergin tehtaan alueesta Pitäjänmäellä on suojeltu teollisuusalue-miljöönä. Sekä Konalassa että Pitäjänmäellä sijaitsee kemikaalivarastoja ja Pitäjänmäen teollisuusalueella myös ammoniakkivarasto (Helsingin kaupunki 1992). Mätäjoen valuma-alueella on myös useita pienempiä teollisuuskeskittymiä (kuva 14).

Vaikka Mätäjoen valuma-alueen kokonaispinta-alasta on vain 8,6 % teollisuusalueita, muodostavat ne uhkatekijän puroluonnolle ja alueen virkistyskäytölle. Riskin aiheuttaa etenkin sadevesiviemäroinnin hulevesien johtaminen suoraan puroihin. Kaikki alueet, joilla säilytetään tai käsitellään erilaisia kemikaaleja ja joilta ei ole järjestetty erillistä sadevesien keräys-

tä, ovat puroympäristölle riskitekijöitä. Teollisuusalueet voivat aiheuttaa myös jatkuvaa pistemäisiä kuormitusta puroihin.

Mätäjoen sivuojista Ruosilantienoja saa alkunsa teollisuusalueelta ja Reimarlanojaan laskee viemäroityjä sadevesiä Muonamiehentien teollisuusalueelta. Mätäjoen pääuoma kulkee Pitäjänmäen teollisuusalueen läpi. Mätäjoen valuma-alueella sijaitsevat teollisuusalueet eivät ratkaisevasti haittaa alueen virkistyskäyttöä. Teollisuus ei suuressa määrin kuormita ilmaa eikä aiheuta huomattavaa melua ympäristöön. Suurimmat teollisuuden aiheuttamat päästöt alueella aiheutuvat hiilivedyistä (Helsingin kaupunki 1992).

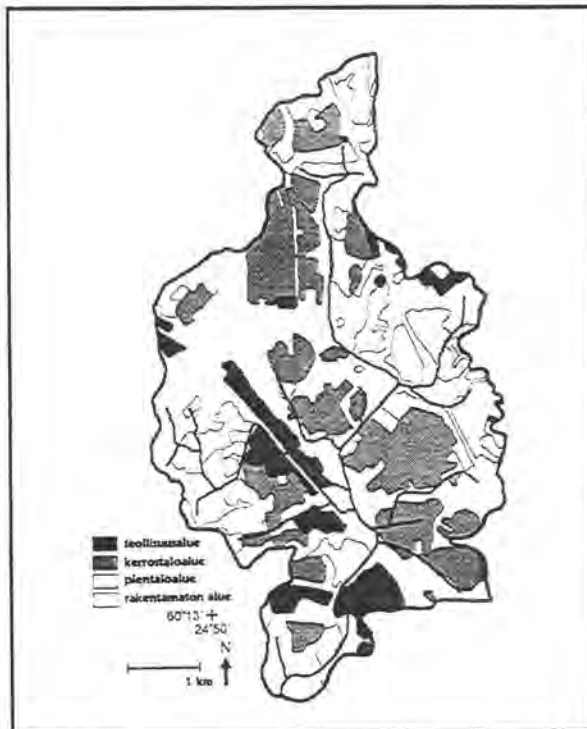
Liikennealueet kuormittavat Mätäjoen vesiä ja ne haittaavat myös valuma-alueen virkistyskäyttöä. Tiealueiden liukkaudenestoon käytetty suola (ks. luku 9.4) ja muut katualueiden epäpuhtaudet kulkeutuvat Mätäjokeen ja kuormittavat puroa. Lisäksi mahdolliset pääteiden vaarallisten aineiden onnettomuustilanteet uhkaavat Mätäjokea. Valtaväylien sadevedet on pääsääntöisesti ohjattu teiden lähiojiin ja sitä kautta Mätäjokeen.

Melu on alueen viihtyvyyttä laskeva tekijä. Hämeenlinnan moottoritien aiheuttama melun häiritsevyyttä ulottuu 300 metriä tien kummallekin puolelle. Vihdintien ja Kehä I:n melun häiritsevyyshykkeet jatkuvat 200 ja 220 metriä tien kummallekin puolelle. Pakokaasun häiritsevyyshykkeet kyseisillä kolmella tiellä ulottuvat 55-80 metrin etäisyydelle. Alueella kulkevien rautateiden rantaradan ja Martinlaakson radan häiritsevyyshykkeet ovat melko kapeita. Rantarata aiheuttaa melua 50 metrin ja Martinlaakson rata 20 metrin levyiselle vyöhykkeelle (Helsingin kaupunki 1992). Tulevaisuudessa rakennettava Kehä II tulee lisäämään liikenteen haittoja Mätäjoen valuma-alueella.

3.7.3 Asuinalueet ja väestö

Mätäjoen valuma-alueella asutus on kerrostalovaltaista ja tiivistä Lassilassa, Malminkartanossa, Pohjois-Haagassa ja Kannelmäessä (kuva 14). Vantaan puolella Myyrmäki, Kai-

voksela ja osin Martinlaakso ovat kerrostalovaltaisia alueita. Pientalovaltaisia alueita ovat muun muassa Maununneva-Hakuninmaa, Uusmäki ja osa Konalasta (Helsingin kaupunki 1986; Helsingin kaupunki 1992; Vantaan kaupunki 1992; Espoon kaupunki 1996). Yhteensä kerros- ja pientalovaltaisia alueita Mätäjoen valuma-alueen pinta-alasta on 41,6 % ja teollisuusalueiden kanssa rakennetuksi alaksi saadaan 50,2 %.



Kuva 14. Maankäyttö Mätäjoen valuma-alueella. Rakennetut alueet. (Topografinen kartta n:o 2034 (1991); Topografinen kartta n:o 2043 (1991)).

Mätäjoen valuma-alueen rakennettu ala tulee jatkossa jonkin verran kasvamaan, kun Talin entisen taimitarhan alueelle ja Strömbergin teollisuusalueelle rakennetaan kerrostaloja Mätäjoen pääuoman välittömään läheisyyteen. Kannelmäkeen rakennetaan pienehkö asuinalueen laajennus ja Hakuninmaan pientaloaluetta laajennetaan pohjoiseen. Paikoin asutusta tiivistetään Helsingissä lisärakentamisella myös muualla Mätäjoen valuma-alueella (Helsingin kaupunki 1996c, 1997). Vantaan kaupungin puolella Mätäjoen varteen tullaan rakentamaan lisäasutusta Kaivoxelan eteläosiin ja Myyrmäkeen (Vantaan kaupunki

1996). Espoossa Uusmäen eteläpuolelle rakennetaan Painiityn kerrostaloalue, Uusmäen pientaloaluetta tiivistetään ja sen pohjoispuolelle on kaavassa varaus työpaikka-alueelle ja Kehä II:lle (Espoon kaupunki 1996).

Mätäjoen valuma-alueella asui vuoden 1996 alussa 69 909 asukasta (YTV 1996). Näistä Helsingissä asui noin 45 000. Keskimääräinen asukastiheys Mätäjoen valuma-alueella on 2850 asukasta/km². Väestö on keskimääräistä nuorempaa, lapsiperheitä asuu paljon etenkin Malminkartanossa ja Kannelmäessä (Helsingin kaupunki 1994). Suurimman yksittäisen ikäryhmän muodostavat kuitenkin suuriin ikäluokkiin kuuluvat 40-49 vuotiaat (taulukko 2).

Taulukko 2. Mätäjoen valuma-alueen asukkaiden ikäjakautuma (YTV 1996).

ikä	asukas- määrä	ikä	asukas- määrä
0 - 6	6 043	40 - 49	12 324
7 - 15	6 823	50 - 64	11 601
16 - 19	3 517	65 - 74	4 386
20 - 29	10 818	75 -	3 139
30 - 39	11 258	yhteensä	69 909

Tiivis asutus on merkittävin Mätäjoen veden laatuun vaikuttava tekijä. Tehokas ja laajasti toteutettu jätevesiviemärointi vähentää puroon tulevaa hajakuormitusta. Suuri asukastiheys asettaa purovarren virkistysalueille suuria vaatimuksia. Toisaalta puistojen ja virkistysalueiden käyttö kuormittaa Mätäjokea. Puistojen nurmialueiden lannoitus ja koirien jätökset lisäävät ravinnekuormitusta puroon. Puistoista kulkeutuu myös suuria määriä roskia Mätäjokeen. Kuitenkin virkistysalueista alueen asukkaille koitua hyöty on huomattavasti aiheuttavaa haittaa merkittävämpi. Mätäjoen valuma-alueen virkistysaluekäyttöä on käsitelty tarkemmin luvussa 13.

Mätäjoen valuma-alue on kehittynyt nopeasti syrjämaista tiiviiksi lähiö- ja esikaupunkialueiksi. Viisikymmentäluvun alussa tehty selvi-

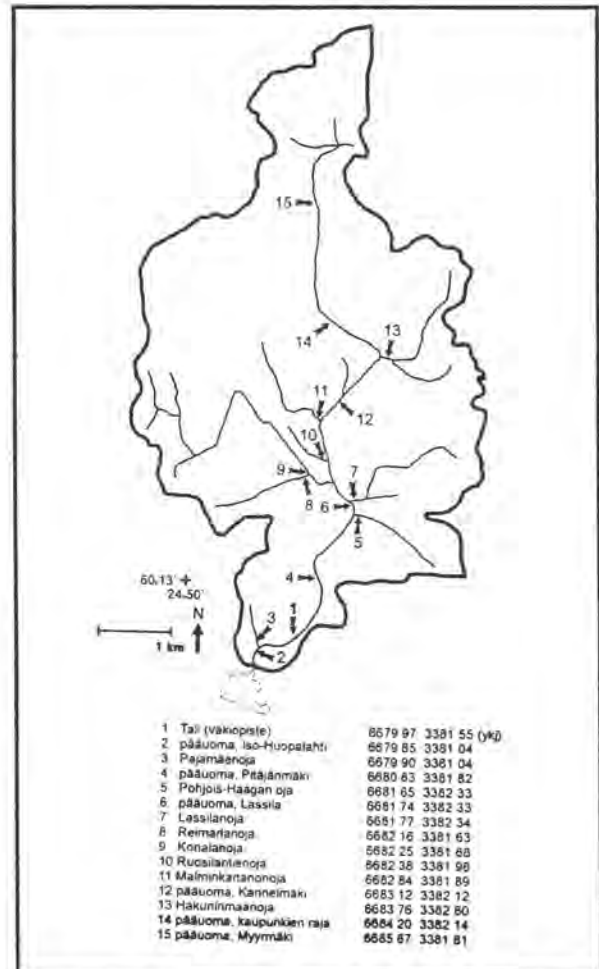
tys Helsingin puroista ja ojista kuvasi Mätäjoen Pitäjänmäen pohjoispuolisen osan veden laadun lähes luonnontilaiseksi. Tuolloin pelättiin, että uudet asuinalueet tulevaisuudessa merkittävästi huonontavat tilannetta (Cajander 1952). Uusia asuinalueita rakennettaessa purovarsi jätettiin kuitenkin melko suojaisaksi. Mätäjoen pääuomaa ympäröi lähes kaikkialla puuston ja viheralueiden muodostama suojavyöhyke. Myös valuma-alueen virkistyskäytölle varatut osat sijoittuvat nykyään pääosin Mätäjoen läheisyyteen (ks. luku 13.1).

4 Näytteenotto

Tässä tutkimuksessa Mätäjoen veden laadun seuranta perustuu kerran viikossa Mätäjoen pääuomasta Talissa otettuihin näytteisiin. Lisäksi neljä kertaa vuodessa kerättiin valuma-alueen eri osista alueellisia näytteitä. Tulvajaksojen aikana otettiin runsaasti ylimääräisiä näytteitä.

Vesinäytteet otettiin purouomasta noin 10 cm syvyydeltä. Näytteenottokohta pyrittiin valitsemaan niin, ettei välittömästi sen yläpuolisella uoman osalla ollut mitään merkittävää pistemäistä päästölähdettä. Näyte otettiin voimakaimman virtauksen kohdalta, yleensä uoman keskeltä. Näytteidenotto suoritettiin pääsääntöisesti niin sanottuina käsinäytteinä, näytepulloa kädessä pidellen. Tällä tavoin otetuissa alkuainenäytteissä kontaminaation riski on pienin (Antikainen et al. 1990). Osassa näytepisteistä käytettiin apuna näytteenottovartta. Näytepullo kiinnitettiin noin metrin mittaisen varren päähän kiristimellä ja vietiin uoman keskelle. Vesinäytteet Mätäjoesta otettiin suoraan näytepulloihin ja kuljetettiin välittömästi Luonnonmaantieteen laboratorioon ja Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioon. Näytteet säilytettiin kuljetuksen ajan kylmälaukussa. Veden hygieenisen laadun selvittämiseksi näytteitä otettiin autoklavoituihin steriileihin 250 ml lasipulloihin. Veden alkuainepitoisuus tutkittiin näytteistä, jotka otettiin 125 ja 500 ml happopestyihin ja puhdistetulla

vedellä huuhdeltuihin polyeteenipulloihin. Muut vesinäytteet otettiin tavallisiin, puhtaisiin 500 - 1000 ml polyeteenipulloihin. Muutamaa yksittäistä poikkeusta lukuun ottamatta tutkimuksen tekijä otti kaikki tämän tutkimuksen vesinäytteet.



Kuva 15. Näytteenottopisteet ja niiden koordinaatit (ykd).

Tutkimuksessa käytetyt näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 15. Viikottaiset näytteet otettiin pisteestä 1 (Tali). Kyseinen näytepiste sijaitsee Talin kartanon alueella juuri golfkentän pohjoispuolella (kuvat 16a-d). Näytepisteen kohdalla korkeat tammot reunustavat purouomaa. Mätäjoen vesi on tällä kohdalla selvästi virtaavaa ja veden syvyys on läpi vuoden riittävä näytteenottoa varten. Näytepisteen läheisyydessä ei ollut havaittavissa mitään veden laatuun mahdollisesti vaikuttavia pistekuormituslähteitä. Näytteet otettiin aina maanantaisin



Kuva 16 a. Kuvat 16 a-d. Olosuhteiden vaihtelua eri vuodenaikoina näytteenotokohdassa I (Tali).



Kuva 16 b.



Kuva 16 c.



Kuva 16 d.

kello 9-10 välisenä ajankohtana. Juhlapyhän sattuessa maanantaiksi näytteenottopäivä vaihdettiin seuraavaksi mahdolliseksi. Näytteenottoaika pysyi koko tutkimusvuoden samana. Talvella Mätäjoessa oli vahva jääpeite ja näytteet jouduttiin ottamaan avannosta jään läpi. Kevättulvan alkuvaiheessa lumen sulamisvesi ei mahtunut virtaamaan purouomassa, joka oli jäänyt lähes pohjaan saakka. Näytteet otettiin välillä 6.-14.4.1996 sekä jääkannen ylä- että alapuolisesta vedestä. Tuolta ajalta esitetyt veden laadun arvot ovat kuitenkin kaikki jääkannen alapuolisesta vedestä mitattuja, ellei toisin mainita.

Alueellisia näytteitä otettiin neljä kertaa vuodessa yhteensä 15:sta eri näytepisteestä (kuva 15). Näytteet otettiin 14.8.1995 (kesä), 16.10.1995 (syksy), 19.2.1996 (talvi) ja 15.4.1996 (kevät). Näytepisteistä seitsemän sijoittui Mätäjoen pääuomaan ja kahdeksan tärkeimpiin Helsingin puolella sijaitseviin sivuojiin. Pääuoman näytepisteistä yksi oli Vantaalla Myyrmäen kohdalla ja yksi Helsingin ja Vantaan rajalla. Muut pisteet sijoituivat Helsingin kaupungin alueelle. Näytepisteiden sijaintia valittaessa pyrkimyksenä oli saada aikaan laaja alueellinen peitto koko valuma-alueelle. Sivuojen pisteet pyrittiin sijoittamaan lähelle kohtaa, joissa oja laskee Mätäjokeen. Mahdollisuuksien mukaan näytepisteet olivat samoja kuin aiemmissa tutkimuksissa (vrt. Jalava 1987). Alueelliset näytteenotot ajoittuivat melko tyypillisiin virtaamaolosuhteisiin kunakin vuodenaikana. Vuorokauden keskivirtaamat Mätäjoen alajuoksulla näytteenottopäivinä olivat 18 l/s (kesä), 63 l/s (syksy), 18 l/s (talvi) ja 385 l/s (kevät). Kaikista näytepisteistä ei saatu näytettä eri vuodenaikoina. Monet sivuojat olivat kesän helteessä kuivuneet tai talvella niin jäässä, ettei näytettä voitu ottaa. Talvella näyte saatiin vain kahdeksasta näytepisteestä.

Pisteen 8 (Reimarlanoja) tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia muista näytepisteistä saatujen arvojen kanssa. Näytteenottokohdan läheisyydessä on sadevesiviemäri, josta pääsee pieniä määriä likavettä ojaan. Reimarlanojan

arvot kuvaavat selvästi, kuinka pienikin likavesien pistekuormitus muuttaa heikkovirtaamaisen ojan veden laatua.

Mätäjoen vesinäytteiden käsittelyyn ja analysointiin käytetyt menetelmät on kuvattu aina kyseisen luvun alussa.

5 Sääolosuhteet ja virtaama

5.1 Sääolosuhteet tutkimusjakson 1.7.1995-30.6.1996 aikana

Sääolosuhteita tutkimusjakson ajalta tarkasteltiin Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemien antaman tiedon perusteella. Käytössä oli sekä Helsinki-Kaisaniemen että Helsinki-Vantaan säätiedot, joista Helsinki-Vantaan tietojen katsottiin kuvaavan paremmin Mätäjoen valuma-alueen keskimääräisiä olosuhteita. Lisäksi tutkimuksessa oli käytössä piirtävä pluviografi sateen intensiteetin määrittämiseksi ja kevään sulamisjakson aikana termografi vuorokautisen lämpötilan vaihtelun selvittämiseksi. Mittarit sijoitettiin Mätäjoen valuma-alueen eteläosaan Pitäjänmäen teollisuusalueelle. Termografi oli suojattu suoralta auringon säteilyltä ja sijoitettu kahden metrin korkeudelle. Pluviografian välittömässä ympäristössä ei ollut keräimeen sataneeseen vesimäärään vaikuttavia esteitä kuten puita tai rakennuksia. Pluviografian antamia arvoja ei ole korjattu tuuli- ja haihduntavirheiden osalta. Kesäkuukausien korjaamattomat sademäärät ovat keskimäärin 6% liian pieniä (Kuusisto 1986).

Tutkimusvuosi oli kokonaisuutena normaalia vähäsateisempi ja hivenen normaalia viileämpi. Etenkin joului- ja tammikuu olivat sademäärältään vähäisiä, sadetta saatiin vain 20-30% normaalimäärästä (taulukko 3). Koko tutkimusvuoden sademäärä vastasi 85 % saman ajanjakson keskimääräisestä sademäärästä.

Tutkimusjakson lämpöoloissa oli merkillepantavaa pitkä, koko talven kestänyt yhtenäinen pakkasjakso. Useista edeltäneistä vuosista poi-

keten talvella 1995-96 ei esiintynyt varsinaisia suojajaksoja, jolloin lumi olisi välillä päässyt sulamaan. Talvikuukausien pienehkö sademäärä tosin piti lumipeitteen matalana. Tutkimusvuoden keskilämpötila oli 4,0 °C, mikä on 0,5 astetta normaalia viileämpää.

Seuraavassa esitetyt tiedot ovat Ilmastotilastoista 1.7.95-30.6.1996 (Ilmatieteen laitos 1996) ja teoksesta Tilastoja Suomen ilmastosta 1961-1990 (Ilmatieteen laitos 1991) ellei toisint mainita.

5.2 Sääolojen vuotuinen kulku

Tutkimusjakson kesäkaudella heinä- ja elokuu olivat normaalia vähäsateisempia kuukausia. Molempien kuukausien keskilämpötila oli

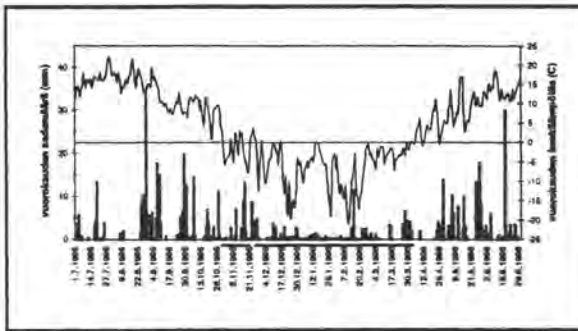
16,1 °C. Elokuu oli 1,1 °C keskimääräistä lämpimämpi. Myös tutkimusjakson alkamista edeltänyt kesäkuu oli ollut huomattavasti vähäsateisempi kuin normaalisti (Ilmatieteen laitos 1995). Pienet sademäärät näkyivät Mätäjossa virtaaman heikkenemisenä etenkin elokuussa, jolloin haihdunta oli suurta. Ukkospäiviä kirjattiin heinäkuussa kaksi, elokuussa ukkosta ei esiintynyt. Ukkosten yhteydessä ei Mätäjoen valuma-alueella saatu sateita. Sademäärät jäivät pieniksi elokuuta lukuun ottamatta. 29.-30.8.1995 välisenä yönä satoi yli puolet koko kyseisen kuukauden sademäärästä, 32,4 mm (kuva 17).

Syksy oli sademäärältään melko normaali. Lokakuussa oli huomattavasti normaalia lämpimämpää. Marraskuussa ilmatyyppi sen

Taulukko 3. Tutkimusvuoden sademäärä ja keskilämpötila Helsinki-Vantaan säähavaintoasemalla kuukausittain verrattuna normaalivuoteen (1961-90)(Ilmatieteen laitos 1991, 1996).

<i>kuukausi</i>	<i>sademäärä 1995-96</i>	<i>sademäärä 1961-90</i>	<i>prosenttia normaalista</i>	<i>lämpötila 1995-96</i>	<i>lämpötila 1961-90</i>	<i>ero (°C)</i>
VII	37,6	72,7	52 %	16,1	16,6	-0,5
VIII	55,3	79,5	70 %	16,1	15	1,1
IX	91,4	73,3	125 %	11	10	1,0
X	60,8	73,3	83 %	8,0	5,4	2,6
XI	62,3	71,7	87 %	-2,2	0,1	-2,3
XII	18,7	57,6	32 %	-8,0	-4,1	-3,9
I	8,2	41,4	20 %	-6,0	-6,9	0,9
II	26,7	31,0	86 %	-10,2	-6,8	-3,4
III	24,5	33,6	73 %	-3,2	-2,9	-0,3
IV	30,5	36,7	83 %	3,3	2,9	0,3
V	85,7	34,6	248 %	9,3	9,9	-0,6
VI	51,4	44,0	117 %	13,5	14,9	-1,4
vuosi	553,1	649,4	85 %	4,0	4,5	-0,5

sijaan muuttui ja sää oli poikkeuksellisen kylmä. Syyskuussa satoi hiukan keskimääräistä enemmän (125 %), loka- marraskuussa sademäärä jäi 80-90 %:iin normaalimäärästä. Jaksen suurin sademäärä saatiin syyskuun 29.-30. päivän välisenä yönä, jolloin satoi 19,7 mm. Marraskuun alussa lämpötila painui alle nollan ja sade alkoi kertyä lumena maahan. Kuun puolenvälin sateet nostivat lumipeitteen 17.11.1995 kahteentoista senttimetriin. Samaan aikaan Helsinki-Kaisaniemen säähavaintoasemalla mitattiin 26 cm lunta. 21.11.1995 ilma lämpeni hetkellisesti ja seuraavina päivinä satoi vettä ja räntää. Tämä sulatti aiemmin sataneen lumen ja aiheutti voimakkaan virtaamapiikin. Pysyvä, joskin ohut, lumipeite saatiin 27.11.1995 ja se sulii vasta 15.4.1996.



Kuva 17. Vuorokauden keskilämpötila ja sademäärä Helsinki-Vantaan havaintoasemalla tutkimusvuonna (Ilmatieteen laitos 1996). Alleviivatuissa kohdissa sade tuli lumena.

Talvikuukaudet olivat normaalia vähäsateisempia. Joulu-tammikuussa satoi vain noin 30 % normaalista, helmi-maaliskuussa noin 80 %. Joulukuu ja helmikuu olivat poikkeuksellisen kylmiä. Mätäjokeen muodostui jo joulukuussa kauttaaltaan vahva jääpeite (kuva 19). Lämpötila ei kohonnut päivisin yli nollan kuin satunnaisesti ennen maaliskuun alkua. Maalikuussa päivän maksimilämpötilat olivat säännöllisesti yli nollan, mutta öisin vallitsi kirpeä pakkasen. Vuorokauden keskilämpötilat pysyivät pakkasen puolella. Mätäjoen vuorokautinen keskivirtaama lähti heikkoon nousuun maaliskuun kohonneiden päivälämpötilojen seurauksena. Lämpötilojen vuorokautinen vaihtelu oli suurta. Esimerkiksi 9.3.1996 vuorokauden minimilämpötila oli $-10,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja maksimilämpötila $+8,9\text{ }^{\circ}\text{C}$, lämpötilavaihtelun ollessa 19,8

astetta (kuva 18). Voimakkaat yöpakkaset hidastivat tuolloin lumensulamista. Lumipeitteen paksuus oli helmikuun puolessa välissä 42 senttimetriä. Maaliskuun lopun lumisateet nostivat lumenpaksuuden maksimiin, 53 senttiin, Helsinki-Vantaan havaintopisteessä. Keskimäärin lunta tuolloin on 25 cm (Ilmatieteen laitos 1991).



Kuva 18. Vuorokauden minimi- ja maksimilämpötilat maalisi- ja huhtikuussa 1996 (Ilmatieteen laitos 1996).

Lumen sulamisjakso ajoittui keväällä 1996 huhtikuulle. Vuorokauden maksimilämpötilat olivat koko kuukauden yli $0\text{ }^{\circ}\text{C}$; sen sijaan minimilämpötilat olivat selvästi pakkasen puolella aina kuun 16. päivään saakka. Kuukauden sademäärä oli 30,5 mm (83 % normaalista), josta 13,7 mm satoi 28.4.1996. Varsinainen lumen sulamisjakso oli tuolloin lopuillaan. Kyseinen sade nosti Mätäjoen vuorokautisen keskivirtaaman tutkimusvuoden maksimiin. Lumenpaksuus kääntyi heti kuun alusta laskuun ja viimeiset lumet sulivat 15.4.1996. Lumen sulaminen laajemmilta alueilta alkoi 7.4.1996 vuorokauden maksimilämpötilan noustua $+10,5\text{ }^{\circ}\text{C}$:een. Kuukausi oli keskilämpötilaltaan hiukan normaalia viileämpi.

Toukokuu oli poikkeuksellisen sateinen. Sadetta Helsinki-Vantaalla saatiin 85,7 mm, mikä on 248 % normaaliin verrattuna. Myös kesäkuussa satoi hiukan normaalia enemmän (117 %). Molemmat kuukaudet olivat keskimääräistä viileämpiä. Toukokuun alussa satoi lähes päivittäin. Kuun puolessa välissä oli lyhyt selkeämpi jakso, mutta 25. ja 28.5.1996 sadetta saatiin 13,2 ja 17,6 mm. Myös kesäkuussa satoi paljon. 18.6.1996 sadetta saatiin

29,9 mm, mikä nosti Mätäjoen virtaaman nopeasti lähelle kevättulvan maksimiarvoja.

5.3 Mätäjoen virtaaman seuraaminen

Mätäjoen pääuoman virtaamaa seurattiin 16.10.1995 alkaen piirtävällä A-OTT Kempen limnigrafilla. Limnigrafi sijoitettiin suojakoppiin Pitäjänmäen teollisuusalueelle ABB-Strömbergin kohdalla Mätäjoessa olevien katettujen vesialtaiden päälle. Kopista johdettiin uimurin putki ja mittakoho vesialtaaseen. Absoluuttinen vedenkorkeus mitattiin säännöllisesti korkeusasteikolta uomasta, joka purkautuu altaista. Siivikoimalla puroa eri virtaamatilanteissa luotiin tälle kohdalle likimääräinen purkautumiskäyrä suhteessa vedenkorkeuteen ja virtaamaan. Siivikoimiseen käytettiin Schiltknecht Mini Air 2 -siivikkoa. Purkautumiskäyrästä vertaamalla saadaan limnigrafian antama vedenkorkeuden arvo muunnettua virtaamiksi litroja sekunnissa (Vesihallitus 1984). Kylmä pakkastalvi jäädetti limnigrafian putken joulukuun loppupuolella. Tästä eteenpäin aina maaliskuuhun vaihteeseen virtaama-arvot ovat paikanpäällä vedenkorkeusasteikon mukaan arvioituja. Koska talvella ei ollut ennen huhtikuuta yhtään sulamisjaksoa ja virtaama oli pieni, ei jäätyminen juurikaan aiheuttanut virhettä tuloksiin.

1.7.-16.10.1995 välisen ajan ennen limnigrafian asentamista puroon tehtiin virtaamahavainnot käyden paikan päällä ABB Strömbergillä vähintään kerran vuorokaudessa. Virtaama saatiin lukemalla vedenkorkeus purouomaan tehdyltä asteikolta ja vertaamalla sitä siivikoimalla saatuun purkaumakäyrään. Sateiden aikana vedenkorkeus käytiin lukemassa useita kertoja vuorokaudessa tarkan virtaamatiedon saamiseksi.

Koska Mätäjokeen ei tätä tutkimusta varten ollut mahdollista rakentaa mittapatoa, virtaamatiedot eivät ole täysin tarkkoja. Limnigrafilta ja purkautumiskäyrältä saadut arvot ovat kuitenkin melko luotettavia ja tämän tutkimuksen tarpeisiin riittäviä. Pitkäaikaisen hydrologisen seurannan kannalta olisi jatkossa tärkeää saada Mätäjokeen pysyvä mittapato.

Mätäjoen virtaamaa seurattiin mittalaittein ainoastaan pääuomasta. Sivuojien virtaama oli useimmissa tapauksista pieni. Virtaama tyrehtyi kokonaan osassa ojia kesän helteillä ja talven pakkasjakson aikana.

5.3.1 Mätäjoen virtaamasta aiemmin tehdyt tutkimukset

Mätäjoen virtaamaa ei ole systemaattisesti eikä juuri satunnaisesti seurattu 1960-luvun jälkeen. 1960-luvulla Punnonen teki havaintoja ja virtaamasta Talissa sijainneella mittapadolla (Punnonen 1964, lain. Viitasalo 1971). Vuotuiseksi keskivirtaamaksi saatiin tuolloin 195 l/s. Tarkemmat tulokset tutkimuksista ovat ilmeisesti hävinneet aikojen kuluessa. Insinööri Paavo Ristola teki 1992 Helsingin kaupungille laskennallisen tutkimuksen Helsingin tärkeimpien purojen virtaamista. Laskennan lähtökohtina pidettiin valuma-alueen kokoa ja Etelä-Suomen keskimääräistä valumaa. Mätäjoen keskivirtaamaksi (MQ) arvioitiin 206 l/s, keskiylivirtaamaksi (MHQ) 5040 l/s ja keskialivirtaamaksi (MNQ) 11 l/s. Samassa selvityksessä keskisadannan ja maankäytön perusteella Mätäjoen keskivirtaamaksi laskettiin kuitenkin vain 102 l/s (Hämäläinen & Niiranen 1993). Jälkimmäisessä keskivirtaama-arviossa ei ole huomioitu tulvapiikkien aiheuttamaa jälkivirtaamaa. Edellä esitettyjen arvojen suuri vaihtelu kertoo siitä, ettei Mätäjoen virtaamaa ole aiemmin pystytty tarkasti arvioimaan.

5.3.2 Mätäjoen virtaamaolosuhteiden taustaa

Mätäjoen virtaamaan vaikuttaa valuma-alueen sijoittuminen rakennetulle kaupunkialueelle. Rakennetun alueen asfaltoidut, vettä läpäisemättömät pinnat ja tehokas sadevesiviemärinti äärevöittävät virtaamia (Hall 1984). Sadevesi pääsee uomastoon ja sitä kautta mereen nopeammin kuin luonnontilaisilla alueilla (Delleur 1982). Purojen alivaluma kaupungeissa pienenee luonnontilaiseen valuma-alueeseen nähden pohjaveden alhaisen pinnan takia. Kaupunkialueelle satanut vesi ei pääse imeytymään vettä läpäisemättömien pin-



Kuva 19. Mätäjoessa oli talvella vahva jääpeite ja talven alivirtaama oli pieni. Putous tammi-kuussa 1996.

Kuva 20. Mätäjoen virtaamaltaan hidas pääuoma Kannelmäen kohdalla.



tojen läpi pohjavedeksi (Hall 1984). Sateet nostavat kaupunkipuroissa nopeita ja voimakkaita valuntapiikkejä, jotka kuitenkin laskevat pian takaisin perusvaluman tasolle sateen loputtua (Gregory & Walling 1973). Kasvillisuuden suhteellisesti pienempi osuus kaupungissa verrattuna luonnontilaiseen alueeseen pienentää haihduntaa ja lisää virtaavan veden määrää sekä eroosiota (Delleur 1982).

Mätäjoen virtaamaolosuhteita äärevöittää myös järveltömyys ($L = 0\%$). Purossa on Kannelmäen kohdalla yksi keinoitekoisesti rakennettu allas, mutta sitäkään ei voida laskea varsinaiseksi järveksi tai lammeksi. Sivupuroja ja sadevesiviemäreitä Mätäjokeen laskee runsaasti, mikä kasvattaa virtaamahuippuja. Kaikki alueen kunnalliset sadevesiviemärit johtavat veden Mätäjokeen tai sen sivupuroihin (Helsingin vesi- ja viemärilaitos 1992, Espoon vesi- ja viemärilaitos 1993, Vantaan kaupunki 1995).

Mätäjoen virtaaman vaihteluja tasoittaa puron pieni gradientti (1,9 m/km). Mätäjoen uoma on vesimääräänsä nähden leveä ja virtaamanopeus hidas, mikä ehkäisee nopeiden tulvapiikkien syntymistä (kuva 20). Puron Vantaan kaupungin puoleinen latvaosa on soistunutta ja paikoin Mätäjoki on siellä jakautunut useiksi pieniksi uomiksi pensaikon keskelle. Kyseisellä alueella veden virtausnopeus ei tulvahetkinäkään pääse nousemaan suureksi. Tämä heikentää alajuoksun tulvapiikkejä ja pidentää tulvan kestoa. Mätäjoen valuma-alue (24,4 km²) on kaupunkipuroksi melko laaja. Valuma-alueen suurehko koko tasoittaa osaltaan virtaamahuippuja (Hyvärinen 1986).

5.4 Mätäjoen virtaama 1.7.1995-30.6.1996

Mätäjoen keskimääräinen virtaama (MQ) tutkimusvuoden aikana oli 129,4 l/s havaintopaikan (Pitäjänmäki) yläpuoliselta valuma-alueelta. Tämä tekee valumana 5,8 l/s/km². Suomen ympäristökeskuksen havainnoimien pienten valuma-alueiden keskivaluma vuodessa on 8,52 l/s/km² (4,14-13,24 l/s/km²) (Seuna 1982b). Valunnan suuruus Etelä-Suomessa on yleensä 200-300 mm/a, mikä on valumana

ilmaistuna 6,3-9,5 l/s/km² (Solantie & Ekholm 1985). Mätäjoen virtaamaa voidaan siis pitää keskimääräistä pienempänä. Mellunkylän purossa Itä-Helsingissä valuma vuoden 1995-96 tutkimusjaksolla oli noin 3,3 - 4.5 l/s/km² (Ketola 1996).

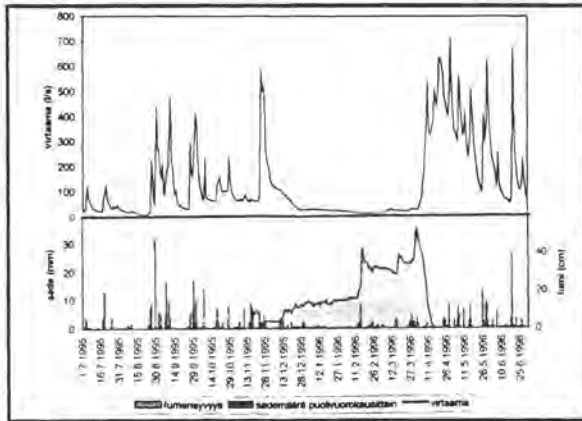
Mätäjoen valunta tutkimusvuonna oli 178 mm. Saman ajanjakson sadanta Helsinki-Vantaan säähavaintoasemalla oli 553 mm. Sadannan määrästä kolmasosa (32 %) kulkeutui valumaksi Mätäjokeen. Suomen etelärannikon keskimääräinen valuntakerroin normaalivuonna on 40 % (Hyvärinen 1986).

Virtaaman havainnointikohdan alapuolelle jää 1,9 neliökilometriä Mätäjoen valuma-alueesta. Mereen laskeva keskimääräinen virtaama koko valuma-alueelta olisi tämän perusteella 140 l/s. Kaikki tässä luvussa jatkossa esitetyt lukuarvot on laskettu limnigrafien sijoituskohdalla Pitäjänmäellä havaitusta virtaamasta, ellei toisin tekstissä mainita.

Mätäjoen keskivirtaama oli normaalia pienempi, koska tutkimusvuoden sademäärä jäi keskimääräistä vähäisemmäksi. Pohjaveden pinta oli poikkeuksellisen alhainen tutkimusjakson alusta aina toukokuuhun 1996 (Suomen ympäristökeskus 1995, Suomen ympäristökeskus 1996). Alhainen pohjaveden taso pienentää etenkin alivirtaamia.

Virtaama oli Mätäjoessa pienimmillään (NQ) 21. ja 22.8.1995, yhdeksän litraa sekunnissa. Suurin vuorokautinen virtaama (HQ) 710 l/s mitattiin 29.4.1996 kevättulvan lopulla sateen yhteydessä. Hetkellinenkin virtaama ei tutkimusajanjaksolla noussut yli tuhannen litran sekunnissa, mitä voidaan pitää poikkeuksellisenä. Tämä herättää kysymyksen hetkellisten ylivirtaamien havainnoinnin luotettavuudesta. Tutkimusjakson jo loputtua voimakas ukkos sade nosti 9.7.1996 Mätäjoen virtaaman yli 3000 litraan sekunnissa. Mätäjoen vuotuisesta virtaamakäyrästä (kuva 21) voidaan huomata pienille valuma-alueille ja kaupunkipuroille tyypillinen voimakas virtaaman vaihtelu. Sateet nostavat virtaaman hetkessä moninkertaiseksi alkutilanteeseen nähden. Sateen jälkeen

virtaama laskee melko nopeasti lähelle sadetta edeltänyttä tasoa. Tulvapiikit olivat voimakkaita etenkin, jos edellisestä sateesta oli kulu- nut vasta vähän aikaa, eikä virtaama purossa ollut ehtinyt palata normaalitasolle. Tuolloin myös maan huokosissa oli valmiiksi kosteutta ja suuri osa vedestä kulki pintavirtauksena.



Kuva 21. Mätäjoen virtaama Pitäjänmäellä, sademäärä puolivuorokausittain ja lumen syvyys Helsinki-Vantaalla.

5.4.1 Kuukausivirtaamat

Mätäjoen virtaama osoittautui odotetusti suurimmaksi keväällä kevättulvan aikana ja syksyllä (kuva 21). Keväällä lumen sulaminen lisää nopeasti virtaavan veden määrää. Syksyllä ilman viileneminen sekä kasvien yhteyttämisen heikkeneminen pienentävät haihduntaa ja nostavat yhdessä syyssateiden kanssa virtaamaa (Hyvärinen 1986). Poikkeuksellisen sateinen alkukesä 1996 nosti myös kesäkuun virtaaman suuremmaksi kuin keskimäärin.

Heinä- ja elokuun keskivirtaamat olivat noin 50 l/s (taulukko 4). Virtaama kesällä oli normaalia pienempi vähäisten sateiden takia. Poikkeuksellisen kuivan elokuun keskivirtaamaa nosti kuukauden lopun voimakkaat sateet. Tuolloin keskivirtaama nousi 30.8.1995 440 litraan sekunnissa. Mätäjoen kesäylivaluma (suurin vuorokausivaluma kesä-lokakuussa) oli tutkimusjaksolla 29,9 l/s/km². Pienten valuma-alueiden havaintoverkon keskiarvo Suomessa kesäylivalumalle on 43 l/s/km² (Seuna 1982b).

Syksyllä Mätäjoen virtaamat kääntyivät nou-

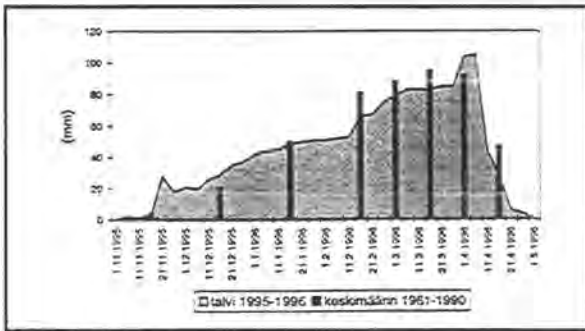
suun. Syys- ja marraskuussa virtaama oli keskimääräistä suurempi ja lokakuussa melko tarkkaan vuoden keskimääräisen virtaaman suuruinen. Sateiden aiheuttamat virtaaman vaihtelut olivat suuria. Esimerkiksi syyskuussa vuorokautiset keskivirtaamat vaihtelivat 33 ja 476 l/s välillä eri päivinä. Marraskuun lopussa aiemmin sataneen lumen sulaminen ja saman- aikainen sade nosti virtaaman useaksi päiväksi yli 500 litraan sekunnissa.

Taulukko 4. Mätäjoen keskimääräinen virtaama ja valuma Pitäjänmäellä eri kuukausina heinäkuusta 1995 kesäkuuhun 1996.

kuukausi	virtaama (l/s)	valuma (l/s/km ²)	kuukausi	virtaama (l/s)	valuma (l/s/km ²)
VII	47,9	2,1	I	28,3	1,3
VIII	53,7	2,4	II	19,6	0,9
IX	151,8	6,7	III	26,1	1,2
X	123,0	5,5	IV	380,0	16,9
XI	147,7	6,6	V	334,1	14,8
XII	79,7	3,5	VI	166,5	7,4
			vuosi	129,4	5,8

Joulukuussa ilmanlämpötila pysytteli jatkuvasti pakkasen puolella ja Mätäjoen virtaama alkoi laskea. Joulukuun lopussa virtaama oli enää 30 l/s, josta se laski helmikuun loppupuolelle saakka aina 18 litraan sekunnissa. Helmikuun lopulla virtaama kääntyi hitaaseen nousuun. Vuorokautinen keskivirtaama ei kuitenkaan ylittänyt 34 l/s ennen huhtikuun alkua. Tammi-, helmi- ja maaliskuun keskivirtaamat olivat alle 30 l/s. Yli kolme kuukautta kestäneen yhtäjaksoisen alivirtaamakauden aiheutti kylmä talvi. Etenkin helmikuussa kaikkien Etelä- ja Länsi-Suomen pienten jokien virtaamat olivat ehtyneet hyvin pieniksi (Suomen ympäristökeskus 1996). Vuorokauden keskilämpötilat pysyivät pakkasen puolella aina huhtikuun alkuun saakka. Lumen vesiarvo oli alkuvuodesta hiukan alle pitkäaikaisen (1961-90) keskiarvon, mutta nousi huhtikuun alussa juuri lumen alkaessa sulaa yli keskiarvon (kuva 22). Lumen aluevesiarvon maksimi on tärkein kevätylivalumaa selittävä muuttuja (Kuusisto 1984). Vertailussa on käytetty Van-

taanjoen alueen lumen vesiarvoa Helsingissä Oulunkylässä (Suomen ympäristökeskus 1995, 1996).



Kuva 22. Lumen vesiarvo Oulunkylässä Helsingissä talvella 1995-96 verrattuna vuosien 1961-90 keskiarvoon (Leppäjärvi 1993; Suomen ympäristökeskus 1995, 1996).

Lumen sulamisen aiheuttama kevättulva näkyy huhtikuun ja osin myös toukokuun korkeassa virtaamassa. Talven aikana kertynyt lumi alkoi nopeasti sulaa 6. huhtikuuta päivälämpötilan noustessa + 9,2 °C:een. Yöpakkaset kuitenkin hidastivat sulamista ja kevättulva ajoittui melko pitkälle ajalle. Suurin vuorokausivirtaama tapahtui 29.4.1996. Tuolloin 13,7 mm sateen jälkeen vettä virtasi keskimäärin 710 l/s vuorokaudessa. Huhtikuun keskivirtaama oli 380 l/s. Toukokuussa satoi normaaliin arvoon nähden yli kaksinkertainen määrä. Sateet pitivät virtaamaa kevättulvan jälkeen edelleen korkeana. Keskivirtaama oli toukokuussa 334 l/s. Toukokuun sateet nostivat Mätäjoessa useita voimakkaita virtaamapiikkejä. Suomen ympäristökeskuksen pienten valuma-alueiden havaintoverkon purojen kevätylivaluma on keskimäärin 119 l/s/km² (Seuna 1982b). Mätäjoen kevätylivaluma (suurin vuorokautinen valuma) 1996 oli vain 31,6 l/s/km².

Kesäkuussa satoi edelleen lähes päivittäin, mutta sademäärät pienenevät selvästi. Edellisen kuukauden runsaiden sateiden ja 18.6.1996 lähes 30 millimetrin sateen takia kuukauden keskivirtaama oli tutkimusvuoden kolmanneksi suurin, 167 l/s. Mätäjoen kesäkuun keskimääräinen virtaama on yleensä huomattavasti pienempi kuin vuonna 1996.

5.5. Kevättulva ja hetkelliset virtaaman vaihtelut

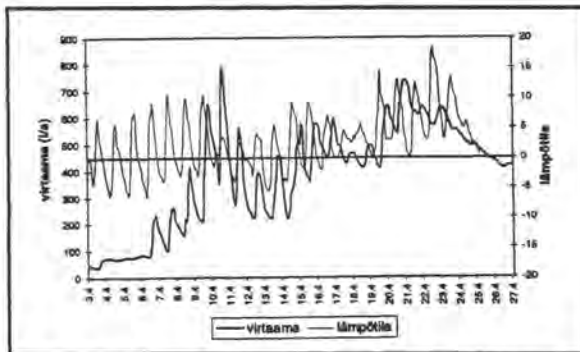
5.5.1 Kevättulva

Talven alivalumakauden jälkeen virtaama Mätäjoessa jatkoi hidasta kasvuaan maaliskuussa, jolloin päivän maksimipäivälämpötilat nousivat yli 0 °C. Yöpakkaset olivat voimakkaita, eikä vuorokautinen keskivirtaama kohonnut yli 40 l/s ennen huhtikuun alkua. Maaliskuun lopun lämpimät päivät sulattivat etenkin katualueiden ja piennarten lumipeitettä. Lumi sulaa maaseudulla sijaitsevilta valuma-alueilta usein kahdessa eri vaiheessa. Ensin lumi sulaa avoimilta peltoalueilta ja myöhemmin metsistä (Tikkanen 1990). Lumen sulaminen Mätäjoella voidaan jakaa kolmeen osaan: Ensin lumet sulivat kaduilta ja pientareilta, sitten muilta avoimilta alueilta ja lopuksi metsä- ja puistoalueilta. Ensimmäinen sulamisvaihe ei näkynyt niinkään virtaaman nousuna, mutta vaikutti huomattavasti puroveden laatuun. Suurin osa katujen lumista aurataan pois talven aikana. Keväällä katujen vähäinen lumimäärä sulaa nopeasti ja kuljettaa mukanaan talven aikana tielle kertyneet epäpuhtaudet sadevesiviemärien kautta puroon.

Juuri ennen kevättulvan alkua maaliskuun lopussa 26.3-2.4.1996 satoi Helsinkiin lunta vesiarvoltaan yhteensä 22,5 mm (Ilmatieteen laitos 1996). Huhtikuun alun lumen vesiarvo oli hiukan suurempi kuin pitkäaikainen keskiarvo (kuva 22). Huhtikuun alkupuoliskolla oli aina pakkasta öisin 16.4.1996 saakka. Päivälämpötilat sen sijaan olivat koko kuukauden yli nollan. Maksimilämpötila Helsinki-Vantaalla nousi 5.4.1996 yli +5 °C, ja tuolloin alkoi lumen sulamisjakso. Virtaama Mätäjoessa alkoi kasvaa 6.4.1996, jolloin myös yölämpötilat kohosivat lähemmäs nollaa (kuva 23).

Suuri vuorokautinen lämpötilojen vaihtelu näkyi selvästi Mätäjoen virtaamassa. Lämpötilojen maksimi Pitäjänmäen teollisuusalueella sijainneen piirturin mukaan ajoittui useimpina päivinä klo 14-16 välille. Lämpötilan maksimi näkyi kahden - kymmenen tunnin viiveellä Mätäjoen virtaaman maksimina. Virtaama

nousi vuorokautiseen maksimiinsa tulvan alussa klo 18-20 ja tulvan loppuvaiheessa klo 22-24. Tulvan alussa katualueiden lumen sulamisvedet kukeutuivat nopeasti Mätäjokeen. Tulvan loppupuolella lunta oli sulamatta enää metsäisemmällä alueilla, joilta veden kulkeutuminen Mätäjoen alajuoksulle kesti kauemmin. Virtaaman vuorokautinen minimi saavutettiin tulvan alussa klo 8-10 ja huhtikuun puolenvälän jälkeen vasta klo 12-16. Virtaama vaihteli saman vuorokauden aikana huomattavasti (kuva 24). Vaihtelu oli 6.4.1996 76 - 230 l/s ja 10.4.1996 suurimmillaan 350 - 790 l/s. Suuren vuorokautisen lämpötilanvaihtelun aiheuttamaa rytmikkaa purojen virtaamassa ovat kuvanneet myös mm. Westerström (1986); Tikkanen (1990) ja Ketola (1996).



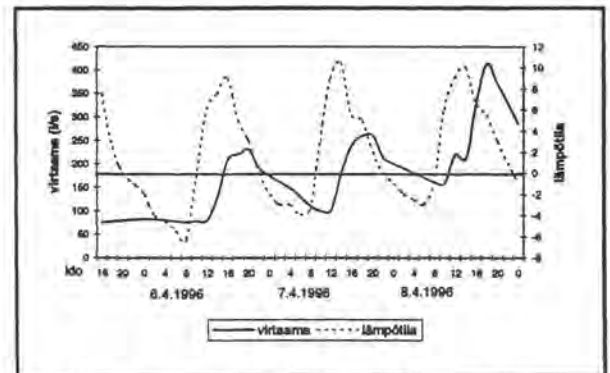
Kuva 23. Mätäjoen virtaama ja ilman lämpötila Pitäjänmäellä kevättulvajaksolla 1996.

Tulvan ensimmäinen maksimi saavutettiin 10.4.1996, jolloin Mätäjoen keskivirtaama oli 540 l/s. Tämän jälkeen ilma kylmeni muutamaksi päiväksi ja virtaama pieneni selvästi. Avointen alueiden lumipeite oli jo lähes sulanut ja aurinkoiset rinteet olivat täysin paljaita. Vuorokauden maksimilämpötilojen jälleen kohotessa alkoi virtaamakin kasvaa. Virtaama saavutti 21.4.1996 toisen maksiminsa, 650 l/s. Tuolloin myös yölämpötilat olivat nousseet yli 0 °C:een. Kevättulva kääntyi väliaikaisesti laskuun 22.4.1996 ja vuorokautinen virtaaman vaihtelu loppui.

Kevättulvan maksimi saavutettiin kuitenkin vasta 29.4.1996. Edellisenä päivänä ja yönä satoi vettä 13,7 mm. Maaperä oli paljas kasvilisuudesta ja märkä johtuen lumen sulamis-

ta. Vesi ei päässyt imeytymään maahan, vaan kulkeutui ojiin ja puroon. Vuorokauden keskivirtaama oli koko tutkimusvuoden suurin, 710 l/s (31,6 l/s/km²).

Toukokuun alussa sateet pitivät Mätäjoen virtaamaa edelleen korkeana, vaikka varsinainen kevättulva olikin jo loppunut. Virtaama laski alle 100 l/s ensimmäisen kerran vasta 10.6.1996.



Kuva 24. Virtaaman ja lämpötilan vuorokausittainen vaihtelu Pitäjänmäellä 5.4-9.4.1996.

Kokonaisuutena kevättulva oli pidempikestoisempi kuin normaalivuonna. Selvää tulvahuippua ei saavutettu. Tähän vaikutti lämpötilojen voimakas vuorokautinen vaihtelu ja lumen sulamisen jakautuminen pitkälle ajalle huhtikuun alussa. Lyhyt viileämpi jakso huhtikuussa pidensi myös kevättulvan kestoja.

5.5.2 Virtaaman hetkelliset vaihtelut

Sateet nostavat Mätäjoen virtaaman nopeasti moninkertaiseksi. Näin käy etenkin kesällä, jolloin lähtövirtaama on pieni. Esimerkiksi 29.-30.8.1995 virtaama nousi arvosta 34 l/s arvoon 630 l/s 30,6 mm sateen vaikutuksesta. Sademäärältään huomattavasti pienempikin intensiivinen sade nostaa merkittävästi Mätäjoen virtaamaa. Heinäkuussa 4.-5.7.1995 satoi 3,0 mm. Virtaama nousi 29 litrasta noin 150 litraan/sekunti. On mahdollista että Mätäjoen valuma-alueen latvaosilla sadetta saatiin Pitäjänmäellä havaittua enemmän. Sateen jälkeen virtaama laski ensin melko nopeasti. Sadetta edeltäneelle virtaaman tasolle päästiin kuitenkin

kin vasta usean päivän kuluttua 10.7.1995.

Mätäjoen virtaamavaihtelut ovat kohtalaisen voimakkaita ja nopeita. Kaupunkipuroksi vaihtelu ei kuitenkaan ole poikkeuksellista, pikemminkin oletettua pienempää. Uoman loiva gradientti ja suuri uomanleveys heikentävät tulvimista. Myös kaupunkipurolle kohtuullisen suuri valuma-alue hidastaa tulvan nousemista. Pääuomaa voidaan pitää osittain luonnontilaisena, koska sitä ei ole ainakaan viime aikoina oiottu kaivamalla uutta uomaa.

5.6 Tutkimusvuoden virtaama verrattuna normaaliin

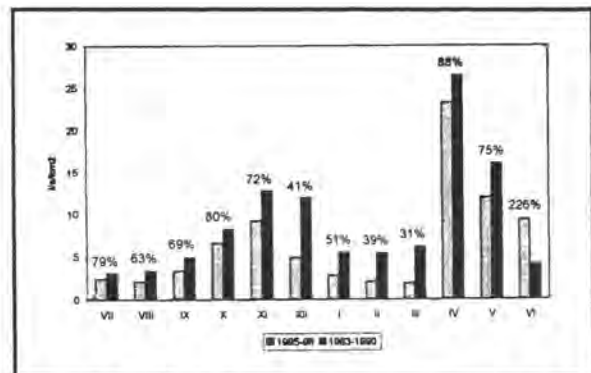
Yhden vuoden pituisen havaintoaineiston perusteella on mahdollista arvioida puron pitkän aikavälin keskivirtaamaa ja kyseisen havaintovuoden poikkeavuutta verrattuna keskimääräiseen. Esimerkiksi luotettavan virtaaman pysyvyyssäyrän piirtämiseen vaaditaan jopa 30 vuoden keskeytymätön virtaamatieto samasta havaintopisteestä (Hyvärinen & Gurer 1976). Virtaaman suuruutta suhteessa normaaliin voidaan kuitenkin arvioida vertaamalla sademäärän, lumen vesipitoisuuden sekä lähialueiden muiden purojen virtaamien keskimääräisiä arvoja tutkimusvuoden vastaaviin lukuihin. Lähipurojen virtaamakäyrästä voidaan vertailla myös lumen sulamisjakson ajoittumista ja virtaamapiikkien voimakkuutta. Vertailuissa täytyy huomioida mm. valuma-alueiden erilainen maankäyttö.

Tutkimusvuonna sademäärä Helsinki-Vantaalla oli vain 85 % vuosien 1961-1990 keskiarvosta (Ilmatieteen laitos 1991, 1996). Jos tutkimusvuoden keskivirtaama Pitäjänmäellä (129 l/s) kerrotaan vastaamaan keskimääräistä vuosittaista sademäärää, olisi se 151 l/s (noin 164 l/s mereen). Tämä merkitsee valumana 6,7 l/s/km². Sademäärä on kuitenkin vain yksi virtaamaan vaikuttava tekijä, eikä luvussa ole otettu huomioon esimerkiksi haihduntaa tai alivirtaamaan vaikuttavaa pohjaveden määrän suuruutta.

Kevään sulamiskauden alun lumen vesiarvo on merkittävä suure kun arvioidaan vuotuisia

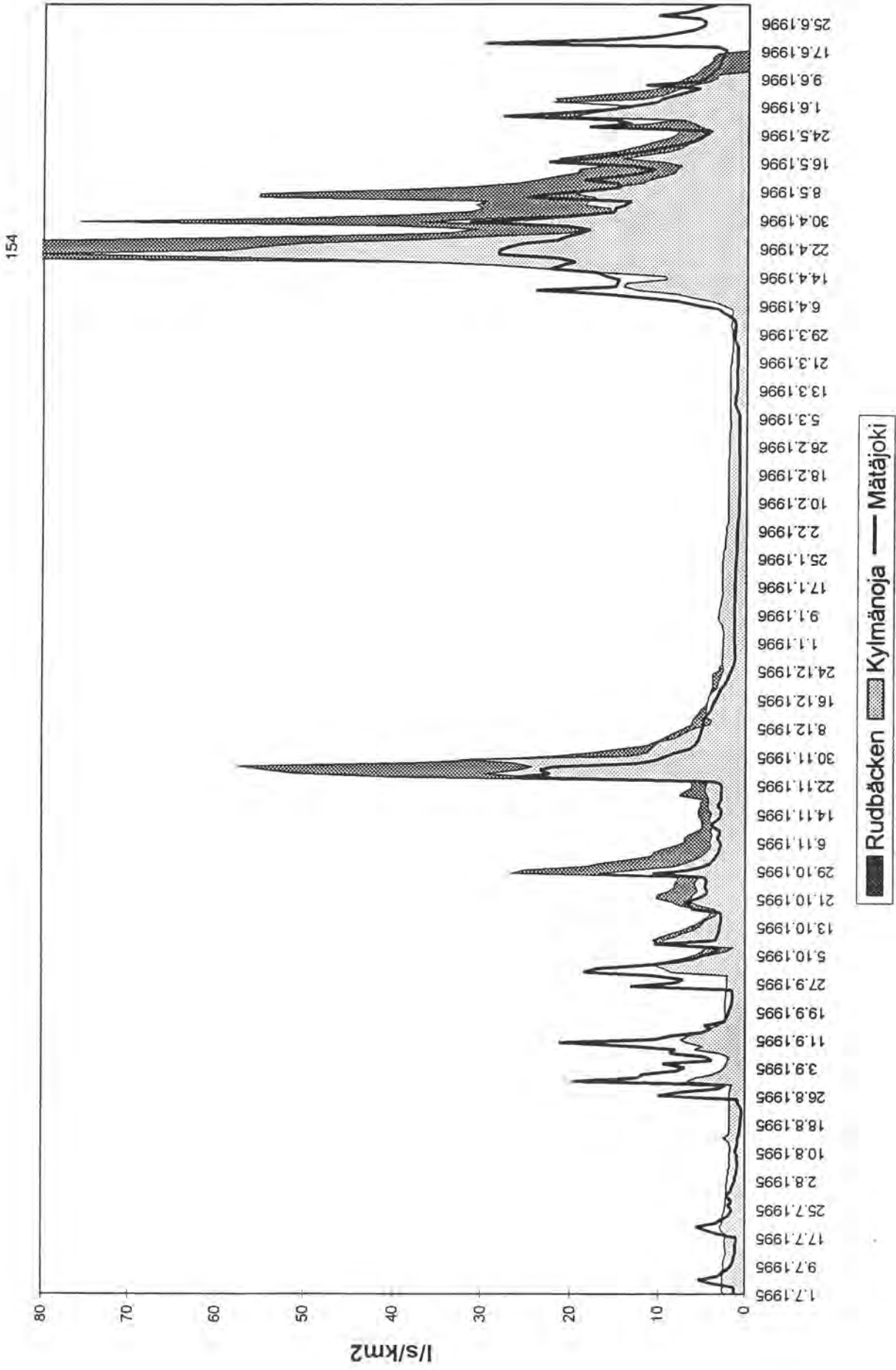
virtaamaoloja. Kevättulvan aikana saadaan huomattava osuus vuotuisesta kokonaisvirtaamasta. Pienten valuma-alueiden lumen vesiarvo keväällä korreloi erittäin merkittävästi vuotuisen keskivaluman kanssa (Seuna 1982b). Keväällä 1996 lumipeitteen vesiarvo (kuva 22) oli sulamisjakson alkaessa hivenen normaalia suurempi (103 mm).

Mielenkiintoisen vertailukohdan Mätäjoen virtaamalle antavat Suomen ympäristökeskuksen hydrologian toimiston seurannassa mukana olevat lähialueiden pienet valuma-alueet. Tämän tutkimuksen vertailuaineistona oli käytettävissä virtaamatiedot Kylmänojalta Vihdistä ja Rudbäckeniltä Siuntiossa (Hytrek 1996). Kylmänoja on 4,04 km² kokoinen lähinnä peltovaltainen valuma-alue Mätäjoesta luoteeseen. Rudbäckenin valuma-alueen koko on 4,20 km². Rudbäcken on metsävaltainen valuma-alue Helsingistä länteen. Suorien vertailujen tekemistä eri valuma-alueiden välillä vaikeuttaa sateiden paikallisuus. Etenkin ukkosateet voivat lisätä paikallisesti virtaamaa. Erilainen maankäyttö vaikuttaa sadeveden kulkeutumiseen uomastoon ja vaikeuttaa vertailuja. Vertailemalla eri valuma-alueiden virtaamia saadaan silti kohtuullisia arvioita keskivirtaamista suhteessa normaaliarvoihin.



Kuva 25. Vihdin Kylmänojan kuukausittainen valuma 1995-96 verrattuna vuosiin 1963-90 (Leppäjärvi 1993; Hytrek 1996).

Kylmänojalta on käytettävissä kuukausittaiset keskivaluntatiedot jaksolta 1963-1990. Sen sijaan Rudbäckeniltä ei lyhyen seurantajakson vuoksi ole vielä olemassa pitkän aikavälin ver-



Kuva 26. Rudbäckenin metsävaltaisen ja Kylmänojan peltovaltaisen valuma-alueen valuma verrattuna Mätäjokeen 1995-96 (Hytrek 1996).

tailutietoja, Mätäjoen tutkimusjakson 1995-96 aikana Kylmänojan valunta oli suuruudeltaan 73 % verrattuna ojan pitkän aikavälin keskiarvoon. Erityisesti jakso joulukuusta maaliskuuhun oli Kylmänojalla valunnaltaan normaalia pienempi (kuva 25).

Ainoastaan kesäkuu 1996 oli valunnaltaan keskimääräistä voimakkaampi (226 % normaalista). Jos Mätäjoen tutkimuskauden virtaamat korjattaisiin vastaamaan normaalivuotta suhteessa Kylmänojaan, olisi Mätäjoen vuotuinen keskivirtaama mereen 192 l/s (7,9 l/s/km²). Tämä arvo on lähellä aiempien tutkimusten laskelmia ja tuloksia Mätäjoen keskivirtaamasta. Mätäjoen valuma-alue on tosin Kylmänojaa suurempi, mikä pienentää valuman määrää. Edellisiin vertailuihin perustuen Mätäjoen keskimääräisen vuotuisen virtaaman mereen voidaan arvioida olevan noin 170 l/s (7,0-7,4 l/s/km²).

Vertaamalla Mätäjoen, Kylmänojan ja Rudbäckenin valunta-arvoja 1.7.1995- 30.6.1996 (kuva 26) voidaan havaita Mätäjoen valumien kasvavan kesällä sateiden seurauksena nopeammin kuin vertailualueilla. Sen sijaan syksyllä ja etenkin kevättulvan aikana valunnan muutokset ovat huomattavasti suurempia ja nopeampia kahdella muulla valuma-alueella. Tätä selittää Kylmänojan ja Rudbäckenin valuma-alueiden pienempi koko verrattuna Mätäjokeen. Valuma-alueen pieni koko yleensä äärevöittää virtaaman vaihteluita (Hyvärinen 1986).

Kaupunkialueelle sijoittuvalla Mätäjoella ja peltovaltaisella Kylmänojalla voitiin havaita huhtikuun alussa pieni valuntahuippu, kun avointen alueiden lumet sulivat. Vastaavaa valunnan kasvua ei saatu metsävaltaisella Rudbäckenillä. Rudbäckenillä valunta alkoi voimistua vasta kaksi viikkoa Mätäjokea ja Kylmänojaa myöhemmin. Varsinaista kevättulvapiikkiä ei Mätäjoella tutkimusvuonna saatu lainkaan. Sen sijaan molemmilla muilla valuma-alueilla oli selkeä valunnan maksimi huhtikuun 20. päivän jälkeen.

Koko Etelä-Suomen lumen vesiarvo oli sula-

misen alkaessa huhtikuun alussa lähes sama (Suomen ympäristökeskus 1996), joten se ei selitä kevättulvan eroja eri valuma-alueilla. Todennäköisesti osa Mätäjoen valuma-alueen lumipeitteestä oli kuljetettu lumenkaatopaikoille valuma-alueen ulkopuolelle. Lisäksi lumenkaatopaikoilla lumi sulaa kasoissa hitaammin kuin tasaisesta hangesta. Kaupunkialueen avoimilta pinnoilta pääsee lumesta haihtumaan enemmän kosteutta ilmaan kuin esim. metsävaltaisilta valuma-alueilta. Nämä tekijät eivät kuitenkaan yksin selitä kevättulvan pientä maksimivirtaamaa Mätäjoessa. Helsingissä sijaitsevan Mellunkylänpuron valuma-alueen kevättulva keväällä 1996 oli suuruudeltaan vastaava kuin Mätäjoen. Mellunkylänpuron valuma-alue on kooltaan hieman alle puolet Mätäjoen valuma-alueesta. Voimakasta tulvahuippua ei myöskään siellä havaittu (Ketola 1996). Kaupunkipurojen kevättulvan voimakkuuden ero verrattuna maaseudun valuma-alueisiin on asia, jota kannattaisi tutkia tarkemmin.

6 Kiintoaine ja liennut aine Mätäjoessa

6.1 Käytetyt menetelmät

Mätäjoesta otettiin 1.7.1995-30.6.1996 vesinäytteitä kerran viikossa veden kiintoaineen ja lienneen aineen pitoisuuden selvittämiseksi. Lisäksi aina voimakkaiden sateiden aikana pyrittiin ottamaan ylimääräisiä näytteitä luotettavan aineskuljetusmäärän selvittämiseksi. Viikottaiset näytteet otettiin puron alajuoksulta näytepisteestä 1 (Tali). Kevättulvan aikana Mätäjoesta otettiin ajanjaksona 1.-22.4.1996 yhteensä 83 vesinäytettä. Neljä kertaa vuodessa eri vuodenaikoina näytteitä otettiin useista eri kohdista Mätäjoen pääuomasta ja sivuojista (katso luku 4). Kaikki tässä luvussa kuvatut analyysit suoritettiin tutkimuksen tekijän toimesta.

Mätäjoesta otetut näytteet suodatettiin kesällä ja syksyllä 1995 Whatman GF/C ja sen jälkeen

Schleicher & Schuell GF/52 -lasikuitusuodattimilla veden kiintoainepitoisuuden määrittämiseksi. Kiintoaineen ja liuennan aineen väliseksi rajaksi luonnonvesissä on yleisesti hyväksytty partikkelien koko 0,4-0,45 μm (Haapala & Euren 1991). Lasikuitusuodattimista ei pystytä määrittämään suodattimen varsinaista huokoskokoja. Puhutaan nimellisestä huokoskoosta, jota suuremmat partikkelit jäävät suodattimelle (Haapala & Euren 1991). Useimmat standardit ja ohjeistot suosittelivat käytettäväksi luonnonvesien analysoinnissa Whatman GF/C-lasikuitusuodattimia (mm. SFS 3037 1976, Madêra 1982). Schleicher & Schuell GF/52 -suodattimet vastaavat tehdyn vertailututkimuksen mukaan GF/C -suodattimia (Haapala & Euren 1991). Tässä tutkimuksessa tehdyt kiintoaineanalyysit ovat vertailukelpoisia koko tutkimusajalta.

Lasikuitusuodattimia kuivattiin ensin puoli tuntia +105 °C lämpötilassa lämpökaapissa ja tämän jälkeen ne jäähdytettiin huoneen lämpöön eksikaattorissa. Suodattimet punnittiin tarkkuusvaa`alla ja asetettiin suodatuslaitteistoon. Näytepulloa ravisteltiin voimakkaasti näytteen homogenisoimiseksi. Näytettä kaadettiin suodatinsuppiloon 200-500 ml riippuen veden kiintoainepitoisuudesta. Yleensä vettä suodatettiin vähintään 400 ml. Suodattamisessa käytettiin apuna imua. Kun vesi oli kulkenut suodattimen läpi, suodatinsuppilon seinät huuhdeltiin pienellä määrällä puhdistettua vettä, jotta suppilon reunoihin tarttunut aines saataisiin suodattimelle. Suodatin siirrettiin pinseiteillä petrimaljalle ja lämpökaappiin (+105 °C) kuivumaan tunnin ajaksi. Tämän jälkeen suodatin jäähdytettiin huoneenlämpöiseksi eksikaattorissa ja punnittiin uudelleen. Kiintoaineen pitoisuus laskettiin kaavasta:

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

x = kiintoainepitoisuus (mg/l)
 a = suodattimen ja jäännöksen paino (mg)
 b = suodattimen paino (mg)
 c = näytetilavuus (ml)
 (SFS 3037, 1976)

Liuennan aineen pitoisuus määritettiin edellä kerrotulla tavoin suodatetusta vedestä. Veden haihduttamiseen käytetty lasimalja kuivattiin ensin tunnin ajan +105 °C lämpimässä lämpökaapissa ja jäähdytettiin tämän jälkeen huoneenlämpöön eksikaattorissa (Madêra 1982). Tarkkuusvaa`alla punnittuun lasimaljaan kaadettiin 100 ml suodatettua vettä ja malja siirrettiin lämpökaappiin (+105 °C). Vesi haihdutettiin kuiviin, jonka jälkeen maljan lämpötila tasattiin huoneenlämpöön pitämällä sitä eksikaattorissa tunnin ajan. Malja punnittiin ja haihdutusjäännös laskettiin kaavalla:

$$x = \frac{a - b}{c} \times 10^3, \text{ jossa}$$

x = liuennan aineksen pitoisuus (g/l)
 a = maljan ja haihdutusjäännöksen paino kuivauksen jälkeen (g)
 b = maljan paino aluksi (g)
 c = käytetty vesimäärä (100 ml)
 (Madêra 1982)

Näytteistä pyrittiin selvittämään myös orgaanisen aineksen osuus kiintoaineesta. Kiintoaineen määrityksessä käytetty lasikuitusuodatin punnittiin ja siirrettiin upokkaassa muhveliuuniin tunnin ajaksi. Muhveliuunissa orgaaninen aines poltettiin +550 °C lämpötilassa. Tämän jälkeen suodatin vakioitiin huoneenlämpöön eksikaattorissa ja punnittiin uudelleen. Alkuperäisestä suodattimen ja suodattimella olleen kiintoaineen painosta vähennettiin polton jälkeisessä punnituksessa saatu paino (Madêra 1982). Pelkän suodattimen paino väheni polton aikana noin 1,1 mg, mikä otettiin huomioon laskuissa. Poltossa suodattimelta poistunut osa kiintoaineesta on orgaanista ainesta (Madêra 1982). Orgaanisen aineen määrä ilmoitetaan prosenttiosuutena kaiken kiintoaineksen määrästä. Orgaanisen aineen osuutta ei saatu määritettyä luotettavasti kaikista Mätäjoesta otetuista näytteistä. Tämä johtui kiintoaineen alhaisesta pitoisuudesta ja suodattimien painon pienenemisestä polton yhteydessä.

6.2 Kiintoaine

Kiintoaines kulkee vesistöissä joko suspensiona tai pohjakuljetuksena. Tässä tutkimuksessa kiintoaineella tarkoitetaan suspensiona kulkevan aineen määrää eli sitä ainesta, joka kulkee vapaasti veden mukana. Pohjakuljetus tapahtuu aineksen liukumisena ja pyörimisenä pohjaa pitkin tai saltaationa hyppimällä pohjan läheisyydessä (Stelczer 1981). Kiinteäpohjaisessa saviuomassa, jossa suspendoitunutta ainesta on alle 1000 mg/l, pohjakulkeuman määrän on arvioitu olevan 5-12% suspendoituneen aineen määrästä (Sundborg 1964, lain. Vehviläinen 1981).

Virtaavan veden kuljettaman kiintoaineen määrään vaikuttaa valuma-alueen: 1) geologia ja topografia, 2) sateen määrä, -intensiteetti, -kesto ja ajallinen jakautuminen, 3) maaperän ominaisuudet ja 4) kasvipeitteen osuus valuma-alueen pinta-alasta, 5) uoman eroosioherkkyys sekä 6) ihmisen toiminta (Simons & Sentürk 1977). Lisäksi aineskuljetuksen määrään vaikuttaa mm. valuma-alueen koko ja muoto (Gregory & Walling 1973). Suomen oloissa kevättulvan aikana tapahtuu huomattava osa vuotuisesta kiintoaineen kulkeumasta (Kohonen 1982). Lumen vesiärvolla ennen kevättulvan alkamista on suuri vaikutus koko vuoden aineskuljetuksen määrään. Mätäjoen valuma-alueella ihmisen toiminta on merkittävä tekijä valuma-alueen olosuhteiden muuttajana. Puiden ja kasvillisuuden määrän pieneneminen lisää sedimentin kulkeutumista puroon. Laajat vettä läpäisemättömät alueet ja sadevesiviemärointi voimistavat puron hetkelisiä tulvia. Kasvava virtaama lisää eroosiota ja puron kykyä kuljettaa kiintoainesta (Delleur 1982). Kaupunkivaikutus kiintoaineen kulkeumaan on suurin rakentamisen yhteydessä, jolloin maan pinta rikkoutuu ja on herkkää eroosiolle (Wolman 1967).

Joen kiintoainekuljetus vaihtelee vuodenaikojen mukaan hyvin pitkälti samalla tavoin kuin virtaamakin (Vehviläinen 1981). Kiintoainekuljetus on suurinta kevättulvan ja syksyn sateiden yhteydessä. Lounais-Suomen ranni-

kolla vuotuisesta eroosiosta tapahtuu huhtikuun ja marraskuun aikana yhteensä 60-70 % (Mansikkaniemi 1982). Talvella uoman pohjalle sedimentoitunut materiaali lähtee virtaaman voimistuessa keväällä liikkeelle ja saa aikaan voimakkaan kiintoainekulkeuman piihin (Vehviläinen 1981; Tikkanen 1990). Kesällä kasvillisuus ehkäisee tehokkaasti eroosiota (Salo et al. 1985). Haihdunta on kesäkuukausina voimakasta ja maaperän suodantakyky suuri. Tämä pienentää pintavalunnan määrää ja vähentää osaltaan eroosiota (Vehviläinen 1981). Talvella satava lumi varastoituu maanpinnalle eikä aiheuta välitöntä eroosiota. Jokien kiintoainekulkeuma on yleensä talvisin hyvin pientä (Vehviläinen 1981).

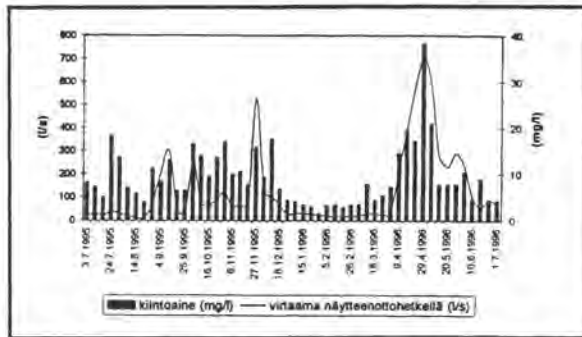
6.2.1 Pitoisuuden vaihtelu Mätäjoen pääuomassa eri vuodenaikoina

Mätäjoen kiintoainepitoisuus vaihteli tutkimusvuoden aikana kerran viikossa otetuissa näytteissä 1,6-38,4 mg/l välillä. Suurimmat pitoisuudet havaittiin kevättulvan yhteydessä ja muulloin, kun virtaama oli keskimääräistä suurempi (kuva 27). Kiintoainepitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna viikottaisten näytteiden perusteella oli 9,5 mg/l. Kiintoaineen keskipitoisuudeksi Suomen virtaavissa vesissä on aiemmin saatu 13 mg/l (Laaksonen 1970).

Kesän ja syksyn pitoisuudet vaihtelivat Mätäjoessa 4-16,5 mg/l välillä. Talvella tammi-helmikuussa pitoisuus oli koko ajan alle 4 mg/l. Kesällä pienikin virtaaman nousu aiheutti suuren nousun kiintoainepitoisuudessa. Tätä selittää kesän alhainen virtaama. Kiintoainesta sedimentoitui uoman pohjalle, josta ensimmäinen voimakkaampi tulva huuhteli sen mukanaan (vrt. Tikkanen 1990). Syksyllä sateita saatiin runsaammin. Viikottainen näytteenotto ei kuitenkaan kertaakaan ajoittunut sateen nostamaan tulvaan.

Talvella eroosio oli pientä, kun maa oli roudassa ja puron virtaama pieni. Talven kiintoainepitoisuuksien minimin jälkeen pitoisuus alkoi nousta, ja viikottain otettujen näytteiden maksimi 38,4 mg/l saavutettiin 29.4.1996.

Tuolloin Mätäjoen virtaama oli 710 l/s. Kevätulvan loputtua pitoisuus kääntyi jälleen laskuun, kun virtaama heikkeni. Yleisesti ottaen kiintoainepitoisuus Mätäjoessa oli yllättävän alhainen. Aikoinaan Mätäjokea on kuvattu luonnostaan savisameaksi (Viitasalo 1971). Tässä tutkimuksessa Mätäjoen pääuomasta havaitut kiintoainepitoisuudet olivat hyvin pieniä ja pääuoman vesi melko kirkasta.



Kuva 27. Kiintoainepitoisuuden vaihtelu Mätäjoessa tutkimusvuonna (näytepiste 1).

Viikottainen vakioaikaan otettu näyte kertoo hyvin kiintoaineen keskimääräisen tason purossa. Siitä saatu kuva on kuitenkin suurimpien pitoisuuksien osalta vääristynyt. Pienillä valuma-alueilla kiintoainepitoisuuksien vaihtelu on nopeaa ja virtaaman kasvu voi lisätä hetkessä pitoisuuden moninkertaiseksi alkuperäisestä (Tikkanen 1990). Suurin vuoden aikana Mätäjoesta mitattu kiintoainepitoisuus oli 123,4 mg/l (30.8.1995 klo 9). Edeltävänä yönä oli tuolloin satanut 30,8 mm. Tätäkin kiintoainepitoisuutta voidaan pitää pienenä arvona, kun kyseessä on kaupunkipuro. Aiemmissa Lammilla tehdyssä tutkimuksessa eri vuosien keskimääräinen kiintoainepitoisuus vaihteli Koiransuolenojassa välillä 22-76 mg/l (peltoa 23 %) ja Löyttynojassa 6-39 mg/l (peltoa 12 %) (Tikkanen et al. 1985). Kahdelta Pohjois-Suomessa sijaitsevalta luonnontilaiselta valuma-alueelta kiintoainepitoisuudeksi on mitattu keskimäärin 4 mg/l (Seuna 1982a). Paimionjoen sivupurojen metsävaltaisilta latva-alueilta veden kiintoainepitoisuudeksi on saatu 1-4 mg/l (Mansikkaniemi 1982).

Kaupunkialueilla sadevesiviemäröinti aiheut-

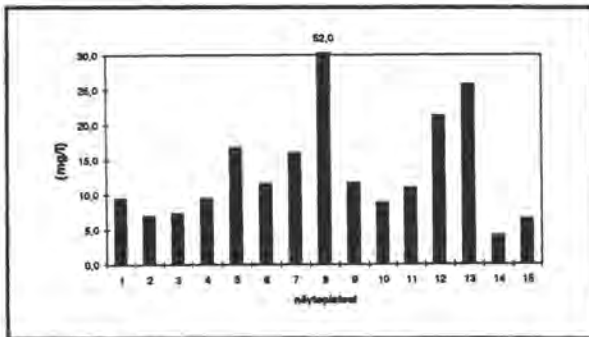
taa puroihin lyhytaikaisia, voimakkaita virtaamapiikkejä. Tämä lisää eroosiota ja kiintoaineen määrää kaupunkipuroissa (Delleur 1982). Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa kiintoaineen pitoisuus vaihteli eri koalueilla 89-280 mg/l välillä (Melanen 1981). Turussa on tutkittu kahden pienen kaupunkivaluma-alueen kiintoainekulkeumaa. Havaitut kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin 109 ja 164 mg/l (Neller 1993). Verrattaessa Valtakunnallisen hulevesitutkimusten kiintoainekulkeumaa Mätäjoen valuma-alueen arvoihin, täytyy huomata huleveden tulevan pääosin suoraan katualueilta ja hyvin pieniltä valuma-alueilta. Osa katualueilta tulevasta kiintoainekulkeumasta on veden pinnalla kelluvia roskia, joita ei pystytä havainnoimaan kiintoaineen mittauksissa. Mätäjoen keskimääräinen kiintoainepitoisuus 9,5 mg/l vastaa lähinnä luonnontilaisen valuma-alueen arvoa ja jää huomattavasti alle kaupunkialueiden hulevesistä mitattujen pitoisuuksien.

Mätäjoen alhaisia kiintoainepitoisuuksia selittävät useat eri tekijät. Puron pienen gradientin (1,9 m/km) ja leveän uoma takia virtausnopeus jää alhaiseksi. Mätäjoen pääuoman gradientti Pitäjänmäen putouksen yläpuolisella osalla on vain 0,8 m/km. Pääuomaa ei ole viime aikoina ruopattu, suoristettu eikä muutoinkaan ihmisen toimesta aiheutettu helposti erodoituvia kohtia. Pääuoman reunoilla on lähes yhtenäinen kasvillisuuden muodostama suojaava vyöhyke koko matkalla Vantaan Kaivokselasta Iso-Huopalahteen. Mätäjoen valuma-alueen muoto on melko pitkänomainen. Pitkänomainen valuma-alueen muoto tasoittaa virtaama huippuja ja vähentää eroosiota (Gregory & Walling 1973). Mätäjoki on uurtanut uomansa paksuun savikerrokseen. Konsolidoitunut savi erodoituu veden kuljettamaksi vasta huomattavasti suuremmalla virtausnopeudella kuin siltti, hiesu tai hiekka (Sundborg 1967). Koska veden virtausnopeus on hidaskuusi suurimmassa osassa pääuomaa, ei savinen pohja-aines enää juuri kulu. Aiempi Mätäjoen Vantaanjokivaihe on kuluttanut yläjuoksun uoman väljäksi, mikä pienentää virtausnopeutta. Toisaalta, kaupunkialueen laajat vettä läpäisemättömät pinnat ja

sadevesiviemärointi äärevöittävät valuntaolosuhteita ja lisäävät eroosiota valuma-alueella (Delleur 1982).

6.2.2 Kiintoainepitoisuus eri näytepisteissä

Kiintoainepitoisuuksia havainnoitiin eri vuodenaikoina 15 eri näytepisteestä yhteensä neljä eri kertaa. Kesällä ja syksyllä (14.8 ja 16.10.1995) kiintoainetta Mätäjoen eri näytepisteiden näytteissä oli keskimäärin 7 mg/l, talvella (19.2.1996) vain 4,1 mg/l. Kevään pitoisuudet (15.4.1996) olivat oletetusti suurimmat, keskimäärin 21,2 mg/l. Virtaama Mätäjoessa näytteenottohetkinä oli kesällä 18 l/s, syksyllä 63 l/s, talvella 18 l/s ja keväällä 385 l/s. Kiintoainepitoisuudet olivat pienimmät yläjuoksulla Vantaalla sijaitsevissa näytepisteissä 15 ja 14. Suurimmat pitoisuudet havaittiin Hakuninmaanojassa (piste 13), Lassilanojassa (7) ja pääuomassa Kannelmäen kohdalla (12) (kuva 28). Hakuninmaanojan vesi oli keväällä selkeästi savisameaa (67 mg/l). Oja on kapea ja kulkee syvässä uomassa savikon läpi. Kevättä lukuun ottamatta ojan veden kiintoainepitoisuus oli kuitenkin normaali



Kuva 28. Tutkimusjakson keskimääräiset kiintoainepitoisuudet eri näytepisteissä.

muihin näytepisteisiin verrattuna. Lassilanojan välittömässä läheisyydessä on asutusta ja leikkikenttiä, mikä voi aiheuttaa kiintoaineen määrän kasvua purovedessä. Lisäksi ojassa on runsaasti sorsia. Pääuomassa, Kannelmäen kohdalla, ihmiset ruokkivat usein lintuja. Näytteenottokohdalla oli havaittavissa vähäistä leväkasvustoa, joka saattaa vaikuttaa havaittuun kiintoaineen määrään. Reimarlanojan (piste 8) arvo ei ole vertailukelpoinen muiden

saatujen tulosten kanssa. Tämä johtuu näytteenottokohdan läheisyydessä sijaitsevasta päästölähteestä. Sadevesiviemäristä pääsee öljyistä vettä ojauomaan. Pohjois-Haagan oja (piste 5) on havaintotieto vain keväältä. Pitoisuus on lähellä Mätäjoen eri näytepisteiden kevään keskiarvoa.

6.2.3 Partikkelimainen orgaaninen aines

Orgaaninen aines jaetaan yleensä vesitutkimuksissa kahteen osaan: partikkelimaiseen (POM) ja liuenneeseen (DOM) orgaaniseen ainekseen. Rajana pidetään 0,45 mm partikkelikokoa (Lawacz 1977, lain. Heikkinen & Visuri 1990). Orgaaninen materia virtaavissa vesissä on suurimmaksi osin peräisin maalta. Tärkeimpiä luonnollisia orgaanisen aineen lähteitä ovat puut ja maaperän kasvillisuus (Wetzel 1983). Mätäjoen seurannan yhteydessä tutkittiin orgaanisen aineen osuutta suspendoituneesta kiintoaineesta, toisin sanottuna partikkelimaisen orgaanisen aineksen (POM) osuutta. Jokivesitutkimuksessa partikkelimaisella orgaanisella aineksella (detrituksella) tarkoitetaan kuollutta, kasvien ja eläinten hajo- tessa syntyntä hiukkasmaista orgaanista ainesta (Cummins 1979). Osa havaitusta orgaanisesta aineksestä voi koostua orgaanista ainesta hajottavista sienistä, bakteereista, leivistä tai alkukantaisista eliöistä (Heikkinen & Visuri 1990). Kuitenkin vain hyvin pieni osa vesistön orgaanisesta materiaalista on elävää ainesta (Wetzel 1983).

Orgaanisen aineksen osuus Mätäjoen kiintoaineesta oli viikottaisissa näytteissä keskimäärin 25 %. Määrä vaihteli 14-37 prosentin välillä melko satunnaisesti. Selvää korrelaatiota esimerkiksi virtaaman tai kiintoaineen määrän suhteen ei pystytty havaitsemaan. Orgaanisen aineksen osuus oli pienin loppukesällä 7.8 ja 28.8.1995 otetuissa näytteissä. Orgaanisen aineen suhteellinen osuus oli suurimmillaan 8.1.1996. Kesällä orgaanisen aineksen hajotus ja ravinteiden uudelleen sitoutuminen on tehokasta. Talvella veden lämmön laskiessa hajotustoiminta hidastuu (Wetzel 1983) ja tämä voi olla syynä talven hiukan keskimääräistä

korkeampiin orgaanisen aineksen prosenttiosuuksiin.

6.3 Liennut aines

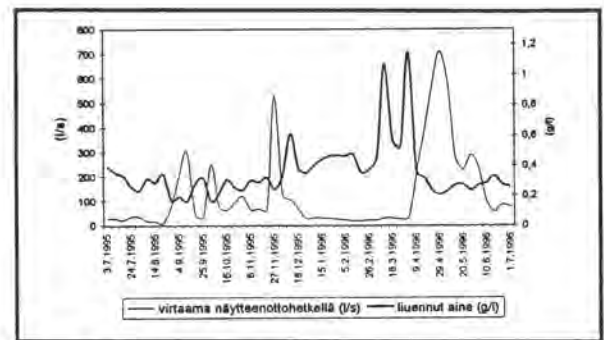
Puroveden lienneiden aineiden määrään vaikuttavat: 1) valuma-alueen hydrografinen luonne, 2) pinnanmuodot, 3) kallioperän rakenne ja kivilajikoostumus, 4) maaperän maalajisuhteet ja 5) hienon lajitteen määrä moreenissa. Lisäksi antropogeeninen toiminta, kuten maanviljely ja karjanhoito, ojitus, teiden suolaus ja jätevedet lisäävät paikoin huomattavasti lienneiden aineiden määrää purovesissä (Lahermo et al. 1996). Mätäjoen veden lienneiden aineiden määrään vaikuttaa etenkin antropogeeninen kuormitus ja saven suuri suhteellinen osuus valuma-alueen pinta-alasta. Suomen rannikoiden litorina-savikot sisältävät runsaasti eri alkuaineita, jotka huuhtoutuvat purovesiin (Lahermo et al. 1995, Mansikkaniemi 1982).

Lienneiden aineiden pitoisuus purovedessä vaihtelee selvästi vuoden aikana ja eri vuosien välillä. Suurimmillaan pitoisuudet ovat juuri ennen lumen sulamista keväällä (Lepistö & Seuna 1990). Kevättulva laimentaa pitoisuutta huomattavasti. Kesällä kasvillisuus hyödyntää suuren osan vedessä olevista liukoista ravinteista. Lienneiden aineiden pitoisuus kesällä ja syksyllä vaihtelee sateisuuden ja siitä seuraavien virtaaman vaihtelujen mukaan (Lahermo et al. 1996).

6.3.1 Pitoisuuksien vaihtelu Mätäjoen pääuomassa eri vuodenaikoina

Lienneiden aineiden pitoisuus Mätäjoessa on huomattavan korkea. Viikottaisten näytteiden lienneiden aineiden pitoisuus vaihteli 0,161 - 1,148 g/l välillä ja vuotuiseksi keskiarvoksi saatiin 0,355 g/l (kuva 29). Kesällä ja syksyllä lienneiden aineiden pitoisuus pysyi melko tasaisena (0,161-0,395 g/l). Lienneiden aineiden pitoisuus Mätäjoessa korreloi odotusten mukaisesti negatiivisesti veden virtaaman kanssa. Virtaaman ollessa suuri, on lienneiden aineiden pitoisuus pieni. Virtaaman pienentyessä lienneiden aineiden pitoisuus taas yleensä lähtee nou-

suun. Viikottaisten näytteiden minimi 0,161 g/l havaittiin 11.9.1995. Tuolloin 9.9-10.9.1996 satoi yhteensä 18,8 mm. Kaikista vuoden aikana otetuista näytteistä pienin lienneiden aineiden pitoisuus oli 30.8.1995 klo 11 aamulla otetussa näytteessä (0,072 g/l). Edellisenä yönä satoi 30,8 mm (katso luku 6.6.1). Joulukuussa 11.12.1995 otetun näytteen lienneiden aineiden pitoisuus oli korkea, 0,610 g/l. Edellisenä päivänä oli satanut 3,5 mm räntää ja lämpötila pyöri lähellä nollaa. On luultavaa, että teiden liukkaudenestoon käytettyä natriumkloridia (suolaa) pääsi tuolloin hulevesien mukana puroon.



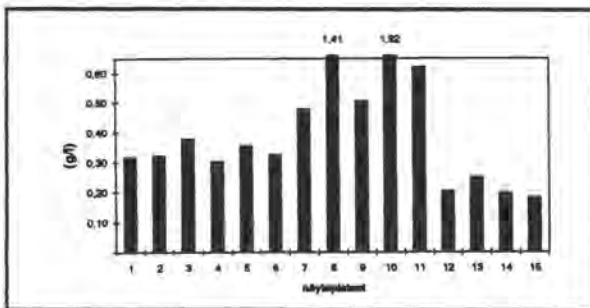
Kuva 29. Lienneiden aineiden pitoisuus Mätäjoessa tutkimusvuonna (näytepiste 1).

Lienneiden aineiden pitoisuus Mätäjoessa pysyi korkealla tasolla koko talven ajan. Talven vaihtuessa keväksi 11.3.1996 ja 1.4.1996 otetuissa näytteissä lienneiden aineiden pitoisuus oli poikkeuksellisen korkea, yli 1 g/l. Mätäjoen virtaama oli tuolloin vielä pieni ennen varsinaista kevättulvaa. Ensimmäiset sulamisvedet kuljettivat teiltä ja pientareilta mukanaan puroon tiesuolaa ja muita epäpuhtauksia (ks. luku 9). Viikottaisen näytteenoton ulkopuolella mitattiin yli 1,3 g/l lienneiden aineiden pitoisuus 27.3. ja 2.4.1996 otetuista näytteistä. Lienneiden aineiden pitoisuus laski kevättulvan edistyessä, mutta pysyi koko tulvajakson vuoden alhaisinta tasoa korkeampana. Syynä tähän on kevättulvaveden kuljettama suuri määrä liukoista ravinteita. Lienneiden aineiden pitoisuus pysyi huhtikuussa alimmillaankin yli 0,20 g/l.

Lienneiden aineiden pitoisuuden vuosittaiset kes-

kiarvot Lammin Löyttynojassa ja Koiransuolenojassa tehdyissä seurannoissa vaihtelivat välillä 0,065-0,166 g/l (Tikkanen et al. 1985). Unanjanjoella liuenneen aineen vuoden keskiarvoksi on mitattu 0,159 g/l (Peltonen 1996). Edelliset arvot ovat selvästi Mätäjoen keskimääräistä pitoisuutta (0,355 g/l) alhaisempia. Helsingin Mellunkylänpurossa vuonna 1995-96 liuenneen aineen pitoisuuden keskiarvo oli 0,402 g/l (Ketola 1996) ja Vantaan Rekolanojassa 0,175 g/l (Hilkku 1997). Kaupunkialueiden purojen liuenneiden aineiden pitoisuudet ovat tämän perusteella huomattavasti korkeampia kuin pelto- tai metsävaltaisten valuma-alueiden. Vain Helsingin Mellunkylänpuurosta mitattu liuenneiden aineiden pitoisuus vastaa Mätäjoesta havaittua tasoa. Mätäjoen ja Mellunkylänpuuron valuma-alueiden liuenneen aineen pitoisuutta lisää litorinasavista vapautuvat suolat.

6.3.2 Liuenneen aineen pitoisuus eri näytepisteissä



Kuva 30. Tutkimusjakson keskimääräiset liuenneen aineen pitoisuudet eri näytepisteissä.

Liuenneiden aineiden pitoisuus Mätäjoen pääuomassa oli alhaisin puron latvoilla ja nousi tasaisesti lähestyttäessä merta. Tämä kertoo kuormituksen tulevan pitkälti sivuojista pääuomaan. Vantaalla (näytepisteet 14, 15) vuoden keskimääräinen pitoisuus jäi alle 0,2 g:n/l (kuva 30). Hiukan keskimääräistä suurempi (ka yli 0,5 g/l) liuenneen aineen pitoisuus havaittiin Konalanojassa (9) ja Malminkartanonojassa (11). Suurimmat pitoisuudet löytyvät Ruosilantienojasta (10) ja Reimarlanojasta (8). Ruosilantienojan veden laatu poikkeaa huomattavasti normaalista useimmilla eri indikaattoreilla mitattuna. Huomattava liuenneiden

aineiden keskipitoisuus (1,92 g/l) johtuu Ruosilantienojan veden sisältämästä suuresta määrästä erilaisia alkuaineita (katso luku 9). Tämä on seurausta ainakin osin ojan veden alhaisesta pH:sta. Reimarlanojan huomattava liuenneen aineen arvo (ka 1,41 g/l) johtuu läheisestä päästölähteestä. Suuri osa näytteenottokohdan vedestä oli talvella öljyistä likavettä. Kyseinen päästölähde vaikutti veden laatuun myös muina vuodenaikoina, koska ojan luonnollinen virtaama pysyi alhaisena.

6.4 Hetkelliset vaihtelut kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksissa

Hetkelliset tulvaepisodit pienillä valuma-alueilla saavat aikaan suuria vaihteluja veden kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksissa. Esimerkiksi kesän ukkossateet tai kevättulva saavat pienen valuma-alueen virtaaman nopean nousun ja samalla kiintoaineen pitoisuus purovedessä nousee (Vehviläinen 1981; Tikkanen 1990; Ketola 1996). Tanskassa kaupunkialueilla tehdyn tutkimuksen mukaan 66 % kiintoainekulkeumasta tapahtuu 50 ensimmäisen prosentin aikana tulvan kokonaisvirtaamasta (Johansen 1985). Kaupunkialueilla pitoisuuksien vaihtelut voivat olla poikkeuksellisen suuria. Helsingin Mellunkylänpuurosta on mitattu kiintoainepitoisuuden yli satakertainen vaihtelu 12 tunnin aikana (Ketola 1996). Sadevesiviemäröinti pienentää viivettä sadeveden kulkeutumisessa purouomaan ja voimistaa hetkellistä ylivirtaamaa. Voimakas virtaama lisää eroosiota ja puroveden kiintoainepitoisuutta (Hall 1984).

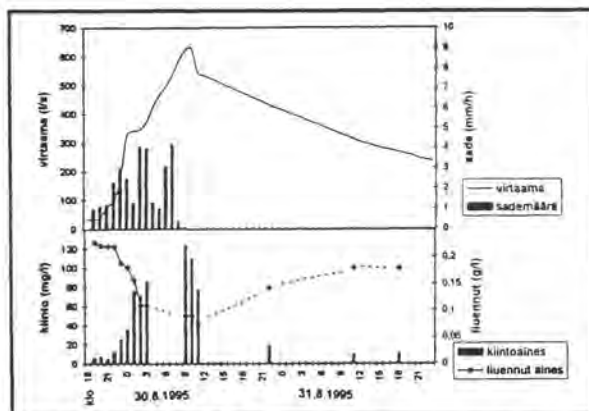
6.4.1 Kesän ja syksyn sateet

Tutkimusvuoden 1995 kesä oli poikkeuksellisen vähäsateinen, eikä ukkossateita Mätäjoen valuma-alueella saatu. Vasta elokuun lopulla kuivuus loppui ja ensimmäiset voimakkaamat sateet lisäsivät virtaamaa ja kiintoaineen kuljetusta Mätäjoessa.

Loppukesän yönä 29.-30.8.1995 satoi Pitäjänmäelle sijoitetun piirtävän sademittarin mukaan 30,6 mm. Mätäjoen virtaama sateen alkessa klo 19 oli 34 l/s, kiintoaineen pitoisuus

6,3 mg/l ja liuenneen aineen pitoisuus 0,226 g/l (kuva 31). Virtaama lähti selvään nousuun kello 21 ja nousi aina seuraavan päivän aamuun kello kymmeneen saakka (maksimi 630 l/s). Sade oli voimakkainta (yli 4 mm/h) yöllä kello 2-3 ja aamulla klo 7. Kiintoaineen pitoisuus nousi tasaisesti virtaaman kasvaessa, suurin pitoisuus 123,7 mg/l mitattiin klo 9 otetussa näytteessä. Yöllä näytteiden otossa oli viiden tunnin tauko.

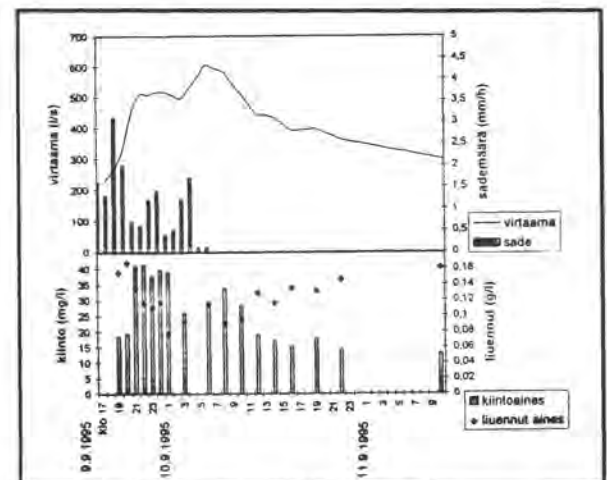
Kiintoaineen pitoisuus laski nopeasti sateen loputtua takaisin lähelle sadetta edeltänyttä tasoa, vaikka virtaama Mätäjoessa pysyi edelleen korkeana. Liuenneen aineen pitoisuus lähti yöllä virtaaman kasvaessa nopeaan laskuun kello 23. Seuraavana aamuna kello 11 liuenneen aineen pitoisuus oli alimmillaan (0,072 g/l). Tuolloin pitoisuus oli enää kolmasosa ennen sadetta vallinneesta tasosta. Tämän jälkeen liuenneiden aineiden pitoisuus alkoi kohota ja oli 31.8.95 klo 18 noussut arvoon 0,178 g/l.



Kuva 31. 29.8.-30.8.1995 sateen (30,6 mm) vaikutus Mätäjoen virtaamaan, kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuteen.

Yöllä 9.9-11.9.1995 Mätäjoen valuma-alueella satoi 15,9 mm (kuva 32). Virtaama purossa oli jo sateen alussa melko korkea, yli 200 l/s. Sade oli voimakkaimmillaan 3,1 mm tunnissa klo 19. Virtaama Mätäjoessa nousi nopeasti 500 litraan sekunnissa. Samalla kiintoainepitoisuus purovedessä kasvoi 18,5 mg:sta /l 41,3 mg:aan/l. Kiintoaineen pitoisuuden maksimi saavutettiin ennen virtaaman

maksimia, kuten aiemmissa tutkimuksissa on havaittu (mm. Tikkanen et al. 1985, Tikkanen 1990). Sateen heikentyessä voimakas tulva-piikki jäi saavuttamatta ja kiintoainepitoisuus pysyi pitkään melko tasaisena. Virtaaman toinen huippu 605 l/s ajoittui kello kuuteen aamulla sateen uudelleen voimistuttua. Tuolloin kiintoainepitoisuus oli kuitenkin edellistä maksimia pienempi, 29,3 mg/l. Tämän jälkeen kiintoainepitoisuus purossa alkoi laskea tasaisesti virtaaman pienentyessä. Liuenneen aineen pitoisuus alkoi laskea virtaaman kasvaessa illalla 9.9.1995. Pienimmät liuenneen aineen pitoisuudet havaittiin virtaaman ollessa suurimmillaan. Sateen loputtua liuenneen aineen pitoisuus kääntyi loivaan, tasaiseen nousuun.



Kuva 32. 9.9-10.9.1995 sateen (15,8 mm) vaikutus Mätäjoen virtaamaan, kiinto- ja liuenneen aineen pitoisuuteen.

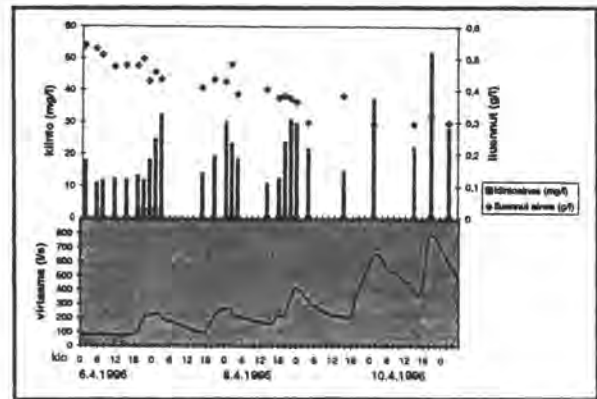
Hetkelliset virtaaman vaihtelut Mätäjoessa ja sen aiheuttamat muutokset kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksissa purovedessä osoittautuivat odotettua vähäisemmiksi. Osaltaan tähän vaikutti poikkeuksellinen vuosi. Kesällä tai syksyllä ei saatu intensiteetiltään voimakkaita ukkossateita, talvi oli kylmä ja vähäsateinen ja kevättulva virtaamaltaan oletettua pienempi. Kiintoaineen pitoisuus nousi maksimiinsa yleensä ennen virtaaman huippua, kuten muissakin tutkimuksissa on havaittu. Liuenneen aineen pitoisuus taas laski selvästi virtaaman kasvaessa ja jäi yleensä tulva-episodin jälkeen pidemmäksi aikaa sitä edeltä-

neen tason alapuolelle. Viive (lag-time) voimakkaamman sateen intensiteetin ja virtaamahuipun välillä oli noin kaksi-kolme tuntia.

6.4.2 Kevättulva

Kevään 1996 tulva Mätäjoella alkoi 6.4., jolloin virtaama nousi vuorokauden aikana 76 l:sta/s 230 l:aan/s varsin nopeasti. Lämpötilan vaihtelut yön ja päivän välillä olivat kevättulvan alkuvaiheessa suuria. Taivas pysyi pilvetömänä ja iltapäivisin aurinko pääsi lämmittämään ilman usein yli +10 °C:een. Öisin ulosteily oli voimakasta ja lämpötila laski selvästi pakkasen puolelle. Ensimmäiset sulamisvedet toivat uomaan runsaasti ainesta katualueilta (kuva 36). Kuvassa 33 on esitetty 5.4.-11.4.1996 välisen ajan virtaaman sekä kiinto- ja liuenneen aineen pitoisuuksien vaihtelu Mätäjoessa. Virtaama saavutti tuona ajanjaksona maksiminsa kaksi-neljä tuntia päivän lämpömaksimin jälkeen lumen sulamisen syklin mukaan. Kiintoainepitoisuus vedessä vaihteli virtaaman mukaan. Kiintoainepitoisuuden maksimi saavutettiin yleensä hiukan ennen vuorokautista virtaaman maksimia. Aamupäivän virtaamaminimin aikana kiintoaineen pitoisuus oli matala ja nousi uudelleen illalla lumen sulavesien nostaessa virtaamaa. Samantapaisen vuorokautisen vaihtelun kiintoainepitoisuuksissa ovat havainneet myös mm. Westerström (1986); Tikkanen (1990) ja Gretener (1994). Kiintoainepitoisuus oli kuvassa 35 esitettynä ajanjaksona pienimmillään 8.4.1996 aamulla kello 8 (10,8 mg/l) ja suurimmillaan 10.4.1996 kello 16 (52 mg/l). 9. ja 10. päivän välisenä yönä pakkasta oli vain -1,5 °C, jonka seurauksena virtaaman maksimi saavutettiin aiempaa aikaisemmin eli kello 16. Edellisenä päivänä virtaama oli ollut maksimissaan vasta kello 20. Liuenneen aineen pitoisuus laski koko kevättulvan tarkastelujakson ajan. Kun illalla 5.4.1996 otetussa näytteessä liuenneen aineen pitoisuus oli 0,54 g/l, oli pitoisuus 10.4.1996 kello 22 enää 0,297 g/l. Liuenneen aineen pitoisuus oli koko kevättulvaa tarkasteltaessa pienimmillään 21.4.1996 kello 16 otetussa näytteessä, jolloin pitoisuus oli 0,197 g/l.

Talvi 1995-96 oli kylmä pakkastalvi ja Mätäjoki jäätynä lähes pohjia myöten (kuva 19). Pääuomaan jääkannen alle jäi vain pieni uoma, jossa vesi pääsi virtaamaan. Kevättulvan alkuaikana kaikki vesi ei mahtunut kulkemaan jääkannen alla ja osa vedestä virtasi jään päällä. Viimeiset jäät lähtivät Mätäjoesta 16.4.1996.



Kuva 33. Kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuden vaihtelu Mätäjoessa kevättulvan alkuvaiheessa 1996.

Veden laadun ero jään alla ja päällä osoittautui pieneksi. Liuenneen aineen pitoisuus oli koko ajan lähes sama jään ylä- ja alapuolisessa vedessä. Kiintoaineen pitoisuuksissa oli pieniä eroja. Aluksi pitoisuus oli hieman suurempi jään alla virranneessa vedessä. Jään päällisen virtaaman osuuden kasvaessa kiintoaineen pitoisuus nousi hetkittäin suuremmaksi jään päällä virranneessa vedessä. Kokonaisuutena erot olivat kuitenkin pieniä.

6.5 Aineskuljetus

Tässä tutkimuksessa esitettävät aineskulkeuma-arvot on laskettu eri näytteenottojaksojen ainesvirtaamien summana. Näin saadaan tarkempi ainesvirtaaman tulos kuin laskemalla suoraan pitoisuuden ja virtaaman keskiarvoista vuotuinen kulkeuma. Lähes kaikki näytteenottojaksot olivat viikon mittaisia (N=51). Havaintokohdan alapuolelle jää noin 8 % Mätäjoen valuma-alueesta. Tämä alue otettiin huomioon kulkeumassa olettaen kyseiseltä osa-alueelta tulevan kulkeuman olevan yhtä suuri kuin koko valuma-alueelta keskimäärin (muuttuja K laskukaavassa). Näytteenottojakson ainesvirtaama laskettiin seuraavan kaavan

mukaisesti:

$$T_{\text{jakso}} =$$

$$D \times 0,0864 \times \frac{MQ_{\text{jakso}}}{A} \times C_i \times K$$

T_{jakso} = näytteenottojakson kulkeuma $\text{kg}/\text{km}^2/\text{jakson pituus}$

D = jakson päivien lukumäärä

MQ_{jakso} = jakson keskivirtaama l/s

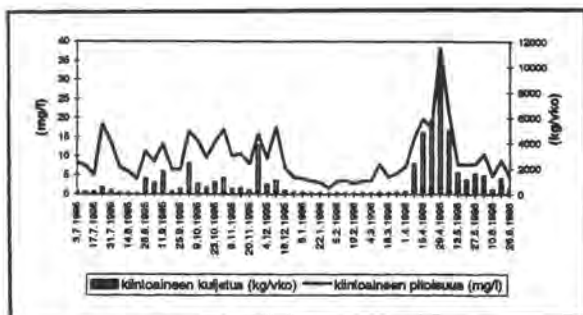
A = valuma-alueen pinta-ala km^2

C_i = aineen pitoisuus vedessä mg/l (näytteenotto sijoittuu jakson keskelle)

$K = 1,087$; havaintokohdan alapuolelle jäävän valuma-alueen osan huomioiminen

Vuotuinen kulkeuma saadaan laskemalla jaksojen kulkeumat (T_{jakso}) vuoden ajalta yhteen. Pohjoismaisen selvityksen mukaan luotettavin ainesvirtaaman arvo saavutetaan keskikokoisissa joissa laskemalla vuotuinen ainesvirtaama eri näytteenottojaksojen ainevirtaamien summana (Ekholm et al. 1995).

6.5.1 Kiintoaine



Kuva 34. Mätäjoen kiintoaineen kuljetus mereen viikottain verrattuna kiintoaineen pitoisuuteen vedessä.

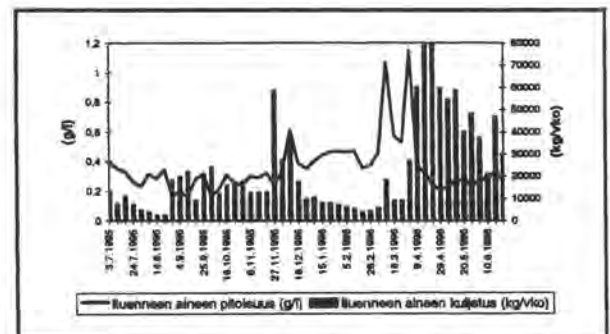
Mätäjoen vuotuinen kiintoainekuljetus osoitautui pieneksi. Mätäjoki kuljetti tämän tutkimuksen perusteella kiintoainesta mereen 62 000 kg ($2,5 \text{ t}/\text{km}^2/\text{a}$). Viikottainen näytteenotto, jonka perusteella kuljetusarvot ovat laskettu, ei riitä kuvaamaan tarkasti tulvajaksojen kulkeumaa. Saatu arvo kuvaa lähinnä kuljetuksen minimimäärää Iso-Huopalahteen. Hilkun (1997) samanaikaisessa tutkimuksessa kiintoainekulkeuma Rekolanojassa oli $6,8 \text{ t}/\text{km}^2/\text{a}$ eli

lähes kolminkertainen Mätäjokeen verrattuna. Kiintoaineen kuljetus keskittyi Mätäjoessa ajallisesti hyvin vahvasti kevääseen (kuva 34). 6.4-9.5.1996 välisenä ajanjaksona tapahtui yli puolet (29 073 kg) vuotuisesta kuljetuksesta. Talvella kuljetus oli hyvin pientä. Kesällä kiintoainekuljetuksen määrä kasvoi aina sateiden jälkeen virtaaman kasvaessa.

Pajala (1989) tutki vuonna 1987 Savijoella peltovaltaisen valuma-alueen kiintoainekuljetusta. Tutkimuksen tuloksena alueen kiintoainekulkeuma oli $41 \text{ t}/\text{km}^2/\text{a}$ eli 16 kertaa Mätäjokea suurempi. Lammilla tehdyssä pienten valuma-alueiden tutkimuksessa kiintoainekulkeuma on vaihdellut välillä 6 - 22 $\text{t}/\text{km}^2/\text{a}$ (Tikkanen et al. 1985). Melasen (1981) mukaan kiintoaineen kulkeuma kaupunkialueilta on 10-100 t/km^2 vuodessa. Mätäjoen vuotuinen kiintoainekuljetus on huomattavasti edellä esitettyjä vertailulukuja pienempi.

6.5.2 Liuennut aines

Mätäjoen liuennun aineen kuljetus keskittyi kevättulvan yhteyteen, mutta ei yhtä selkeästi kuin kiintoaineen kuljetus. Vuotuinen liuennun aineen kuljetus Iso-Huopalahteen oli 1253 tonnia ($51,4 \text{ t}/\text{km}^2/\text{a}$).



Kuva 35. Mätäjoen liuennun aineen kuljetus mereen viikottain verrattuna liuennun aineen pitoisuuteen vedessä.

Liuennun aineen kuljetuksen ja liuennun aineen pitoisuuden vuotuiset maksimit eivät olleet samanaikaisia. Liuennun aineen kuljetuksen huippu saavutettiin huhtikuun alussa, kun vastaavasti liuennun aineen pitoisuus vedessä oli suurimmillaan maaliskuun loppupuolella (kuva 35). Tämä johtuu siitä, että liuennun

aineen pitoisuus korreloi negatiivisesti virtaaman kanssa, kun taas kuljetuksen ja virtaaman korrelaatio on positiivinen. Liuenneen aineen kuljetus oli pienin loppukesällä, jolloin kasvit olivat sitoneet itseensä suuren osan liukoisista ravinteista (ks. Lahermo et al. 1996). Pienimmillään liuenneiden aineiden kuljetus oli 21.8-28.8.1995 välisenä viikkona (343 kg). Marras-joulukuun vaihteen tulvapiikki nosti selvästi liuenneiden aineiden kuljetusmäärää Mätäjoessa. Tuolloin kasvillisuus ei enää pystynyt sitomaan ravinteita yhtä tehokkaasti kuin kesällä ja lisäksi pääkaupunkiseudulla oli tuolloin jouduttu aloittamaan katualueiden suolaaminen liukkauden estämiseksi. Kyseisen viikon aikana liuenneita aineita Mätäjoesta Iso-Huopalahteen kulkeutui 8 316 kg. Syksyllä liuenneiden aineiden kuljetus oli moninkertainen kesään verrattuna. Mätäjoen kuljettama liuenneiden aineiden määrä talvella oli suurempi kuin kesällä, vaikka virtaama talvella oli koko ajan alhainen. Talvella Mätäjoen purovesi sisälsi suuria pitoisuuksia liuenneita aineita (mm. tiesuolaa ja ammoniumtyyppiä). Suuri osa purovedestä on talvella pohjavettä. Pohjavesi sisältää pintavesiä enemmän liuenneita aineita (Lepistö & Seuna 1990). Tämä saattaa osaltaan vaikuttaa talven korkeisiin liuennan aineen pitoisuuksiin Mätäjoessa.

Taulukko 5. Etelä-Suomen pienten valuma-alueiden kokonaiskulkeumia ($t/km^2/a$) verrattuna alueiden peltoalaan.

Valuma-alue	pinta-ala (km^2)	peltoala (%)	kokonaiskulkeuma ($t/km^2/a$)
Koiransuolenoja ¹	6,75	23	40-82
Kotkoja ²	4,24	53,8	220
Kurinkrotti ²	1,69	51,2	242
Kuikkajanoja ²	2,48	67,9	75
Löyttynoja ¹	8,02	12	38-57
Mätäjoki	24,4	13,6	53,9
Pajaoja ²	2,58	65,8	96
Rekolanoja ³	37,8	9	38
Suolanoja ²	3,21	32,2	96
Unajanjoki ⁴	8,02	21,8	99,3
Vainiojoja ³	4,18	63,2	365

1) Tikkanen et al. 1985 2) Mansikkaniemi 1982 3) Hilkku 1997 4) Peltonen 1996

Mätäjoen liuenneiden aineiden kulkeuma ($51,4 t/km^2/a$) on melko suuri verrattuna muihin pieniin valuma-alueisiin. Rekolanojan kulkeuma samana tutkimusjaksona 1995-96 oli $31 t/km^2/a$ (Hilkku 1997) ja Mellunkylänpuron $53,3 t/km^2/a$ (Ketola 1996). Mansikkaniemen (1982) pienten peltovaltaisten valuma-alueiden tutkimuksissa liuenneen aineen kulkeuma vaihteli välillä $23-230 t/km^2/a$. Au-rajoella liuenneen aineen kulkeumaksi on saatu $24 t/km^2/a$ (Lunden 1974).

6.5.3 Kokonaiskuljetus

Mätäjoen vuotuinen kokonaiskuljetus (kiintoaine ja liuennut aine) oli 1 315 tonnia ($53,9 t/km^2/a$). Havaittua kokonaiskulkeumaa voidaan pitää tavanomaisena, kun kyseessä on vähän peltoa sisältävä pieni valuma-alue. Taulukossa 5 on vertailtu tutkimuksissa eri valuma-alueilta havaittuja kokonaiskulkeuman määriä. Mätäjoen poikkeuksellisen suuri liuenneiden aineiden määrä nostaa myös kokonaiskulkeuman määrää. Vuoden aikana Mätäjoessa vain 4,7 % kuljetuksesta tapahtui kiintoainesmuodossa ja 95,3 % liuenneena. Talvella kiintoainesta oli ajoittain alle 0,5 % kokonaiskuljetuksesta. Mansikkaniemen (1982) tutkimuksessa peltovaltaisilla valuma-alueilla kiintoaineen osuus kokonaiskuljetuksesta oli 37-77 %. Koiransuolenojan ja Löyttynojan (Tikkanen et al. 1985) seurannassa osuus vaihteli 17,2-26,5 % välillä. Rekolanojassa kiintoaineen osuus kokonaiskuljetuksesta oli 18 % (Hilkku 1997).

7 Typpi ja fosfori Mätäjoessa

Vesistöistä mitattavat typen ja fosforin eri muotojen pitoisuudet kuuluvat tärkeimpiin ravinnekormituksen ja vesistön yleisen tilan indikaattoreihin. Typpi ja fosfori yhdessä hiilen kanssa ovat tärkeimmät vesiekosysteemin ravinteet. Erilaiset vesien- ja maankäyttömuodot, kuten asutus, maa- ja metsätalous, teollisuuslaitokset ja kalankasvatus, aiheuttavat vesistöihin ravinnekormitusta. Kaupunkialueilla mm. liikenteen aiheuttama ilmaperäinen las-

keuma lisää kuormitusta. Vesiekosysteemeissä tapahtuvien melko monimutkaisten typen ja fosforin kiertokulkujen ymmärtäminen on edellytys vesistöjen ravinnekuormituksen tarkastelulle.

Helsingin kaupungin alueella virtaavista puroista ei ole selvitetty ravinnepitoisuuksia ennen tätä ja samanaikaista Mellunkylän puron tutkimusta, muutoin kuin yksittäisillä näytteenotoilla suurimmista puroista. Vuositaisen ravinnekuormituksen vaihtelun ja kokonaiskulkeuman arvioiminen on tästä syystä ollut vaikeaa. Tässä tutkimuksessa selvitettiin Mätäjoen ravinnekulkeumaa yhden vuoden ajalta. Tulosten perusteella voidaan myös tarkastella aiempien kulkeuma-arvioiden luotettavuutta.

7.1 Typpi- ja fosforianalyyseissä käytetyt menetelmät ja näytteenotto

Tutkimusjakson kuluessa otettiin kerran viikossa vesinäyte näytteenottokohdasta 1 (Talin kartano) ja se toimitettiin kylmälaukussa säilyttäen välittömästi Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioon analysoitavaksi. Näytteet tutkittiin seuraavien standardien ja menetelmien mukaisesti: kokonaistyyppi (N_{tot}) hapetus kaliumperoksidisulfaattilla, määrittäminen

automaattisella analyysilaitteella pelkistettynä nitriitiksi, nitraattityppi (NO_3^-) SFS 3030 (1990), nitriittityppi (NO_2^-) SFS 3029 (1976) ja ammoniumtyppi (NH_4^+) SFS 3032 (1976) sekä kokonaisfosfori (P_{tot}) SFS 3026 (1986) ja ortofosfaattifosfori (PO_4^{3-}) SFS 3025 (1986). Ajanjaksolla 22.4.1996-20.5.1996, jolloin Helsingin kaupungin laboratoriot olivat muuttamassa, kyseiset analyysit tehtiin Vantaan kaupungin elintarvikelaboratoriossa. Vantaalla käytettiin näytteiden analysoinnissa samoja standardimenetelmiä, poikkeuksina N_{tot} SFS 5505 (1988) ja NO_3^- SFS 5752 (1993). Kaikki käytetyt analyysimenetelmät ovat keskenään vertailukelpoisia.

Viikottaisen näytteenoton lisäksi otettiin neljä kertaa vuodessa Mätäjoen valuma-alueen eri osista, yhteensä 15 eri kohdasta, vesinäytteitä alueellisen kuormituksen selvittämiseksi.

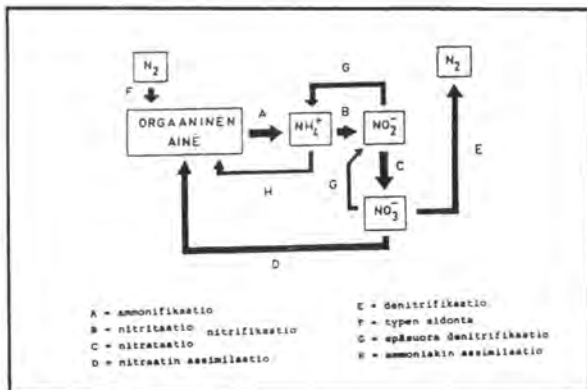
Tässä kappaleessa esitetyt ravinnekulkeuma-arvot on laskettu näytteenottojaksojen ainesvirtaamien summaksi. Näin saadaan tarkempi tulos kuin laskemalla suoraan kuu-kausittainen tai vuotuinen kulkeuma. Lähes kaikki näytteenottojaksot olivat viikon mittaisia ($N=51$). Ainesvirtaaman laskukaava on esitetty luvussa 6.4.



Kuva 36. Ensimmäisten lumen sulamisvesien lassilanojasta pääuoman jälle kuljettamaa likaa.

7.2 Typpi vesiekosysteemissä

Typpi esiintyy vesistöissä useissa orgaanisissa ja epäorgaanisissa muodoissa: liuenneena molekylaarisena typpinä (N_2), biomassaan tai detritukseen ainekseen sitoutuneena hiukkasmaisena orgaanisena typpinä, liuenneena orgaanisena typpinä (aminohapot, urea, humusaineet) sekä epäorgaanisessa muodossa ammoniumina (NH_4^+), nitriittinä (NO_2^-) ja nitraatina (NO_3^-) (Visuri & Heikkinen 1990). Vain pieni osa typestä on perustuotannolle heti käyttökelpoista. Suurin osa typestä on sitoutunut hitaasti hajoaviin humusyhdisteisiin (Salonen et al. 1992).



Kuva 37. Typpen kierto vesiekosysteemissä (Seppänen 1984).

Typpen kierto vedessä on lähes yksinomaan mikrobien toiminnan seurausta. Mikrobien ja niiden ympäristön vuorovaikutuksella on merkittävä osuus typpen kierron nopeuteen ja suuntaan. Typpen kierto luonnossa on jatkuvaa. Typpi on biologisesti aktiivinen aine, eikä veteen normaalioloissa pääse kertymään huomattavan suuria määriä typpen yksittäisiä muotoja. Jos olosuhteet muuttuvat vedessä jollekin typpen kiertoon osallistuvalla mikrobilla epäedulliseksi, on seurauksena pitoisuuden kasvu typpen jossain toisessa muodossa (Seppänen 1984).

Vesiekosysteemiin typpiä tulee sateen kautta, valumavesien ja pohjaveden mukana tai pohjasedimentistä sisäisenä kuormituksena. Jotkut vedessä elävät bakteerit kuten *Azotobacter* ja tietyt sinilevät pystyvät sitomaan typpiä suoraan ilmasta (kuva 37).

Ilmakehän tai vedessä liuenneena olevan typpen (N_2) sidonta orgaaniseksi tyypeksi lisää vesiekosysteemin käytettävissä olevaa typpimäärää. Ilmakehän molekylaarinen typpi (N_2) on useimmille eliöille käyttökeltottomassa muodossa. Vapaata typpiä sitomaan kykenevät organismit muuttavat sen osaksi valkuaisaineita. Sinilevät (*Anabaena*) pystyvät sitomaan itseensä typpiä. Samoin vapaasti vedessä elävät *Azotobacter* ja *Clostridium* (Seppänen 1984).

Typpiä poistuu vesistöissä aktiivisesta kierrosta vapautumalla takaisin ilmakehään molekylaariseksi tyypeksi (N_2), orgaanisen aineksen kulkeutuessa vesistön pohjalle ja mineralisoidessa sedimentiksi (Heathwaite 1993). Lisäksi typpiä poistuu valuma-alueelta poisvirtaavien vesien mukana alempiin vesistöihin.

7.3 Fosfori vesiekosysteemissä

Fosforin määrä vesiekosysteemissä on melko vähäinen (noin 1:10) typpen määrään nähden. Silti se on tärkein vesien rehevöitymistä säätelevä minimitekijä. Fosforin tehtävänä ekosysteemissä on solujen aineenvaihdunnan energiansiirto.

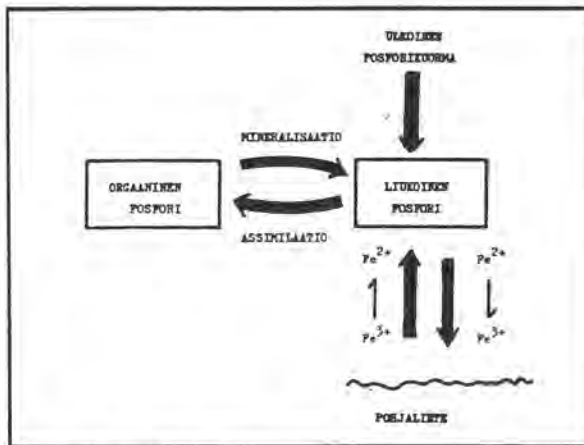
Fosfori esiintyy vesissä liukoisina epäorgaanisina fosfaatteina (ortofosfaattifosfori PO_4^{3-}), liuenneina tai kolloidisina orgaanisina fosforiyhdisteinä sekä kiintoaineessa orgaanisina ja epäorgaanisina yhdisteinä. Merkittävä osa (yli 90%) makeiden vesien kokonaisfosforista on sitoutuneena erilaiseen kiintoainekseen, suuri osa leviin. Ortofosfaatti on ainoa suoraan perustuotannolle käyttökelpoinen fosforin muoto vesistöissä (Wetzel 1983).

Fosforia tulee vesiekosysteemiin laskeuman kautta suoraan ilmasta tai sateena, valuma-alueelta pistekuormituksen mukana tai sedimentistä vapautumalla sisäisenä kuormituksena. Fosforia poistuu ulosvirtaaman mukana tai sedimentoitumalla (Salonen et al. 1992). Fosforimäärä vesiekosysteemissä vaihtelee suuresti riippuen mm. maankäytöstä, valuma-alueen geologiasta ja morfologiasta, maan tuottavuudesta, ihmisen toiminnasta ja ilman-

saasteista (Wetzel 1983).

Vedessä oleva fosfaatti-ioni (PO_4^{3-}) assimiloi-
tuu valaistussa vesikerroksessa yleensä no-
peasti kasviplanktoniin (kuva 38). Sen sijaan
mineralisaation yhteydessä vapautunut liuko-
nen fosfori jää pimeässä vesikerroksessa vesi-
massaan (Seppänen 1984).

Fosfaattifosfori (PO_4^{3-}) ja rauta muodostavat
hapellisissa olosuhteissa veteen hyvin niukka-
liukoista ferrifosfaattia. Ferrifosfaatti sedimen-
toituu vesistöjen pohjalle ja näin poistuu fosfo-
ria aktiivisesta kierrosta.



Kuva 38. Fosforin kierto vesiekosysteemeissä (Seppänen 1984).

Sedimentoituminen jatkuu niin pitkään kuin
systeemi pysyy aerobisena. Hapettomissa olo-
suhteissa ferri-rauta (Fe^{3+}) pelkistyy takaisin
ferro-raudaksi (Fe^{2+}) ja samalla fosfori vapau-
tuu liukoisena fosfaattina uudelleen kiertoon
(Seppänen 1984).

Fosforin sedimentaatio virtaavissa vesissä on
heikkoa. Saman suuruinen fosforikuorma ha-
vaitaan suurempana pitoisuutena joen vedessä
kuin järven. Etenkin pH:n ollessa alhainen,
lähes kaikki valuma-alueelta tuleva fosfori jää
joen veteen (Stolberg et al. 1992).

7.4 Typpi ja fosfori Suomen joissa

Suomen suurista ja keskisuurista joista on tut-
kittu kattavasti typen ja fosforin määriä. Pien-

ten valuma-alueiden tutkimuksella on pyritty
selvittämään etenkin maanviljelyksen ja met-
sätalouden aiheuttamia typpi- ja fosforikul-
keuman määrän muutoksia. Kaupunkialueiden
pieniä valuma-alueita on tutkittu vähän.

Joet kuljettavat Suomen rannikkovesiin vuo-
dessa 4 400 kiloa fosforia ja noin 70 000 kiloa
typpeä (Pitkänen 1987). Kuormitus näkyy
paitsi jokien, myös merenlahtien ja koko Suo-
men rannikkoalueen rehevöitymisinä. Fosfo-
rin ja etenkin typen määrä vaikuttavat myös
sinileväkukintojen voimakkuuteen kesäisin.

7.5 Typpi- ja fosforikuormituksen lähteet

Typen ja fosforin kuormitus vesistöihin voi-
daan jakaa kolmeen luokkaan kuormituksen
alkuperän perusteella. Pistekuormituksella tar-
koitetaan paikallista suurta päästölähdettä, kut-
ten teollisuuslaitosta, kalanviljelylaitosta, tur-
kistarhaa tai asutuksen kootusti viemäroityjä
vesiä. Hajakuormitukseen lasketaan maa- ja
metsätalous, turvetuotanto ja haja-asutus. Kol-
mas luokka on luonnonkuormitus, johon kuu-
luu luonnonhuuhtouma ja sateen mukana tule-
va kuormitus.

Hajakuormitus eli lähinnä maanviljelys on
suurin vesistöjen fosforin lähde. Vuonna 1989
hajakuormitus toi Suomen sisä- ja rannikkove-
siin 53 % kaikesta fosforista ja 32 % tyy-
pestä. Luonnonkuorma aiheutti 28 % fosforikuor-
masta ja 52 % typen määrästä. Teollisuuden
pistekuormitus oli 19 % fosforista ja 16 % ty-
pestä (Salonen et al. 1992). Pistekuormituksen
paikallinen vaikutus on silti usein merkittävä.
Pistekuormituksesta peräisin olevat ravinteet
ovat hajakuormitukseen verrattuna helpom-
min perustuottajien käytössä.

7.5.1 Luonnonhuuhtouma

Luonnonhuuhtouman määrän tarkka selvittä-
minen on vaikeaa. Kasvillisuus, sekä maa- ja
kallioperän laatu, vaikuttavat huuhtouman
määrään. Savikkoalueilta huuhtoutuu ravinteita
keskimääräistä enemmän. Luonnontilaisen-
kin alueen huuhtouma vaihtelee mm. kasvilli-

suuden suksession mukaan. Luonnonhuuhtoumasta tuleva kuormitus ja toisaalta peltoviljely ovat kaksi suurinta vesien typpi- ja fosforikuormittajia (Salonen et al. 1992).

Itä-Suomen luonnontilaisten purovesien ravinnepitoisuuksien on todettu vaihtelevan välillä 12 - 32 $\mu\text{g/l}$ ja typpipitoisuuden välillä 312 - 502 $\mu\text{g/l}$ (Ahtiainen 1991). Kyseisiä arvoja voidaan pitää keskimääräisenä luonnonhuuhtoman arvoina myös Mätäjoen alueella.

7.5.2 Laskeuma sadeveden mukana

Sateen mukana maahan laskeutuvan typen alkuperä voi olla luonnollinen tai ihmisperäinen kuormitus. Energiantuotanto, liikenne ja teollisuus päästävät ilmakehään suuria määriä typen oksideita. Mätänemisprosessi vapauttaa osaltaan ilmakehään ammoniumtyyppiä.

Fosfori on yleensä peräisin maaperän kivennäispölystä ja kesällä myös kasvillisuudesta. Teollisuus ja liikenne lisäävät jonkin verran kuormitusta (Melanen & Tähtelä 1981).

Typen ja fosforin laskeuma sadeveden mukana vaihtelee suuresti maan eri osissa. Järvisen ja Vännin (1997) mukaan sadeveden vuotuinen typpilaskeuma Suomen länsirannikolla on 1160 mg/m^2 . Alhaisimmat pitoisuudet Suomessa (110 mg/m^2) havaittiin pohjoisimmassa Lapissa. Kokonaisfosforin pitoisuudet vuosilaskeumana vaihtelivat 4-21 mg/m^2 välillä vuonna 1995. Myös fosforin osalta kuormitus oli Lapissa pienin. Sen sijaan koko Etelä- ja Keski-Suomessa oli paikoin suuria pitoisuuksia.

Espoon mittauspisteessä vuonna 1995 sadevedestä mitattiin kokonaistyyppiä vuoden keskiarvona 1150 $\mu\text{g/l}$ ja kokonaisfosforia 29 $\mu\text{g/l}$ (Järvinen & Vänni 1997). Koko maassa sadeveden arvioidaan aiheuttavan 7 % fosforin ja 14 % typen kuormituksesta vesistöihin (Salonen et al. 1992). Ilmaperäinen kuormitus kuuluu suurimpiin Mätäjoen typpi- ja fosforikuormittajiin. Tähän on syynä pääkaupunkiseudun vilkas liikenne ja energiantuotanto.

7.5.3 Teollisuuden ja yhdyskuntien päästöt

Eri teollisuudenaloista selkeästi suurimman määrän sekä tyyppiä että fosforia päästää Suomessa veteen massa- ja paperiteollisuus. Teollisuuden osuus Suomen vesistöjen kokonaiskuormituksesta on noin 10 % fosforin osalta ja 5 % typen osalta (Salonen et al. 1992). Mätäjoen valuma-alueen teollisuus ei laske jätevesiä Mätäjokeen. Kuitenkin pienteollisuus saattaa sadevesiviemäreiden kautta vähäisessä määrin lisätä Mätäjoen typpi- ja fosforikuormitusta.

Koko maan keskiarvona yhdyskuntien jätevedet kuormittavat vesistöjä 5 %:n fosfori- ja 10 %:n typpikuormalla (Salonen et al. 1992). Pistekuormituksen vaikutus vesistöihin on suurempi kuin kvantitatiivisesti mitattu kuormitusmäärä osoittaisi. Teollisuuden ja yhdyskuntien jätevedet kuormittavat vesistöjä tasaisesti ympäri vuoden, myös kesällä kasvukauden aikana. Luonnonhuuhtouma keskittyy sen sijaan kevättulvan yhteyteen, jolloin sen vaikutus ei ole yhtä suuri. Jätevesien ravinteet ovat lisäksi käyttökelpoisemmassa muodossa levien kasvun kannalta kuin hajakuormituksen tai luonnonhuuhtouman ainekset (Pitkänen 1987). Mätäjoen valuma-alueella ei yhdyskuntien jätevesiä lasketa puroon. Sen sijaan sadevesiviemäröinnin hulevedet ja sen mukana kulkeutuvat eläinten jätökset kuormittavat puroa.

7.5.4 Hajakuormitus

Hajakuormituksen lähteitä ovat mm. pellot, eläinsuojat, haja-asutus, turvetuotanto ja metsätalous. Näistä pellot ovat suurin yksittäinen vesistöjen typpi- ja fosforikuormittaja. Vuosittaisesta Suomen vesistöihin kulkeutuvasta tyyppiä 36 % ja fosforista 23 % on peräisin peloilta (Salonen et al. 1992). Maatalouden kokonaisfosforikuormituksesta noin neljännes on suoraan leville käyttökelpoista fosfaattifosforia (Pietiläinen 1992). Maatalouden vedensuojelutoimet, kuten suojavaojuhyökkeet peltojen reunoilla, ovat vesistöjen rehevöitymisen ehkäise-

misen kannalta ensiarvoisen tärkeitä. Mätäjoen pääuoman läheisyydessä Vantaan kaupungin alueella on aktiivisessa viljelyskäytössä olevia peltoja. Puron läheisyydessä on lisäksi sekä Vantaan että Helsingin kaupunkien alueella puutarhapalstoja ja useissa kohdin puistomaisia nurmialueita, joiden lannoitteet voivat kulkeutua puroveteen. Varsinaisen maatalouden aiheuttama hajakuormitus Mätäjokeen on kuitenkin pieni.

Viemäröityjen alueiden ulkopuolelle sijoittuvan haja-asutuksen kuormitus Suomen vesistöihin on kohtuullisen suuri: fosforin osalta 6 % ja typen osalta 3 % kokonaiskuormituksesta. Porvoonjoen kuormitusselvityksen yhteydessä (Lehtonen & Penttilä 1991) yhden asukkaan oletettiin kuormittavan vesistöä haja-asutusalueella 0,2 kilolla fosforia ja yhdellä kilolla typpeä vuodessa. Mätäjoen valuma-alueella jätevesiviemäroinin ulkopuolelle jää vain yksittäisiä käymälöitä. Haja-asutuksen aiheuttama kuormitus on näin ollen hyvin vähäistä.

7.6 Kaupunkivaikutus virtaavien vesien typpi- ja fosforipitoisuuksiin

Mätäjoki sijoittuu tiheästi asutulle kaupunkialueelle (keskimääräinen asukastiheys 2 850 as/km²). Kaupunkialueella sijaitsevan valuma-alueen typen ja fosforin lähteet eroavat suuresti luonnontilaiseen alueeseen verrattuna. Tehokas maankäyttö, ilmansaasteet ja sadeviemärien veden johtaminen puroihin lisäävät kuormituksen määrää.

Melanen (1981) on tutkinut suomalaisten kaupunkien hulevesiä 1970-luvun lopulla. Sulan ajan hulevesissä kokonaistypen pitoisuus vaihteli välillä 1100-2200 µg/l ja kokonaisfosfori 250-430 µg/l. Ero veden laadussa keskusta- ja liikealueilla ja toisaalta esikaupunkialueilla oli selvä. Lumen sulamisvedet heikensivät veden laatua etenkin keskusta-alueilla.

Vertailtaessa Melasen kaupunkialueilta saamia tuloksia Ahtiaisen (1991) Itä-Suomessa mitaamaan luonnonkuormaan, kaupunkivesissä on keskimäärin neljä kertaa enemmän typpeä

ja lähes kaksikymmentä kertaa enemmän fosforia.

Mätäjoen valuma-alueella kaikki sadeviemärien hulevedet lasketaan suoraan puroon. Katujen pöly ja muut epäpuhtaudet, muun muassa eläinten jätökset, kuormittavat Mätäjokea lisäämällä veden typpi- ja fosforipitoisuutta.

Typen tärkeimmät lähteet kaupunkien puro- ja hulevesissä ovat ilmaperäinen laskeuma, koirien ja lintujen jätökset, orgaaninen roska ja jäte sekä nurmialueiden lannoittaminen (Malmqvist 1983). Melanen (1981) on arvioinut ilmaperäisen laskeuman osuudeksi noin 2/3 valumavesien kokonaistypestä Suomen kaupunkialueilla.

Kaupunkialueiden vesiin kerääntyvän fosforin lähteet ovat pitkälti samat kuin typenkin kohdalla. Ilmasta tulevan laskeuman lisäksi orgaanista ainesta olevat roskat, viheralueiden lannoittaminen, eläinten jätökset ja liikenne kuormittavat vesistöjä. Fosforikuormitus on suurin alueilla joilla asuu yli 5000 ihmistä/km² (Malmqvist 1983). Halifaxissa tehdyn tutkimuksen pohjalta 45 % kaupunkialueen valumavesien fosforista on peräisin kasvillisuudesta, 30 % on ilmaperäistä, 20 % eläinten jätöksistä ja 5 % liikenteestä (Waller 1977: lain. Malmqvist 1983). Melanen (1981) tutkimuksissa kaupunkialueella ilmaperäiseksi fosforikuormitukseksi saatiin 25 % kokonaiskuormituksesta. Ilmaperäinen fosforilaskeuma on kaupunkien keskustassa Melanen ja Tähtelän (1981) mukaan 75 % suurempi kuin harvemmin asutuilla lähialueilla. Typen laskeumassa vastaavaa paikallista lisäystä ei havaittu.

Keskikokoisen koiran arvioidaan tuottavan jätöksillään 2 g typpeä ja 0,25 g fosforia päivässä. Göteborgissa tehdyssä tutkimuksessa koirien aiheuttamaksi typpi- ja fosforikuormitukseksi saatiin noin 20 % valumavesien kokonaiskuormituksesta (Malmqvist 1983). Helsingissä arvioidaan pidettävän 35 000 koiraa (Ottavainen 1996, suul.). Edellisen perusteella voidaan karkeasti arvioida koirien aiheuttavan Mätäjoen valuma-alueella 140 kg/km²/a suuruisen typen ja 18 kg/km²/a fosforin kuormi-

tuksen. Myös runsas lintumäärä voi lisätä veden ravinnepitoisuutta. Yhden lokin keskimääräiseksi tuotokseksi on mitattu 1 g typpeä ja 0,07 g fosforia päivässä (Gould & Fletcher 1978: lain. Malmqvist 1983). Paikoin keskusta-alueilla eläinten yhteisvaikutukseksi on saatu yli 50 % typpi- ja fosforikuormituksesta (Malmqvist 1983).

7.7 Typen ja fosforin keskikonsentraatiot ja pitoisuuksien vaihtelu eri vuodenaikoina

7.7.1 Typpi

Tässä tutkimuksessa viikottain otetuissa näytteissä Mätäjoen kokonaistypen (N_{tot}) keskikonsentraatio oli vuoden aikana 1514 μl (taulukko 6). Keskimäärin 50 % kokonaistypestä oli nitraattityppeä (NO_3^-), 22,5 % ammoniumtyppeä (NH_4^+) ja 1,2 % nitriittityppeä (NO_2^-). Epäorgaanisten, leville käyttökelpoisten typen muotojen yhteenlaskettu osuus kokonaistypestä on poikkeuksellisen suuri (74 %). Esimerkiksi Lammin Koiransuolenojan seurannassa vastaavaksi prosenttiosuudeksi saatiin 47 % (Tikkanen 1990). Mätäjoen ammoniumtypen suuri suhteellinen osuus kokonaistypestä on merkillepantavaa. Ammoniumtypen käyttö on leville edullisempaa kuin nitraatin tai nitriitin (Tamminen 1983). Nitriittitypen määrä Mätäjoessa oli käytännössä merkityksettömän pieni (keskimäärin 18 $\mu\text{g/l}$). Nitraattityppeä oli vedessä vuoden tutkimusjaksolla keskimäärin 757 $\mu\text{g/l}$.

Mätäjoen typpipitoisuudet ovat Etelä- ja Keski-Suomen pienten valuma-alueiden keskimääräisiin pitoisuuksiin verrattuna suurempia kuin metsävaltaisilla alueilla, mutta pienempiä

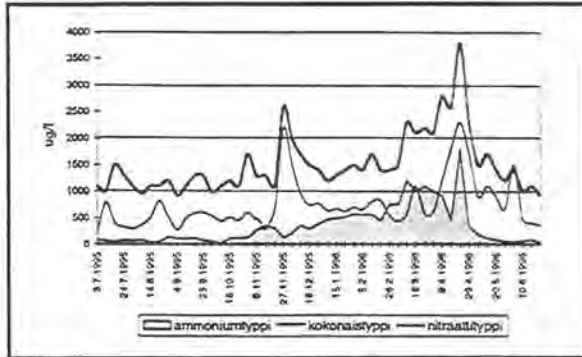
kuin peltovaltaisilla alueilla. Rekolaisen (1989b) 1981-1985 tekemän seurannan mukaan metsävaltaisilla pienillä valuma-alueilla (peltoa alle 8 %) typpeä oli vedessä keskimäärin 840 $\mu\text{g/l}$ ja peltovaltaisilla (yli 35 % peltoa maa-alasta) alueilla 3080 $\mu\text{g/l}$. Luonnontilaisien valuma-alueiden kokonaistyyppipitoisuudeksi on Itä-Suomessa mitattu 312 - 502 $\mu\text{g/l}$ (Ahtiainen 1991), mikä on kolmesta viiteen kertaa Mätäjoen pitoisuuksia vähemmän. Kaupunkien hulevesistä on mitattu 1100-2200 $\mu\text{g/l}$ pitoisuuksia (Melanen 1981), mikä vastaa melko hyvin Mätäjoen arvoja. Helsingissä sijaitsevalla Mellunkylänpurolla kokonaistypen keskikonsentraatio vuosina 1995-96 oli 1660 $\mu\text{g/l}$ (Ketola 1996) ja Vantaan Rekolanojassa 2100 $\mu\text{g/l}$ (Hilkku 1997). Molemmat arvot ovat Mätäjoen vastaavan ajan pitoisuuksia korkeampia. Maankäyttö kaikilla kolmella kaupunkivaluma-alueella on hyvin samantapainen. Mätäjoen typpipitoisuuksia ei voida pitää kaupunkipurolle korkeina.

Vuodenaikaista vaihtelua tarkasteltaessa voidaan huomata kevättulvan ja muiden tulva-piikkien lisäävän huomattavasti kokonaistypen pitoisuutta purovedessä. Kokonaistypen pitoisuus Mätäjoessa alkoi kohota jo maaliskuun puolivälissä ja pitoisuusmaksimi (3800 $\mu\text{g/l}$) ajoittui huhtikuun lopulle juuri ennen virtaaman maksimia (kuva 39). Kevättulvan aikana purot ja joet kuljettavat huomattavan osan koko vuoden typpikuormasta (mm. Kohonen 1982, Mansikkaniemi 1982, Pitkänen 1987). Kokonaistypen pitoisuus Mätäjoessa nousi selvästi keväällä jo ennen kuin virtaama lähti voimakkaaseen nousuun lumen sulaessa. Vastaavan ilmiön on havainnut myös mm. Tikka-

Taulukko 6. Typpi- ja fosforipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) Mätäjoen näytteenotokohdassa 1 (Tali). Havaintojen lukumäärä N=51.

	N_{tot}	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	P_{tot}	PO_4
<i>keskiarvo</i>	1514	757	18	341	58	35
<i>mediaani</i>	1400	615	15	140	55	34
<i>maksimi</i>	3800	2300	41	1800	130	79
<i>minimi</i>	920	220	5	13	17	10

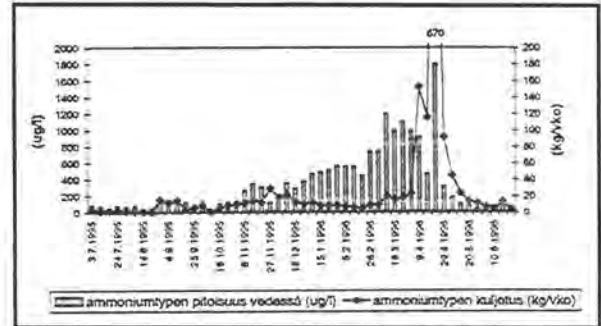
nen (1990). Marraskuun lopun voimakas lumisade ja sen jälkeinen lumensulaminen sai aikaan toisen selkeästi havaittavan piikin kokonaistypen konsentraatioissa Mätäjoessa ($2600 \mu\text{g/l}$).



Kuva 39. Kokonaistypen, ammoniumtypen ja nitraattityypin pitoisuuden vaihtelu Mätäjoessa.

Nitraattityppi käyttäytyi vuoden aikana melko yhdenmukaisesti suhteessa kokonaistyypeen. Myös nitraattityypin pitoisuus kasvoi tulvajaksoina. Pitoisuudessa esiintyi tosin suurempaa satunnaista vaihtelua alivirtaamakaudella kuin kokonaistypen vastaavissa arvoissa. Ammoniumtypen pitoisuus Mätäjoessa oli ennakoitua suurempi (kuva 40). Kesän ja syksyn aktiivisen kasvukauden aikana pitoisuudet pysyivät matalina, mutta Mätäjoen saatua jääkanneen, pitoisuus alkoi talvella tasaisesti kasvaa. Nousua tapahtui aina kevättulvaan saakka. Korkeimmillaan pitoisuus oli $1800 \mu\text{g/l}$, yli kaksikymmenkertainen kesän keskimääräiseen pitoisuuteen nähden. Talven korkeita pitoisuuksia voi osin selittää lähes pohjaan saakka jäätyneen puron pieni perustuotanto ja heikko virtaama. On mahdollista että pieni määrä ammoniumtyyppiä vapautui veteen pohjasedimentistä. Osa ammoniumtyyppiä saattoi kulkeutua puron taloyhtiöiden liukkaudenestoaineina käyttämistä aineista tai jostain pistekuormituslähteestä. Ulosteperäinen saastutus ei selitä ammoniumtypen pitoisuuden kasvua talvella, koska bakteeripitoisuudet Mätäjoessa pysyivät samaan aikaan matalina. Luonnontilaisessa puroissa vastaava ammoniumtypen pitoisuuden nousu talvella ei ole tyypillistä, eikä pitoisuuden nousua havaittu myöskään kaupunkialueella Mellunkylänpurolla vastaavana ajan-

jaksona (vrt. Ketola 1996). Myös ammoniumtypen kuljetuksen määrä oli talvella selvästi kesän alivirtaamakautta korkeampi. Kuljetus oli vuoden aikana suurinta talvella ja kevättulvan aikana.



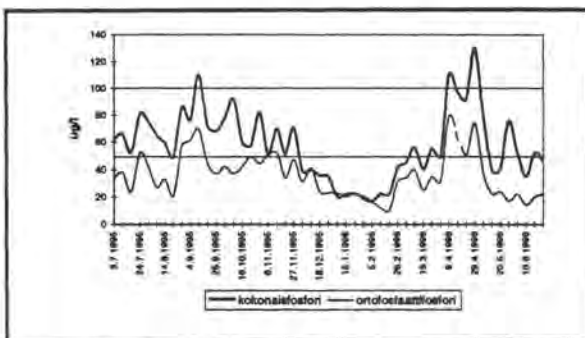
Kuva 40. Ammoniumtypen kuljetus verrattuna ammoniumtypen pitoisuuteen vedessä.

7.7.2 Fosfori

Fosforin keskipitoisuus Mätäjoessa oli tutkimusvuoden aikana $58 \mu\text{g/l}$ ja ortofosfaattifosforin $35 \mu\text{g/l}$ (taulukko 6). Liukoista ortofosfaattia oli keskimäärin 60 % puroveden kokonaisfosforin määrästä. Tämä on huomattavasti enemmän kuin Pietiläisen ja Rekolaisen (1991) tekemässä tutkimuksessa, jossa he saivat vastaavaksi prosentiosuudeksi eri valuma-alueilta keskimäärin 25 %. Kyseisen tutkimuksen perusteella suhteellisesti suurin osuus epäorgaanista fosforia on lannoitettujen metsämaiden valuma-alueiden puroissa. Tikkasen (1990) tutkimuksessa Lammilta epäorgaanisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli Koiransuolenojassa 15 %. Ortofosfaattifosfori on suoraan käyttökelpoista levien rakennusaineeksi. Pelkkä kokonaisfosforipitoisuus ei kuvaa riittävästi rehevöitymisriskiä vesistössä (Pietiläinen & Rekolainen 1991).

Fosforipitoisuudet olivat hieman odotettua pienempiä Mätäjoen valuma-alueella. Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus oli noin viisi-seitsemän kertaa pienempi kuin Melasen (1981) Suomen kaupunkien hulevesistä havaitsemat arvot. Sen sijaan Itä-Suomen luonnontilaisiin valuma-alueisiin nähden Mätäjoen fosforiarvot ovat noin kaksin-kolminkertaisia

(vrt. Ahtiainen 1991). Rekolaisen (1989b) 1981-85 tutkimilla metsävaltaisilla pienillä valuma-alueilla kokonaisfosforipitoisuudet olivat keskimäärin $36 \mu\text{g/l}$ ja peltovaltaisilla $240 \mu\text{g/l}$. Mätäjoesta mitatut pitoisuudet sijoittuvat vertailussa metsä- ja peltovaltaisten valuma-alueiden väliin. Pääkaupunkiseudulla Mellunkylänpurossa kokonaisfosforin keskipitoisuus oli jaksolla 1995-96 $39 \mu\text{g/l}$ ja ortofosfaattifosforin $22 \mu\text{g/l}$ (Ketola 1996), Vantaan Rekolanojassa kokonaisfosforin pitoisuus oli tuolloin $153 \mu\text{g/l}$ (Hilkku 1997). Mätäjoen pitoisuudet ovat Mellunkylänpuroa suurempia, mutta Rekolanojasta havaittuja pitoisuuksia lähes kolme kertaa pienempiä. Ravinnetilanne Mätäjoessa on fosforin osalta kohtuullinen, kun kysymyksessä on kaupunkipuro. Tosin leville käyttökelpoisen liukoisen ortofosfaattifosforin suhteellinen osuus on suuri.

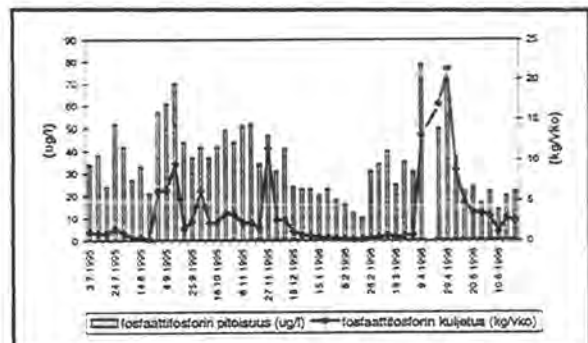


Kuva 41. Kokonaisfosforin ja ortofosfaattifosforin pitoisuuden vaihtelu Mätäjoessa.

Tutkimusjakson aikana kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli Mätäjoessa $17-130 \mu\text{g/l}$ välillä. Korkeimmat pitoisuudet saavutettiin tulvahuippujen aikana (kuva 41). Huomattava osa kokonaisfosforista ja ortofosfaattifosforista kulkeutuu valuma-alueelta kevättulvan mukana. Fosfori kerääntyy uoman pohjalle talven aikana, ja keväällä voimakas virtaamapulssi ottaa partikkelit mukaansa (Rekolainen 1989a). Toisaalta talven aikana satanut lumi sisältää fosforia, joka konsentroituu ensimmäisiin sulamisvesiin (Pietiläinen & Rekolainen 1991). Mätäjoen fosforipitoisuudet olivat pienimmillään keskellä talvea tammi- helmikuussa. Tämä on luonnollista heikon virtaaman takia, ja koska osa fosforista on peräisin kas-

villisuudesta. Lisäksi koirien jätökset ja muut katujen epäpuhtaudet eivät pakkastalvena pääse huuhtoutumaan puroveteen. Kesällä ja syksyllä sateiden aikaansaamat tulvapiikit nostivat odotetusti kokonaisfosforin pitoisuutta Mätäjoessa. Selvä nousu on havaittavissa sateiden jälkeen mm. 4.9.1995 ja 27.11.1995 otetuissa näytteissä.

Ortofosfaattifosforipitoisuus korreloi vahvasti kokonaisfosforin pitoisuuden kanssa. Kevättulva ja muutamat sateen aiheuttamat tulvat nostivat myös fosfaattifosforin pitoisuutta Mätäjoessa. Fosfaattifosforin pitoisuus oli pienimmillään talvella. Kuitenkin sen suhteellinen osuus kokonaisfosforista oli erityisen suuri juuri talvikuukausina. Tuolloin eläimet ja kasvit pystyvät käyttämään fosforia hyödykseen vain vähäisessä määrin. Ortofosfaattifosforin kuljetus oli suurinta syksyllä ja keväällä (kuva 42).



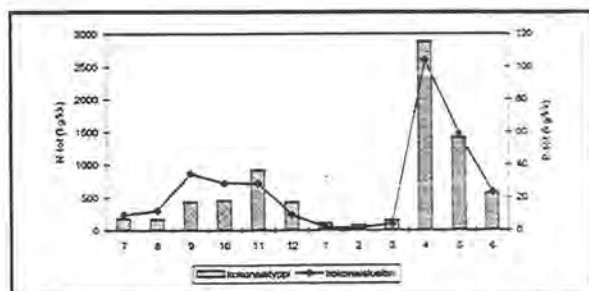
Kuva 42. Ortofosfaattifosforin kuljetus verrattuna pitoisuuteen vedessä.

7.8 Typpi- ja fosforipitoisuudet eri näytteenottopisteissä

Typpi- ja fosforipitoisuuksia Mätäjoen valuma-alueen eri osissa tutkittiin ottamalla neljä erillistä näytettä, jokainen eri vuodenaikoina yhteensä 15 eri näytteenotuspisteestä. Näytteenotto on selvitetty tarkemmin luvussa 4. Kaikista 15 näytteenotuspisteistä ei saatu näytettä jokaisena neljänä näytteenotokertana veden vähäisen virtaaman takia.

7.8.1 Typpi

Mätäjoen pääuomassa typpipitoisuus on pienimmillään puron latvaosissa ja kasvaa merta lähestyttäessä (kuva 44). Kokonaistypen pitoisuus Mätäjoen pääuomassa on korkeimmillaan juuri ennen sen laskukohtaa Iso-Huopalahteen (keskimäärin 3300 $\mu\text{g/l}$). Syynä korkeaan arvoon on Iso-Huopalahden suljettu kaatopaikka, jonka suotovesien mukana Mätäjokeen pääsee typpeä. Mätäjoki kulkee aivan kaatopaikan reunalla noin 300 metrin matkan ennen Iso-Huopalahtea. Myös ammoniumtypen pitoisuus on kyseisessä näytteenottopisteessä 2 poikkeuksellisen korkea (ka. 600 $\mu\text{g/l}$). Kuljettaessa Mätäjokea sen latvoilta kohti merta, kokonaistypen ja nitraattitypen pitoisuudet kasvavat Kannelmäkeen (piste 12) saakka. Kannelmäestä eteenpäin pitoisuus pysyy melko tasaisena Iso-Huopalahden kaatopaikalle asti. Ammoniumtypen pitoisuus ei juurikaan vaihtele Mätäjoen pääuoman eri kohdissa lukuun ottamatta kaatopaikan viereistä näytenpistettä 2, jossa pitoisuus on korkea (ka. 600 $\mu\text{g/l}$).



Kuva 43. Mätäjoen kuljettama kokonaistypen ja kokonaisfosforin määrä Iso-Huopalahden kuukausittain.

Sivupuroista erottuvat Pajamäenoja kaatopaikan vieressä (näytteenottopiste 3), Malminkartanoja (piste 11) ja Reimarlanoja (piste 8). Pajamäenojan virtaama on heikko ja siihen pääsee valumaan suotovesiä suljetusta Iso-Huopalahden kaatopaikan täyttömäestä. Kokonaistypipitoisuudet olivat korkeimmillaan 14.8.1995 11000 $\mu\text{g/l}$ ja 19.2.1996 24000 $\mu\text{g/l}$. Talvella suotovedet pitivät yllä kyseisessä ojassa heikkoa virtausta huolimatta kovista pakkasista. Myös nitraatti- ja ammoniumtyppipitoisuudet ovat kyseisessä pu-

rossa huomattavan korkeita. Iso-Huopalahden kaatopaikan suotovesistä on mitattu kokonaistyppeä 4 600 - 450 000 $\mu\text{g/l}$ ja ammoniumtyppeä 1 600 - 370 000 $\mu\text{g/l}$ (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993a). Suotovesi laimenee sekoittuessaan puroveteen. Malminkartanonojassa kaikki mitatut typpipitoisuudet ovat keskimääräistä korkeampia (N_{tot} ka 2 630 $\mu\text{g/l}$). Ruosilantien ojassa näytteenottokohdan läheisyydessä oli viemäriputki, jonka päästöt nostivat typen pitoisuuksia. Kokonaistypen keskimääräinen pitoisuus kyseisessä pisteessä oli 4400 $\mu\text{g/l}$.

7.8.2 Fosfori

Fosforipitoisuus Mätäjoen pääuomassa on suuri yläjuoksulta Vantaalta aina Helsingin Kannelmäkeen saakka (P_{tot} yli 100 $\mu\text{g/l}$). Kannelmäestä etelään siirryttäessä pääuoman veden fosforipitoisuus laskee tasaisesti lähestyttäessä Iso-Huopalahtea (kuva 45). Iso-Huopalahden suljetun kaatopaikan vaikutus Mätäjoen fosforipitoisuuteen näkyi ainoastaan kevättulvan aikana 15.4.1996 Pajamäenojasta otetussa näytteessä (230 $\mu\text{g/l}$). Muissa näytteissä fosforipitoisuus kaatopaikan läheisessä ojassa oli normaali. Kaatopaikan suotoveden kokonaisfosforipitoisuudeksi on mitattu 75 - 2600 $\mu\text{g/l}$ (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993a). Pääuoman ortofosfaattifosforin pitoisuudet olivat suurimmat Vantaan kaupungin alueella ja pitoisuudet laskivat merta lähestyttäessä samoin kuin kokonaisfosforinkin. Vantaalla Mätäjoen veden virtaus on paikoin hyvin heikkoa ja happipitoisuus alhainen. Tämä on voinut aiheuttaa fosforin vapautumista sedimentistä veteen liukoiseen muotoon. Vantaan kaupungin alueella fosforikuormitusta saattaa pienessä määrin lisätä peltojen lannoitus.

Sivuoissa keskimääräistä suurempia pitoisuuksia fosforia havaittiin Malminkartanonojasta (näytenpiste 11) ja Reimarlanojasta (piste 8) otetuista näytteistä. Malminkartanonojassa sekä typpi-, fosfori-, että bakteeripitoisuudet olivat keskimääräistä korkeampia. Todennäköistä on, että kyseiseen ojaan tulee

jostain ulosteperäistä saastutusta. Kyseisen ojan vedenlaatua tulisi seurata jatkossa ja pyrkiä selvittämään kuormituksen lähde. Reimarlanojan huomattavan korkeat fosforipitoisuudet johtuvat sadevesiviemäristä valuvista öljyisistä jätevesistä.

7.9 Ravinnekuljetuksen määrä Mätäjoessa

Ravinteiden kokonaiskuljetuksen määrän arvioinnissa ovat otettujen näytteiden määrä ja näytteenoton ajoitus tulosten luotettavuuden kannalta ratkaisevia. Pohjoismaisen projekti-ryhmän selvityksen mukaan pienten, maatalouden kuormittamien jokien kokonaistyyppi-virtaama voidaan arvioida 4-12 vuotuisella näytteellä ja kokonaisfosforivirtaama 12-26 näytteellä, jolloin virhemarginaali jää alle 10 prosentin. Keskikokoisista joista näytteitä tarvitaan tutkimuksen mukaan edellistä vähemmän. Mätäjoesta otettiin tutkimusjaksolla 1.7.1995-30.6.1996 yhteensä 51 ravinnenäytettä. Näytteet otettiin viikottain. Kyseinen näytteenottomäärä riittää hyvin alivirtaamakauden luotettavien kuljetusarvojen laskemiseen, mutta ei anna täysin luotettavaa kuvaa tulvapiikkien aiheuttamasta nopeasta ravinnekuljetuksen määrän kasvusta. Kohosen (1982) mukaan pitää typpi- ja fosforinäytteitä ottaa keväisin tulvajaksolla vähintään viisi kertaa kuukaudessa, jos edellytetään vuotuisten pitoisuuskeskiarvojen olevan $\pm 20\%$ sisällä todellisesta. Huhtikuussa Mätäjoesta otettiin viisi typpi- ja fosforinäytettä. Tässä tutkimuksessa kokonaiskuljetusarvot ovat laskettu näytteenottojaksojen ainesvirtaamien summana.

7.9.1 Typpi

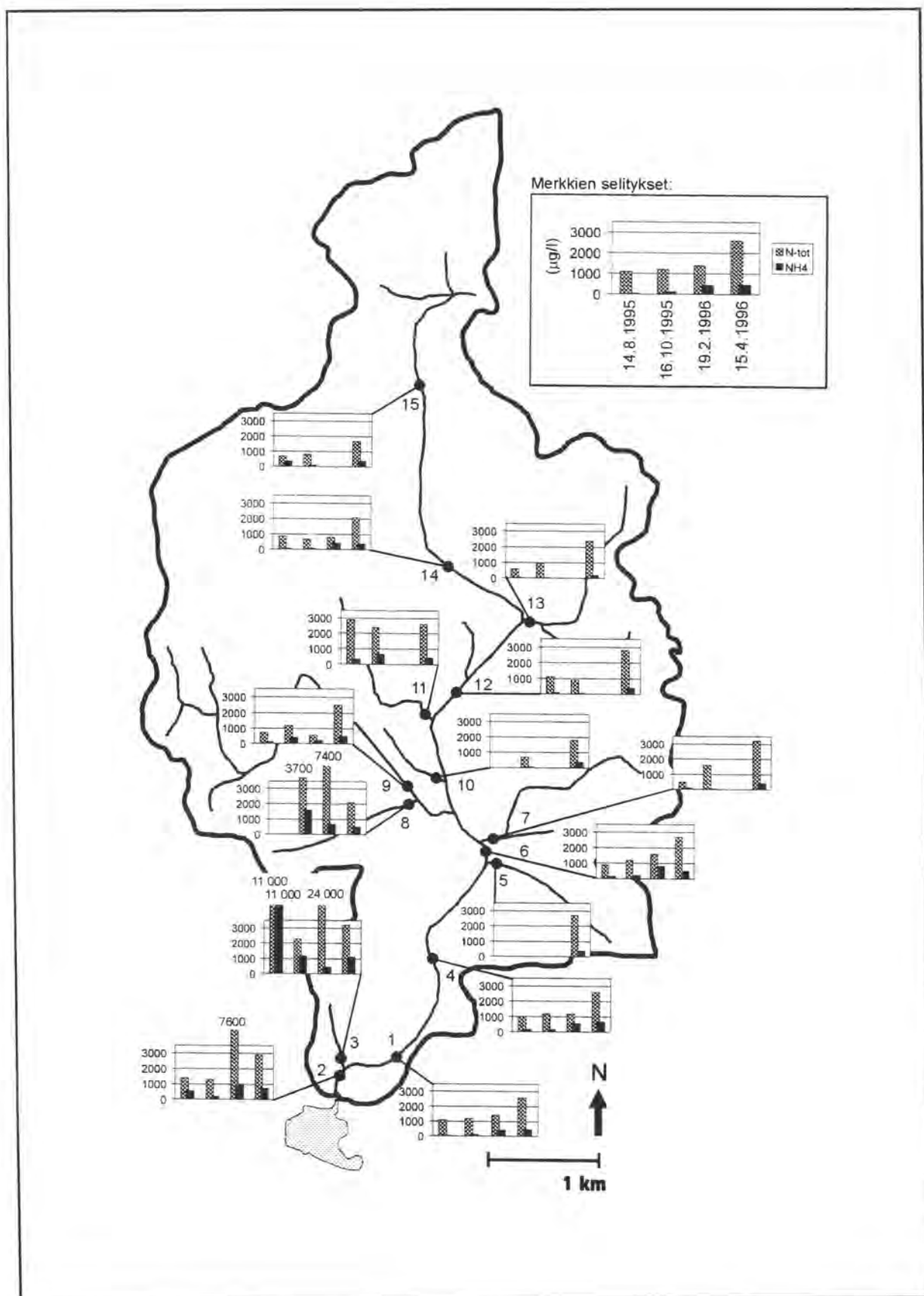
Tämän tutkimuksen perusteella Mätäjoki kuljettaa tyyppiä Iso-Huopalahteen normaalivuotena vähintään 8071 kg ($330,8 \text{ kg/km}^2/\text{a}$). Kyseisessä arvossa ei ole huomioitu Iso-Huopalahden suljetusta kaatopaikasta Mätäjoen suulle tulevaa kuormitusta. Ammoniumtyypin kuljetus oli 1596 kg vuodessa ($65,4 \text{ kg/km}^2/\text{a}$). Kerran viikossa tapahtuva näytteenotto ei riitä tulvahuippujen kulkeuman täysin luotettavaan arviointiin. Suuri osa vuotuisesta ravinnekulkeumasta tapahtuu voimak-

kaan virtaaman aikana keväällä. Tutkimusjaksolla satoi keskimääräistä vähemmän, mikä myöskin pienentää havaittua vuotuista kulkeumaa verrattuna normaalitilanteeseen. Voidaankin sanoa, että yllä esitetty arvo kokonaiskuljetuksen määrästä kuvaa sitä tyypen määrää, jonka Mätäjoki vähintään kuljettaa vuodessa. Tyypestä 37 % huuhtoutui Mätäjokeen huhtikuussa kevättulvan aikana (kuva 43). Sen sijaan useimpina talvikuukausina kuljetus oli alle 1 % vuotuisesta. Helsingin kaupungin aiemman selvityksen mukaan kesän alivirtaamakautena Mätäjoessa kulkee $1,55 \text{ kg/vrk}$ kokonaistyyppiä Iso-Huopalahteen (Hämäläinen & Niiranen 1993). Kesällä 1995 heinä-elokuun alivirtaamakaudella Mätäjoki kuljetti mereen tyyppiä keskimäärin $5,70 \text{ kg/vrk}$, yli kolme kertaa enemmän kuin on aiemmin arvioitu. Kyseisten kuukausien sademäärät olivat keskimääräistä pienempiä, joten tässä tutkimuksessa saatua alivirtaaman kuljetusarvoa ei voida pitää yliarvioituna.

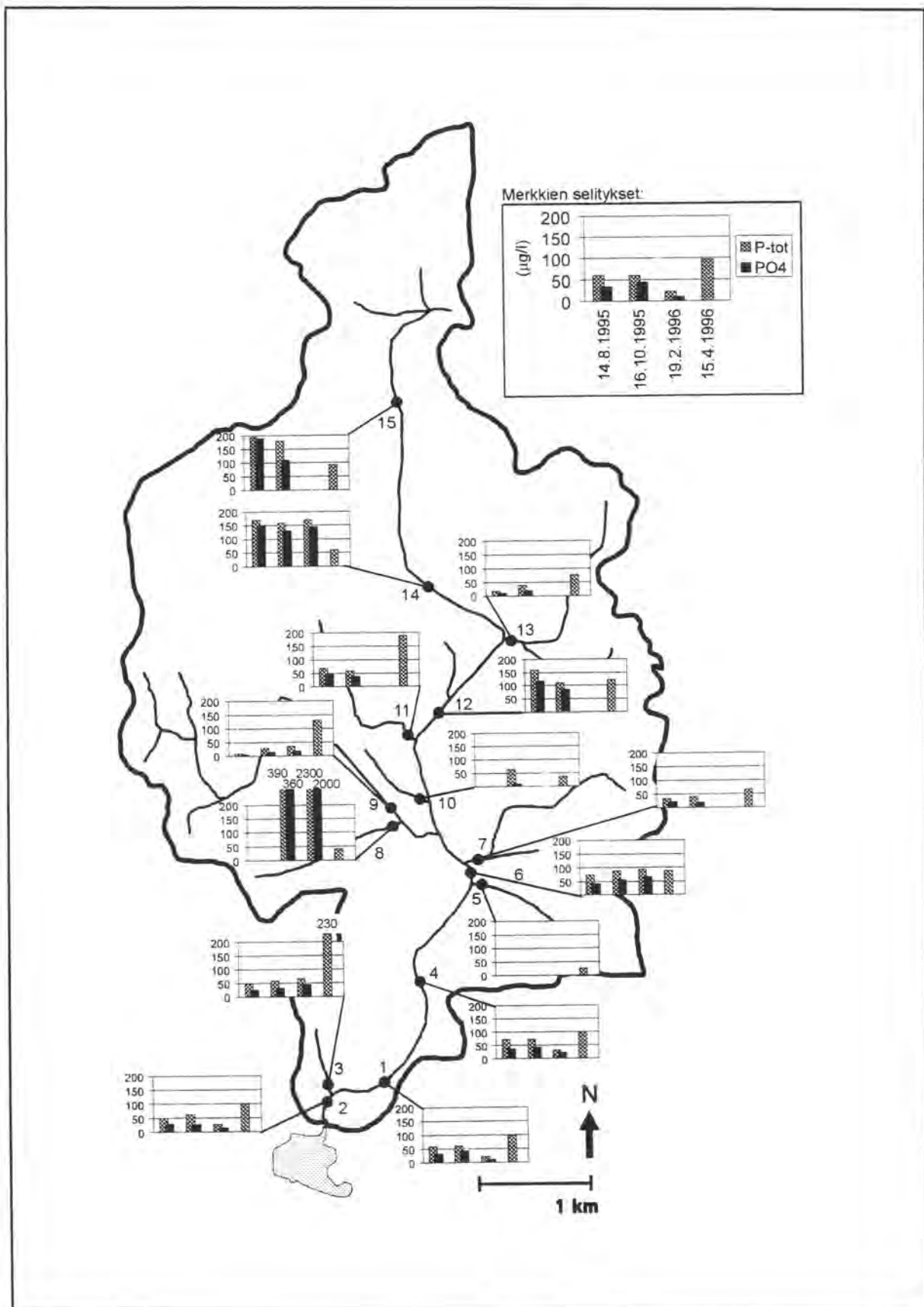
Maatalouden aiheuttaman kokonaistyyppikuormituksen arvioidaan olevan Etelä- ja Keski-Suomessa $760\text{-}2000 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ ja metsäalueiden kuormituksen $200\text{-}270 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Rekolainen 1989b). Melanen (1981) on mitannut Suomen taajama-alueitten kokonaistyyppihuuhtoumaksi $200\text{-}1000 \text{ kg/km}^2/\text{a}$. Aiemmissa pienten valuma-alueiden tutkimuksissa typpikuormaksi on mitattu runsaasti peltoja sisältävältä Unajanjoen valuma-alueelta $278 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Peltonen 1996) ja taajama-alueelle pääosin sijoittuvalta Vantaan Rekolanojalta $407 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Hilkku 1997). Mätäjoen vuotuinen typpikuljetuksen määrä ($330,8 \text{ kg/km}^2/\text{a}$) on kaupunkipuroille melko pieni. Arvo vastaa lähinnä metsäalueilta huuhtoutuvaa typpimäärää.

7.9.2 Fosfori

Fosforin vuotuinen kuljetus Mätäjoesta Iso-Huopalahteen on tämän tutkimuksen perusteella normaalivuonna vähintään 327 kg ($13,4 \text{ kg/km}^2/\text{a}$). Luvussa ei ole huomioitu Iso-Huopalahden kaatopaikasta tulevaa kuormitusta. Ortofosfaattifosforin kuljetus on vuo-



Kuva 44. Kokonaistypen (N_{tot}) ja ammoniumtypen (NH_4) pitoisuuksien vaihtelu Mätäjoen eri näytepisteissä.



Kuva 45. Kokonaisfosforin (P_{tot}) ja ortofosfaattifosforin (PO_4) pitoisuuksien vaihtelu Mätäjoen eri näytepisteissä.

nessa vähintään 173 kg (7,0 kg/km²/a). Fosforikuormitus liittyy voimakkaisiin tulvahuippuihin etenkin peltoalueilla. Jopa 75 % vuotuisesta fosforikuormasta voi kulkeutua valuma-alueelta 20 päivän tulvajaksone (Rekolainen 1992). Tässä tutkimuksessa käytetty viikottainen näytteenotto ei ole kevättulvan aikana riittävä. Vuotuinen kuljetusarvo kertoo minimimitason Iso-Huopalahteen kulkeutuvan fosforin määrästä. Tulvajaksone ulkopuolella kerran viikossa tapahtuva näytteenotto antaa luotettavan käsityksen alivirtaamakaudeksi kulkeumasta. Helsingin kaupungin selvityksen mukaan Mätäjoessa kulkee alivirtaamakaudella 0,152 kg kokonaisfosforia vuorokaudessa (Hämäläinen & Niiranen 1993). Tämän tutkimuksen perusteella heinä-elokuun kuljetus on keskimäärin 0,35 kg/vrk eli yli kaksi kertaa aiempaa arviota suurempi.

Maatalouden aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi Suomessa arvioidaan 90-180 kg/km²/a, metsäalueiden huuhtoumaksi 11-16 kg/km²/a ja luonnonkuormitukseksi 5,8-8,9 kg/km²/a (Rekolainen 1989b). Pietiläisen ja Rekolaisen (1991) pienten valuma-alueiden tutkimuksen mukaan maatalousvaltaisilta valuma-alueilta Etelä-Suomesta huuhtoutui kokonaisfosforia 42-86 kg/km²/a ja epäorgaanista fosforia 15-18 kg/km²/a. Taajama-alueilta kokonaisfosforin huuhtouma on aiempien tutkimusten mukaan 20-200 kg/km²/a (Melanen 1981). Unajanjoella peltovaltaiselta valuma-alueelta fosforikuljetukseksi on mitattu 22,2 kg/km²/a (Peltonen 1996) ja Rekolanojalta kaupunkipurosta 31 kg/km²/a (Hilkku 1997). Fosforin vuotuinen kuljetus Mätäjoessa on yllättävän pieni (13,4 kg/km²/a). Saadun arvon pienuuteen voi osittain vaikuttaa harva näytteenottoväli kevättulvan aikana. Fosfori kulkee puroissa ja joissa yleensä kiintoainekseen sitoutuneena. Mätäjoen veden alhainen kiintoainepitoisuus selittää osaltaan alhaista fosforikuormaa. Koska happitilanne Mätäjoessa on pääosin hyvä ja veden virtaama monin paikoin hidasta, on mahdollista että osa fosforista sedimentoituu Mätäjoen pohjaan, eikä kulkeudu mereen. Mätäjoen vuotuinen fosforin kuljetus vastaa suuruudeltaan lähinnä metsäalueilta keskimäärin

tulevaa kuormitusta.

Kuukausittain tarkasteltuna (kuva 43) voidaan havaita ennalta oletettu kevättulvan suuri osuus fosforin kulkeumassa. Koko vuoden fosforin kulkeumasta 33 % tapahtui tutkimusvuoden huhtikuussa. Kevättulvan lisäksi kuljetus oli keskimääräistä suurempaa loppusyksyllä. Talvikuukausien heikon virtaaman aikana fosforikuljetuskin oli pientä. Tammi-maaliskuussa Iso-Huopalahteen kulkeutunut fosforikuorma oli yhteensä vain noin kaksi prosenttia vuotuisesta.

7.10 Typpi ja fosfori vesien rehevöittäjinä

Lisääntynyt ravinnekuormitus lisää vesiekosysteemin mahdollisuutta ylläpitää entistä suurempaa leväntuotantoa ja -biomassaa. Sekä typen että fosforin määrä vedessä vaikuttaa merkittävästi vesistöjen rehevöitymiseen, erityisesti perustuotannon ja kasviplanktonin biomassan kasvuun.

Levät käyttävät kasvussaan typen eri muodoista lähinnä ammoniumtyyppiä, nitraattia ja nitriittiä. Ammoniumtypen käyttö on leville edullisempaa kuin nitraatin tai nitriitin, koska jälkimmäisten pelkistämiseen ennen biosynteesiä kuluu leviltä energiaa. Myös valon määrä ja monet muut ympäristötekijät vaikuttavat siihen, mitä epäorgaanisen typen muotoa levät käyttävät (Reuter et al. 1986, lain. Heikkinen & Visuri 1990). Ortofosfaatti on fosforin eri muodoista ainoa suoraan perustuotannolle käyttökelpoinen muoto (Boström et al. 1988).

Typen tai fosforin määrä vedessä on yksi yleinen rehevyysluokittelun peruste. Vesi- ja ympäristöhallitus (nykyisin Suomen ympäristökeskus) on määrittellyt Suomen vesistöjen jaon eri trofialuokkiin veden kokonaisfosforipitoisuuden mukaan (taulukko 7). Huomattavaa on, että vesistöjen laadullisessa yleisluokituksessa kokonaisfosfori on kuitenkin vain yksi luokitukseen vaikuttava muuttuja useiden muiden joukossa.

tuksen perusteella polytrofinen ja laadullisen luokituksen mukaan välttävä. Mätäjoen osavalmu-alueet ovat kaikki trofialuokitukseen vähintään eutrofisia ($P_{tot} > 30 \mu\text{g/l}$). Vantaan kaupungin puoleinen osa pääuomaa on aina Helsingin Kannelmäkeen saakka polyhypertrofinen. Yksi todennäköinen fosforipitoisuutta nostava tekijä Vantaalla on heikon virtaaman aiheuttama hapen vähyys vedessä ja sen aiheuttama fosforin vapautuminen sedimentistä. Vantaan ja Helsingin rajalla Mätäjoessa on useana kesänä ollut voimakasta viherleväkasvustoa. Jatkossa veden happitilanne Vantaalla parantunee, kun Mätäjokeen juoksetaan lisävetä Silvolan tekoaltaista.

Taulukko 7. Kokonaisfosforipitoisuuden vaikutus trofiatasoon ja vesistöjen laadulliseen yleisluokitukseen (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988).

Trofiataso	Kokonaisfosfori ($\mu\text{g/l}$)	Vesistöjen laadullinen yleisluokitus
oligotrofinen	< 12	erinomainen
mesotrofinen	12-29,9	hyvä
eutrofinen	30-49,9	tydyttävä
polytrofinen	50-100	välttävä
polyhypertrofinen	> 100	huono

7.10.1 Kasvua rajoittavat tekijät vesiekosysteemissä

Liebigin minimitekijälain mukaan kasvunopeuden määrää se tekijä, jota on suhteellisesti vähiten saatavilla (Salonen et al. 1992). Fosforia pidettiin pitkään tärkeimpänä Suomen vesistöissä kasvua rajoittavana tekijänä eli minimiravinteena. Uudemmat tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet typen määrän olevan myös usein kasvua rajoittava tekijä. Typen ja fosforin alhaiset pitoisuudet voivat myös molemmat yhdessä rajoittaa perustuotantoa

oligo- tai mesotrofisissa vesistöissä. Tuotantoa rajoittavaa tekijää arvioidaan mm. vesistön rehevyysasteen tai veden typpi-fosfori -suhteen mukaan (Stolberg et al. 1992).

7.10.2 Typpi-fosfori -suhde

Eryteisesti oligo- tai mesotrofisissa vesistöissä kasvua rajoittava tekijä voidaan saada selville veden typpi-fosfori suhteesta. Jos vesistö on voimakkaasti rehevöitynyt, typpi- ja fosforipitoisuudet riittävät ylläpitämään tuotantoa. Tällöin ei rajoittavaa tekijää voida löytää.

Jokivesistöissä suuri osa luonnonhuhutoutumasta ja muusta hajakuormituksesta on sitoutunut kiintoainekseen. Kiintoaineksen sisältämät ravinteet ovat muodossa, jota levät voivat vaikeasti hyödyntää. Fosforin sitoutuminen orgaaniseen ainekseen on tyypillistä vähäravinteisissa vesistöissä, joissa fosforin ja typen liukoisten aineiden osuus on alle 20 % kokonaispitoisuudesta. Taulukossa 8 on esitetty suuntaa-antava jako typen (N_{tot}) ja fosforin (P_{tot}) kokonaispitoisuuksien suhteesta tuotantoa rajoittavaan aineeseen. Typen merkitys rehevöitymistä rajoittavana tekijänä kasvaa, kun typen suhteellinen osuus pienenee.

Taulukko 8. Kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde ja sitä vastaava tuotantoa rajoittava ravinne (Stolberg et al. 1992).

$N_{tot} : P_{tot}$	tuotantoa rajoittava ravinne
< 10	typpi
10 - 17	typpi ja fosfori
> 17	fosfori

Mineraali- eli liukoisten ravinteiden suhde kuvaa kokonaispitoisuuksien suhdetta paremmin leville käyttökelpoisia ravinteita. Liukoiset ravinteet taulukossa 9 tarkoittavat: $N_{liuk} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ja $P_{liuk} = \text{PO}_4^{3-}$ (Salonen et al. 1992). Typen ja fosforin yhdisteiden painot muunnetaan niiden sisältämän typen ja fosforin painoksi ennen vertailun suorittamista. Esimerkiksi $1 \mu\text{g NH}_4^+ = 0,776 \mu\text{g N}$ (Vesi-

ja ympäristöhallitus 1988).

Taulukko 9. Liukoisen typen ja fosforin suhdeluku ja sitä vastaava tuotantoa rajoittava ravinne (Stolberg et. al 1992).

Liukoiset ravinteet $N_{liuk} : P_{liuk}$	tuotantoa rajoittava ravinne
< 5	typpi
5 - 12	typpi ja fosfori
> 12	fosfori

Ravinteiden tasapainosuhte on kolmas minimiravinteen arvioimiseen käytettävä laskumalli:

Ravinteiden tasapainosuhte =

$$\frac{N_{tot} : P_{tot}}{N_{liuk} : P_{liuk}}$$

Ravinteiden tasapainosuhte on herkin minimiravinteen kuvaaja. Jos suhdeluku on suurempi kuin 1, on typpi minimiravinne. Muutoin fosfori on kasvua rajoittava tekijä.

7.10.3 Kasvua rajoittava ravinne Mätäjoessa

Kaikilla kolmella edellä kuvatulla arviointimenetelmällä laskettuna kasvua rajoittava tekijä Mätäjoessa on fosfori. Kokonaistyyppi-fosfori suhde Mätäjoessa on keskimäärin 26,1 (> 17 merkitsee fosforin olevan rajoittava tekijä), liukoisen typen ja fosforin suhde 31,8 (> 12 fosfori rajoittavana tekijänä) ja ravinteiden tasapainosuhte 0,82 (< 1,0 fosfori rajoittavana tekijä) (ks. taulukot 8 ja 9). Alueellisesti tarkasteltuna Mätäjoen pääuoman latvaosat Vantaan Kaivokselasta Kannelmäen kohdalle saakka ovat kuitenkin typpirajoitteisia. Lisäksi Reimarlanojan viemäriveresistä saastunut kohta on typpirajoitteinen. Muutoin rajoittavana tekijänä on fosfori. Kasvun ollessa kesällä voimakasta, saattavat hetkellisesti sekä typpi että fosfori olla rajoittavia tekijöitä. Suuren osan

vuotta mm. talvella ja kevättulvan aikana typpeä ja fosforia on saatavilla ylimääriä sen hetkiseen biologiseen aktiivisuuteen nähden, eikä kumpikaan toimi rajoittavana tekijänä.

8 Mätäjoen veden mikrobiologinen laatu

Veden bakteriologisella laadulla on suuri merkitys tarkasteltaessa puron tai joen käyttökelpoisuutta virkistykseen. Vesistöiden mikrobiologista laatua tutkitaan yleensä selvittämällä indikaattoribakteerien pitoisuuksia vedestä. Indikaattoribakteerien korkeat pitoisuudet kertovat vesistön ulosteperäisestä saastumisesta ja siitä kuinka ihminen jätevesillä tai erilaisella hajakuormituksella kuormittaa kyseistä vesistöä. Indikaattoribakteerien korkeat pitoisuudet varoittavat myös mahdollisista taudinaiheuttajista vedessä. Tämän tutkimuksen yhteydessä selvitettiin Mätäjoen veden bakteriologista laatua ja sopivuutta erilaiseen virkistyskäyttöön. Aiemmin Mätäjoesta on tehty indikaattoribakteerianalyysyjä vain yksittäisistä, lähinnä kesällä otetuista näytteistä. Tämän tutkimuksen erityisenä mielenkiinnon kohteena olikin puroveden bakteeripitoisuus talvella, josta on olemassa vain vähän aiempaa tietoa. Tutkimuksessa pyrittiin selvittämään myös puron eri osien ja sivuojien aiheuttamaa bakteerikuormitusta Mätäjoen pääuomaan sekä mahdollisia yksittäisiä päästölähteitä.

8.1 Mikrobiologisen selvityksen käytetyt menetelmät ja näytteenotto

Mätäjoen mikrobiologiaa selvittävät näytteet otettiin samassa yhteydessä kuin muutkin vesinäytteet tutkimusvuoden (1.7.1995-30.6.1996) aikana. Viikottaiset näytteet otettiin steriloituihin 250 millilitran lasipulloihin Mätäjoen pääuomasta Talin kartanon alueelta näytteenottokohdasta 1 (katso luku 4). Talvela näytteet jouduttiin ottamaan jään läpi avannosta. Näytteet kuljetettiin välittömästi kylmälaukussa Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioon analysoitavaksi.



Kuva 46. Keinotekoinen allas Mätäjoen pääuomassa Kannelmäessä. Veden hygieeninen laatu on huono.



Kuva 47. Väliaikainen rakennustyömaan wc-ratkaisu aivan Mätäjoen varressa.

Neljä kertaa tutkimusjakson aikana eri vuodenaikoina otettiin vesinäytteitä useasta näytteenottokohdasta Mätäjoen valuma-alueelta. Vettä oli normaalia kuivemman vuoden takia monin paikoin niin vähän, ettei kaikista näytteenottokohdista aina saatu näytettä. Talvella näyte voitiin ottaa vain kahdeksasta eri kohdasta valuma-alueelta, enimmillään näyte otettiin 15 eri näytteenottokohdasta. Puro- tai ojanäytteiden lisäksi Mätäjoen uomaan Kannelmäen kohdalle rakennetusta altaasta otettiin kesällä ja syksyllä mikrobiologiset näytteet. Näytteet otettiin samana aamupäivänä kaikista näytteenottokohdista ja toimitettiin samoin kuin viikottaisetkin näytteet Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioon. Yhteensä tutkittiin 103:n viikottain otetun tai alueellisen vesinäytteen hygieeninen laatu.

Kaikista näytteistä tutkittiin alustavien fekaalisten streptokokkien (FS) ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien (VFS) määrä, lämpökestoisten koliformibakteerien (FC) ja alustava *Escherichia coli*-bakteerien (EC) määrä. Alustavien fekaalisten (ulosteperäisten) streptokokkien ja tarkistettujen fekaalisten streptokokkien määrä (kpl /100 ml) tutkittiin standardin SFS 3014 (1984) mukaan. Näytteitä kasvatettiin kasvatusalustalla (Slanez-Bartley-agar) 35°C lämpötilassa 48 tuntia. Tarkistus tehtiin siirtämällä kalvo tämän jälkeen eskuliiniagarille 4-12 tunniksi. Pesäkkeiden musta väri ja katalaasinegatiivisuus varmistivat pesäkkeiden olevan fekaalisia streptokokkeja.

Lämpökestoiset koliformibakteerit selvitettiin standardin SFS 4088 (1988) mukaisesti kasvattaen niitä mFC-agarilla +44,5 °C lämpötilassa 24 tuntia. Näytteistä selvitettiin myös alustava *Escherichia coli* määrä poimimalla 5 koliformipesäkettä Fluorocult-LMX-liemeen ja kasvattamalla pesäkkeitä 1-2 vuorokautta +37 °C:een lämpötilassa. Pesäkkeiden sinivihreä väri ja fluorenssi kertovat *E. coli*-bakteerista. Kyseistä menetelmää ei ole vielä standardoitu Suomessa, mutta se on yleisesti käytetty maailmalla ja sen käyttöön ollaan todennäköisesti siirtymässä myös Suomessa

(Korkala 1996, suul.).

8.2 Vesistöjen mikrobiologisen laadun tarkkailusta

Veden kautta voi levitä ihmisiin tai eläimiin tarttuvia tauteja. Tautien leviäminen voi tapahtua esimerkiksi juomaveden, veden saastuttamien elintarvikkeiden välityksellä tai jouduttaessa kosketukseen taudinaiheuttajia sisältävän veden kanssa esimerkiksi uimassa (Poikolainen 1988). Varsinkin Suomea lämpimämissä ja yleiseltä hygieniatasoltaan heikommassa maissa veden kautta leviävät taudit ovat yleisiä. Veden kautta leviäviä tauteja ovat monet erilaiset ripulit ja vatsataudit, joiden aiheuttajaa usein ei saada selville. Heikon hygienian maissa veden kautta voi levitä myös vakavampia sairauksia, jotka voivat aiheuttaa epidemioita kuten koleraa, salmonellaa tai punatautia. Samoin veden kautta voi ihmiseen tarttua alkueläimiä tai erilaisia viruksia (Seppänen 1990). Myös Suomen oloissa voidaan yllättäen löytää vesistä jo kadonneeksi luultuja bakteerikantoja. Vuonna 1984 voitiin ensimmäisen kerran 20 vuoteen Suomessa eristää vedestä poliota aiheuttava bakteerikanta laajemman polioepidemian yhteydessä (Niemi & Niemi 1991). Suomessa esiintyi vuosien 1980-1992 välisenä aikana 24 vesiepidemiaa, joissa sairastui yhteensä noin 10 000 henkilöä. Epidemiat johtuivat pääsääntöisesti talousveden saastumisesta (Lahti & Hiisivirta 1995).

8.2.1 Indikaattoribakteerit vesien fekaalisen kuormituksen selvittäjinä

Indikaattoribakteerilla tarkoitetaan bakteereja, jotka ovat lähtöisin ihmisen ja lämminveristen eläimien ulosteista ja joiden tiheyden katsotaan kuvaavan ulosteperäisten patogeenien (taudinaiheuttajien) esiintymistiheyttä (Poikolainen 1988). Hyvälle indikaattoribakteerille on asetettava ainakin seuraavat vaatimukset (Niemelä 1965):

- 1) sen on oltava yleinen ihmisen ja tasalämpöisten eläinten suolistossa
- 2) se ei saa esiintyä puhtaassa luonnossa
- 3) se ei saa lisääntyä luonnollisen elinympä-

ristönsä ulkopuolella

4) se ei saa tuhoutua luonnossa nopeammin kuin suolistopatogeeniset organismit

5) sen on oltava helposti määritettävä

Indikaattoribakteereja käytetään veden laadun selvittämiseen, koska kaikkien taudinaiheuttajabakteerien erillinen tutkiminen näytteistä olisi kallista, aikaa vievää ja useimmiten käytännössä mahdotonta. Indikaattoribakteerien suuri määrä vedessä varoittaa patogeenisten bakteerien esiintymisen kasvaneesta riskistä. Käytännössä indikaattoribakteerit eivät aina täytä kaikkia edellä mainittuja ehtoja. Vaikka vedestä ei löytyisikään indikaattoribakteereja on olemassa pieni mahdollisuus että näyte sisältäisi patogeenisiä bakteereja (Seppänen 1991).

8.2.2 Indikaattoribakteerien lähteet vesistöissä

Indikaattoribakteerin löytyminen vedestä osoittaa, että veteen on pääsyt ulosteperäistä saastutusta ja mahdollisesti sen mukana taudinaiheuttajia (Niemi et al. 1996). Indikaattoribakteereja ja patogeeneja joutuu vesistöihin useasta eri lähteestä. Nämä lähteet voidaan jakaa yhdyskuntakuormitukseen, teollisuuskuormaan, hajakuormitukseen ja luonnonkuormaan (Poikolainen 1988).

Yhdyskuntien aiheuttama kuormitus aiheutuu asumajäteveistä, teollisuuden jätevesistä, palvelutoimintojen jätevesistä ja hulevesistä (Poikolainen 1988). Mätäjoella kuormitus on peräisin lähinnä hule- eli sadeviemäri- vesistä. Asuma- tai teollisuusjätevesiä ei Mätäjokeen nykyään lasketa. Muualla teollisuuden jätevedet voivat nostaa vesien indikaattoribakteeripitoisuuksia. Etenkin puunjalostus- ja tekstiili- teollisuuden jätevesien Klebsiella-bakteerit näkyvät usein lämpökestoisten koliformien määrityksissä, vaikka eivät ole ulosteperäisiä bakteereja (Poikolainen 1988). Yhdyskuntien ja teollisuuden aiheuttama kuormitus on yleensä syklistä yhteiskunnan toimintojen aikarytmin mukaisesti. Vesien hygieenisen laadun kannalta merkittävimmät hajakuormituksen

lähteet ovat karjanhoito ja viemäröimätön haja- ja loma-asutus. Yksittäisetkin hajakuormituksen päästölähteet saattavat aiheuttaa veden hygieenisen laadun selvän huonontumisen (kuva 46).

Indikaattoribakteerien luonnonkuorma koostuu lähinnä lämminveristen eläinten ulosteiden vaikutuksesta vesistöihin. Lapissa on epäilty porojen ja Etelä-Suomessa hirvien ja peurojen kuormittavan vähäisessä määrin luonnonvesiä ulosteperäisillä bakteereilla (Niemelä & Niemi 1989).

8.2.3 Luonnonvesien hygieenisen laadun selvittämisen ongelmia

Vaikka indikaattoribakteereita käytetään yleisesti vesien hygieenisen tilan selvittämiseen, eivät saadut tulokset anna aina oikeaa kuvaa vallitsevasta tilanteesta. Täsmälleen samoin standardoiduin menetelmin eri laboratorioissa tehdyt analyysien tulokset voivat joissain tapauksissa vaihdella melko paljon toisistaan (Suominen 1991). Etenkin pienissä joissa ja puroissa hetkellinen veden laadun vaihtelu voi olla suurta nopeasti vaihtelevan kuormituksen vuoksi (Niemi et al. 1989). Ihmisen piste- tai hajakuormittamalla alueilla ihmistoiminnan vuorokautinen rytmi vaikuttaa bakteeripitoisuuteen (Poikolainen 1988). Tämän takia on kiinnitettävä huomiota riittävän tiheään ja oikein ajoitettuun näytteenottoon.

8.3 Yleisimmän tutkimuksessa käytetyt indikaattoribakteerit

Erilaisia indikaattoribakteereja on käytetty veden laadun tutkimuksessa jo vuosisadan alusta lähtien. Suomessa laajempaa säännöllistä havainnointia on tehty 1960-luvulta lähtien (Niemi et al. 1996). Tärkeimmät luonnonvesien tutkimuksessa käytettävät indikaattoribakteerit ovat lämpökestoiset koliformiset bakteerit ja fekaaliset streptokokit. Näiden ohella on ehdotettu lukuisia muita bakteereita käytettäväksi indikaattoribakteereina, kuten *Clostridium perfringens*, *Lactobacillus bifidus*, *Pseudomonas aeruginosa* ja *Salmonella sp.* tai bakteriofaageista kolifagaagit (Ahola 1985).

8.3.1 Kolimuotoiset bakteerit ja *Escherichia coli*

Lämpökestoiset (fekaalit) koliformit kuvaavat melko hyvin ulosteperäistä veden saastumista. Lämpökestoisten koliformien kasvatuslämpötila +44,5°C laboratoriossa lisää huomattavasti *E. coli*-bakteerin suhteellista osuutta verrattuna kokonaiskoliformien bakteerien määrittämiseen (Lääkintöhallitus 1983). Koliformisten bakteerien kokonaismäärää käytettiin aiemmin kuvaamaan luonnonvesien hygieenistä tilaa. Nykyään on osoitettu, että kokonaiskoliformiset bakteerit antavat useissa tapauksissa väärän tuloksen, koska ryhmä sisältää myös ei ulosteperäisiä lajeja (Niemi & Niemi 1989). Yksittäisissä tapauksissa jopa 90 % kokonaiskoliformisiksi määritetyistä bakteereista on osoittautunut tarkistettaessa kokonaan koliformisten ryhmään kuulumattomaksi (Lääkintöhallitus 1983). Kokonaiskoliformisia bakteereja käytetään silti edelleen talousveden laadun tutkimuksissa (Seppänen 1991).

Escherichia coli -bakteerien lukumäärän selvittäminen lämpökestoisten koliformien jatkok tutkimuksena kuvaa parhaiten ihmisten ja tasalämpöisten eläinten ulostesaastutusta vedessä (Lääkintöhallitus 1988). Ihmisen ulosteiden bakteereista noin 50 % on *E. coli*-bakteereita (Seppänen 1990). Uusimmissa vesien laatu määrittämissä onkin siirrytty käyttämään *E. coli*-bakteerin määrää vedessä (mm. Suomen säädöskokoelma 292 /96). Lämpökestoiset koliformit tai *E. coli*-bakteerit eivät kuitenkaan sovi kuvaamaan metsäteollisuuden jätevesien vaikutuspiirissä olevien vesistöjen hygieenistä laatua (Niemi et al. 1996).

8.3.2 Fekaaliset streptokokit

Fekaalisten streptokokkien ryhmään kuuluu useita eri bakteerilajeja, joille on yhteistä niiden esiintyminen ihmisten ja tasalämpöisten eläinten suolistossa (Seppänen 1990). Pieni osa fekaalisista streptokokeista on kuitenkin alunperin suuontelon asukkaita. Kasvikunnassa elää myös joitain ryhmään kuuluvia bakteereita. Tätä osoittaa mm. se, että fekaalisten streptokokkien määrä usein kasvaa vesistöihin

kohdistuvan pintavalunnan ollessa suurta (Lääkintöhallitus 1983). Teollisuuden jätevedet eivät yleensä sisällä fekaalisia streptokokkeja. Fekaalisten streptokokkien analysointi osoittaa tämän takia sekalikaantumistapauksissa paremmin ulosteperäistä kuormitusta kuin pelkkä lämpökestoisten koliformien määrä (Lääkintöhallitus 1983). Sen sijaan luonnontilaisten alueiden tutkimukseen fekaaliset streptokokit eivät sovi yhtä hyvin (Niemi & Niemi 1988b).

8.4 Indikaattoribakteerien pitoisuudet luonnonvesissä

Indikaattoribakteerien pitoisuudet Suomen eri vesistöissä vaihtelevat suuresti mm. veden luonnontilaisuuden asteen, vuoden- ja vuorokaudenajan, hydrologisten olojen ja hetkellisen satunnaisen vaihtelun takia (Niemi et al. 1996, Niemi et al. 1988, Poikolainen 1988). Yleisesti voidaan sanoa, että Suomen joet ovat selvästi huonompilaatuisia veden hygieeniseltä laadulta kuin järvet (Niemi et al. 1996).

8.4.1 Luonnonvesien hygieeniset laatuluokat

Lääkintöhallitus määritteli vuonna 1979 uima-vesille laatuluokat vesien indikaattoribakteeripitoisuuden mukaan. Kyseitä luokitusta käytetään myös muiden vesialueiden kuin uimarantojen veden laadun arvioimiseen. Jaottelun mukaan veden laatu on hyvä, jos lämpökestoisia koliformibakteereita tai fekaalisia streptokokkeja on vedessä alle 100 kpl /100 ml; välttävä, jos bakteereita on 100-1000 kpl /100 ml ja huono, jos bakteerien määrä 100 ml:ssa vettä ylittää 1000 kpl (Lääkintöhallitus 1979, Lääkintöhallitus 1988). Veden laaturajat ovat olleet kuitenkin vain suosituksia. 1.5.1996 astuivat voimaan sosiaali- ja terveysministeriön määrittämät uudet sitovat uimaveden laatuvaatimukset, jotka ovat entisiä suosituksia tiukemmat. Uusien rajojen mukaan vesi on uimakelvotonta, jos se sisältää *E. coli* bakteereita yli 500 kpl /100 ml tai fekaalisia streptokokkeja yli 200 kpl /100 ml (Suomen säädöskokoelma 292 /96).

Suomen ympäristökeskus on määritellyt Suomen vesistölle laatuluokkarajat virkistyskäyttöä, raakaveden ottoa ja kalastusta varten sekä luonut vesistöjen laadullisen yleisluokituksen. Näissä luokituksissa on otettu huomioon myös veden hygieeninen laatu. Luokituksen mukaan vesistön laatu virkistyskäyttöön on tyydyttävä, jos fekaalisten koliformien tai streptokokkien määrä on alle 100 kpl / 100 ml (taulukko 10).

Taulukko 10. Suomen vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen hygienian indikaattoribakteerien perusteella. Taulukon luvut tarkoittavat fekaalisten koliformien ja/tai fekaalisten streptokokkien havaittuja vuosimediaaneja vesistöissä (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988).

Vesistön laatuluokka	Kelpoisuus virkistyskäyttöön	Laadullinen yleisluokitus
I Erinomainen	< 10 kpl / 100ml (havaitaan vain satunnaisesti)	< 10 kpl / 100ml
II Hyvä	< 10 kpl / 100ml (havaitaan vain satunnaisesti)	< 50 kpl / 100 ml
III Tyydyttävä	luonnontilaiset: <10 kpl/100ml kuormitetut: 10-100 kpl/100ml	< 100 kpl / 100 ml
IV Valtava	100-1000 kpl / 100 ml	< 1000 kpl / 100 ml
V Huono	> 1000 kpl / 100ml	(ei erikseen määntely)

8.4.2 Indikaattoribakteerien pitoisuuksia erilaisilla valuma-alueilla

Vantaanjoki on keskisuuri joki, joka virtaa tiheästi asutun etelärannikon läpi ja laskee mereen Helsingin Vanhassakaupungissa. Vantaanjoen hygieenistä tilaa on tutkittu perusteellisesti 1980- ja 1990-luvuilla. Vantaanjoen valuma-alue rajautuu koillisessa Mätäjoen valuma-alueeseen. Vantaanjoen ja Mätäjoen hygieenistä tilaa on kuitenkin vaikea verrata toisiinsa huomattavan kokoeron ja Vantaanjoen kohtalaisen suuren pistekuormituksen takia. Vantaanjoen veden bakteeripitoisuus on tutkimuksissa vaihdellut suuresti eri vuodenaikoina ja eri näytteenotokohdissa. Vantaanjoen indikaattoribakteeripitoisuudet ovat suurimmillaan talviaikana sekä keväällä lumsulamisen ja muulloin voimakkaiden saateiden aikaansaamina tulvajaksoina. (Niemi et al. 1987). Vähäsateisina kausina vesi on yleensä uimakelpoista, mutta virtaaman lisääntyessä

joen hygieeninen tila heikkenee (Niemi & Niemi 1988b).

Niemi & Niemi (1988a, 1991, Niemi et al. 1988) ovat vertailleet luonnontilaisen ja hajakuormitetun alueen valuma-alueiden vesistöjen indikaattoribakteeripitoisuuksia. Luonnontilaisen alueen näytteet otettiin Tammelan ylänköalueelta. Vain puolesta kyseiseltä alueelta otetuista näytteistä havaittiin ulosteperäisiä bakteereja. Ajoittain vesi ei silti täyttänyt hyvän uimaveden hygieenisia kriteerejä (Niemi & Niemi 1991). Havaittujen indikaattoribakteerien oletettiin olevan peräisin eläinten ulosteista. Hajakuormitetun alueen vertailunäytteet otettiin Vihdin puroista ja joista. Näytteiden indikaattoribakteerien pitoisuudet ylittivät säännöllisesti hyvän uimaveden normin ja usein veden hygieeninen laatu oli huono. Ulosteperäistä kuormitusta kuvaavan *E. coli*n pitoisuudet olivat hajakuormitetuilla alueilla lähes aina suurempia kuin luonnontilaisilla alueilla (Niemi et al. 1988).

Niemi et al. (1996) ovat tutkimuksessaan arvioineet Suomen jokien ja järvien hygieenistä laatua vuosina 1963-1993 Suomen ympäristökeskuksen vedenlaaturekisteriin tallennettujen tietojen perusteella. Aineisto käsittää yli 200 000 veden bakteriologista määritystä. Tutkimuksessa Suomi jaettiin kymmeneen erilliseen alueeseen, joita tarkasteltiin erikseen. Suomenlahden rannikkoalueen jokien hygieeninen tila on tutkimuksen perusteella verrattain huono. Lämpökestoisten koliformien vuosimediaanit vaihtelivat joissa välillä 110 - 1350 kpl / 100ml ja fekaalisten streptokokkien mediaanit 23-380 kpl / 100ml (Niemi et al. 1996). Myös Lounais-Suomen rannikkoalueen jokien bakteeripitoisuudet olivat suuria. Molemmille alueille ovat tyypillisiä pienet, hitaasti virtaavat joet (Niemi et al. 1996). Mätäjoki on Etelä-Suomen rannikkoalueella melko tyypillinen, vähäjärvinen ja hitaasti virtaava puro.

8.4.3 Kaupunkivaikutus puroveden hygieeniseen laatuun

Intensiivinen maankäyttö lisää virtaaviin ve-

siin kohdistuvaa kuormitusta. Toisaalta kaupungin infrastruktuuri tehokkaine viemäri-verkkoineen vähentää huomattavasti vesistöihin kohdistuvaa hajakuormitusta. Lisäksi kaupunkialueilla on yleensä vain vähän tai ei ollenkaan peltoja ja karjatiloja, jotka voivat kuormittaa vesistöjä bakteeripäästöin.

Jos taajama-alueen läpi virtaavaan vesistöön ei lasketa asuma- tai teollisuusjätevesiä, aiheuttavat koirien ja lintujen ulosteet suuren osan bakteerikuormituksesta. Etenkin sadevesiviemäroinnin kautta vesistöihin joutuu kaduilta huomattavia määriä bakteereita. Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa sadevesiviemärien vedestä havaittiin lämpökestoisia koliformeja 1300-17500 kpl /100ml voimakkaan sateen aikana ja 12-800 kpl /100ml sateettomana kautena (Malmqvist 1983). Melasen (1980) Suomen taajama-alueilla tekemässä tutkimuksessa hulevedet sisälsivät lämpökestoisia koliformeja 100-200 000 kpl /100 ml vettä. Tutkimuksessa etenkin kevään lumen sulamisvesien bakteeripitoisuudet olivat suuria. Kummassakin edellä mainitussa tutkimuksessa tulosten luotettavuutta laskee tutkittujen näytteiden pieni määrä. Hulevesien korkeat bakteeripitoisuudet laimenevat veden laskeessa puroon tai jokeen. Mätäjoen valuma-alueella kaikki sadevesiviemärit on johdettu joko suoraan Mätäjokeen tai sen sivupuroihin.

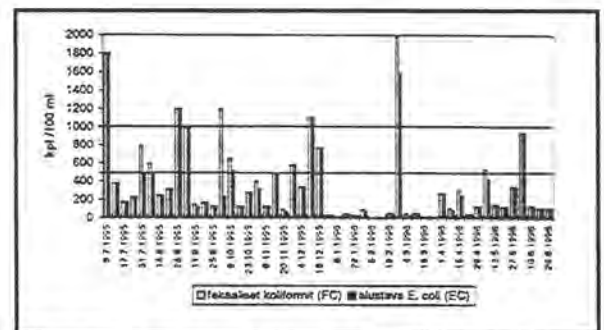
8.5 Mätäjoen veden hygieeninen laatu 1.7.1995-30.6.1996

Mätäjoen veden hygieeninen laatu on nykyisin kohtalainen, kun otetaan huomioon, että puro sijaitsee tiheästi rakennetulla pääkaupunkiseudulla. Puroveden bakterologinen laatu on parantunut 1970-luvulta alkaen huomattavasti. Tuolloin lopetettiin Vantaan kaupungin Kai-vokselan-Louhelan puhdistamon puhdistettujen jätevesien laskeminen Mätäjokeen (Varis 1997, suul.). 1960- ja 1970-lukujen vaihteen tutkimuksissa Mätäjoen vesi todettiin hygieenisesti erittäin heikkolaatuiseksi (Kaupunkisuunnittelu Oy 1971). Myös teollisuus, mm. Strömbergin tehtaat Pitäjänmäellä, kuormitti-

vat aiemmin Mätäjokea. Pahimmillaan 1950-luvulla huomattava osa Mätäjoen alajuoksun vedestä oli jättevettä (Cajander 1952). Viemäriverkon kehittyminen valuma-alueella on parantanut veden laatua, kun piste- ja etenkin hajakuormitus on vähentynyt.

8.5.1 Vaihtelu eri vuodenaikoina

Mätäjoen veden hygieenistä tilaa tutkittiin ottamalla näytteitä kerran viikossa Talin kartanon alueella sijaitsevalta näytteenotokohdalta. Analyysituloksista laskettu vuotuinen mediaani lämpökestoisille koliformeille ja alustavalle *E. colille* oli kummallekin 170 kpl /100ml. Lääkintöhallituksen vanhan luokituksen mukaan tämä vastaa välttävää vedenlaatua (Lääkintöhallitus 1988). Fekaalisten streptokokkien ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien mediaanit olivat 80 ja 51 kpl/100ml. Nämä arvot mahtuvat Lääkintöhallituksen hyvälle uimavedelle määrittämiin rajoihin. Huomattavaa on kuitenkin Mätäjoen veden laadun suuri hetkellinen vaihtelu. Viikottainen näytteenotto ei ole riittävän tiheä lyhytaikaisten vaihteluiden havaitsemiseksi, mutta antaa hyvän yleiskuvan vuotuisesta veden hygieenisestä laadusta.

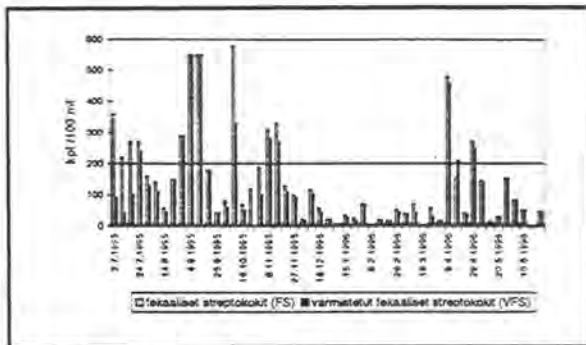


Kuva 48. Hygienian indikaattorit Mätäjoessa. Fekaaliset koliformit ja alustavat *Escherichia coli* -bakteerit näytteistä 1.

Kuutenatoista viikkona vuoden aikana (31 % tutkituista näytteistä) Mätäjoen indikaattoribakteerimäärä ei täyttänyt uusia uimaveden laatuvaatimuksia joko *E. coli* (< 500 kpl /100ml) tai varmistettujen fekaalisten streptokokkien (< 200 kpl /100ml) osalta. Lämpökestoisten koliformien suurin pitoisuus, 1980 kpl

/100ml, havaittiin 26.2.1996 otetusta näytteestä (kuva 48). Suurin fekaalisten streptokokkien määrä, 580 kpl /100ml, löytyi lokakuussa otetusta näytteestä (kuva 49). Yksikään tutkittu viikottain otettu näyte ei ollut täysin vapaa suolistoperäisistä indikaattoribakteereista.

Kesäkuukausina (heinä-elokuu 1995, kesäkuu 1996) otetuissa näytteissä lämpökestoisten koliformibakteerien ja *E. coli*n määrät purovedessä olivat suurimmillaan. Kuiva kesä 1995 pudotti Mätäjoen virtaaman hyvin pieneksi, mikä osaltaan selittää korkeita pitoisuuksia. Vähäinenkin bakteerilähde voi silloin aiheuttaa melko suuren indikaattoribakteeripitoisuuden puron pienessä vesimäärässä. Kesän mediaaniarvo *E. coli*-bakteereille Mätäjoessa oli 320 kpl /100ml (taulukko 11).



Kuva 49. Fekaaliset streptokokit ja varmistetut fekaaliset streptokokit näytepisteessä 1.

Syksyn (syyskuu-joulukuu) näytteissä lämpökestoisten koliformisten bakteerien määrä oli edelleen melko suuri ja fekaalisten streptokokkien määrä kääntyi nousuun kesän tasosta. Alkusyksystä fekaalisten streptokokkien määrä saavutti tutkimusjakson ajan maksimin. Syksyn sateet huuhtoivat tuolloin streptokokeja maaperästä ja kasvillisuudesta puroveteen. Fekaalisten streptokokkien pitoisuus kääntyi joulukuussa laskuun maan jäädyttyä. Myös se kertoo osan fekaalisista streptokokeista olevan peräisin maaperästä.

Mätäjoelta ei ole talvikuukausilta (tammi-kuu-maaliskuu) aikaisempia havaintoja puroveden hygieenisestä laadusta. Kylmässä vedessä indikaattoribakteerit säilyvät pidempään

kuin lämpimässä. Mätäjoesta talvella havaitut bakteeripitoisuudet olivat kuitenkin hyvin pieniä. Tämä eroaa aiemmista, muun muassa Vantaanjoella, tehdyistä tutkimuksista. Vantaanjoessa indikaattoribakteereita on talvisin enemmän kuin kesäkaudella (Niemi & Niemi 1991). Eroa Mätäjoen ja Vantaanjoen välillä selittää se, ettei Mätäjokeen lasketa jätevesiä pistekuormituksena. Talvella 1995-96 veden virtaus Mätäjoessa oli hyvin heikko ja puro paikoin jäänyt pohjaan saakka. Hajakuormitusta ei olosuhteista johtuen päässyt puroon edes sadevesiviemäreiden kautta. Helmikuun lopussa yksittäisestä näytteestä havaittiin kuitenkin Talin näytteenottokohdan koko vuoden suurin lämpökestoisten koliformien määrä (1980 kpl /100ml). Korkea bakteerimäärä oli oletettavasti vain hetkellinen ja yksittäisen päästölähteen aiheuttama. Leudompi talvi välillä tapahtuneine sulamisjaksoineen olisi todennäköisesti lisännyt Mätäjoen veden bakteeripitoisuutta verrattuna tässä tutkimuksessa saatuihin tuloksiin.

Taulukko 11. Indikaattoribakteerien mediaaniarvot (kpl/100 ml) eri vuodenaikona näytepisteessä 1 (Tali). (EC = alustava *E. Coli*, VFS = varmistetut fekaaliset streptokokit. Roomalaiset numerot otsikkorivillä tarkoittavat kuukausia).

	kesä (VI-VIII)	syksy (IX-XI)	talvi (I-III)	kevät (IV-V)	koko vuosi
EC	320	280	24	143	170
VFS	90	100	23	140	51

Helsingin Mellunkylänpurossa ja Vantaan Rekolanojassa indikaattoribakteerimäärät olivat talvella 1996 suuremmat kuin Mätäjoessa (vrt. Ketola 1996, Hilkku 1997). Rekolanojassa talven bakteerimäärien mediaanit olivat lähes 20-kertaisia Mätäjokeen nähden.

Yksi seurannan kohde oli kevättulvan ja sateiden vaikutus indikaattoribakteerien määriin. Kevättulvan alkaminen huhtikuun alussa nosti selkeästi Mätäjoen bakteeripitoisuuksia talven matalalta tasolta. Fekaalisten koliformien pi-

toisuudet jäivät kuitenkin keväällä kesän ja syksyn vastaavien arvojen alapuolelle. Sen sijaan fekaalisten streptokokkien määrä purovedessä oli keväällä korkea. Selvää kevättulvan aiheuttamaa hetkellistä nousua indikaattoribakteeripitoisuuksissa ei havaittu.

Voimakkaan sateen ja lumen sulamisen yhteisvaikutuksesta Mätäjoen indikaattoribakteeripitoisuudet olivat koholla 11.12.1995 otetussa näytteessä. Muista näytteissä yksittäisen sateen vaikutusta veden hygieeniseen laatuun ei pystytty havaitsemaan. Yhtenäkkään viikottaisena näytteenottokertana ei satanut kuin korkeintaan tihkusadetta. Kevättulvan ja sateiden aikana bakterologisten näytteiden ottoa olisi pitänyt tihentää hetkellisten muutosten selville saamiseksi. Siihen ei tässä tutkimuksessa kuitenkaan ollut mahdollisuuksia.

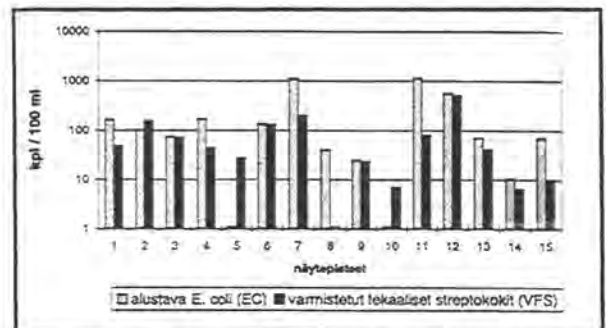
Lämpökestoista koliformeista varmistui tässä tutkimuksessa alustavaksi *E. coli*ksi keskimäärin 91 % ja fekaalisista streptokokeista tarkistetuiksi fekaalisiksi streptokokeiksi 84 %. Lämpökestoisten koliformien määrän voidaan näin katsoa kuvaavan hyvin ulosteperäistä saastumista. Fekaalisten streptokokkien tuloksissa oli kaksi jaksoa, jolloin tarkistusprosentti laski useammaksi viikoksi alle 75 prosentin. Fekaalisten streptokokkien määrittämisessä on havaittu myös muissa tutkimuksissa ajoittain häiriöitä (mm. Niemi et al. 1987). Silti myös fekaaliset streptokokit osoittautuivat tarkistuksessa varsin luotettavasti alkuperältään nimenomaan suolistoperäisiksi.

8.5.2 Veden hygieeninen laatu Mätäjoen eri osissa

Mätäjoen eri osien hygieenistä laatua tutkittiin ottamalla neljä kertaa vuodessa näyte yhteensä seitsemästä eri pääuoman kohdasta ja kahdeksasta eri sivuojasta (kuva 14). Eri paikoista samaan aikaan otettujen näytteiden väliset bakteeripitoisuudet vaihtelivat suuresti keskenään. Myös pääuoman eri kohdissa veden hygieeninen laatu saattoi vaihdella hyvästä uimavedestä uimakelvottomaan. Yleisesti ottaen yläjuoksun vesi Vantaalla (näytepisteet 14 ja 15) oli hygieenisesti parempilaatuista kuin ala-

juoksun Helsingissä. Hygieenisesti huonointa pääuoman veden laatu oli Kannelmäen kohdalla (piste 12). Kyseisen kohdan *E. coli*-bakteerien vuoden mediaani oli 560 kpl / 100ml ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien 510 kpl / 100ml (kuva 50).

Fekaalisten koliformien ja *E. coli*-bakteerien määrä purossa eri vuodenaikoina vastasi melko pitkälti viikottaisten näytteiden antamaa kuvaa. Indikaattoribakteerien pitoisuudet olivat suurimmat kesällä ja pienimmät talvella. Fekaalisia streptokokeja löytyi sen sijaan eniten kevään näytteistä. Syksyllä ja talvella fekaalisia streptokokeja oli Mätäjoessa vain vähän.



Kuva 50. Indikaattoribakteerian mediaani tutkimusvuodelta eri näytepisteistä (huom. Puolilogaritminen asteikko).

Yksittäisissä näytteenotokohdissa veden hygieeninen laatu oli huono Lassilanojassa (piste 7), Malminkartanon ojassa (11) ja pääuomassa Kannelmäen (12) kohdalla. Näissä kaikissa vesi oli vähintään kahdessa näytteessä neljästä uimakelvotonta (> 500 kpl *E. coli* /100ml). Lassilanoja kulkee tiiviisti asutuksen keskellä ja ojassa on usein runsaasti vesilintuja. Myös aiemmassa tutkimuksessa (Jalava 1987) Lassilanojan vedestä löytyi runsaasti lämpökestoisia koliformeja (med. 1100 kpl /100ml). Vesilintu ja niiden ruokkiminen lienee syynä myös Kannelmäen näytteenotokohdan huonoon veden laatuun. Kyseisellä kohdalla kulkee kävelytien silta Mätäjoen yli ja ohikulkevat ihmiset ruokkivat paikalla lintuja säännöllisesti.

Lämpökestoisten koliformien ja *E. coli*in perusteella arvioituna huonointa veden laatu oli

Malminkartanonojassa. Alustavan *E. colin* vuoden mediaani oli 1146 kpl /100ml. Korkean tyypin pitoisuus ja sähköjohtavuus kyseisen puroon vedessä antavat osaltaan viitteitä Malminkartanonojan saastumisesta. Malminkartanonojan veden melko heikon laadun syistä ei ole tarkkaa tietoa. Piianpuistossa Malminkartanonojaa ympäröi poniatuus. Vaikka aitauksessa pidetäänkin vain yhtä ponia, voi tämä olla yksi syy veden laadun heikkenemiseen. Talin kaatopaikkaa reunustavasta Pajamäenojasta (piste 3) keväällä 1996 otetussa näytteessä oli normaalia suurempia pitoisuuksia fekaalisia streptokokkeja (2120 kpl /100 ml). Lämpökestoisia koliformeja näytteestä sen sijaan löytyi vain vähän. On todennäköistä, että bakteerien lähde on Talin suljettu kaatopaikka, jonka suotovesien määrää nostivat tuolloin lumen sulamisvedet. Suotovesien mukana puroon lienee päässyt maaperästä lähtöisin olevia streptokokkeja. Muina vuodenaikoina Pajamäenojan bakteeripitoisuudet vastasivat Mätäjoen keskimääräistä tasoa.

Veden hygieeninen laatu Mätäjoessa oli paras pääuomassa Helsingin ja Vantaan kaupunkien rajalla (piste 14), Reimaran- (8) ja Ruosilantienojien (10) muuten likaantuneissa uomissa ja Konalanojassa (9). Konalanojan vesi oli kevään kohonnutta streptokokkiarvoa lukuun ottamatta koko vuoden hygieeniseltä laadultaan hyvä.

Tutkimuksen yhteydessä otettiin myös kaksi vesinäytettä Mätäjoen pääuomaan Kannelmäen kohdalle rakennetusta altaasta (kuva 47). Allas on Mätäjoen pääuomassa näytepisteen 11 välittömässä läheisyydessä. Altaassa on yleensä runsaasti sorsia, joita ihmiset käyvät ruokkimassa. Sorsien suuri määrä näkyi kesällä ja syksyllä otettujen näytteiden indikaattoribakteeripitoisuuksissa. Vesi oli molemmilla kerroilla selkeästi fekaalisten bakteerien saastuttamaa ja hygieeniseltä laadulta huonoa.

Alueellisissa näytteissä havaituista lämpökestoista koliformeista keskimäärin 84 % varmistui alustavaksi *E. coli* -bakteeriksi ja fekaalisista streptokokeista 83 % varmistetuiksi fe-

kaalisiksi streptokokeiksi. Sekä alueellisten että viikottaisten näytteiden varmistusprosentti oli keväällä ja kesällä suuri. Syksyllä ja talvella prosentti jäi selvästi alhaisemmaksi. Tulosten luotettavuuden kannalta kaikkia tarkistusprosentteja voidaan kuitenkin pitää hyvinä. Esimerkiksi Vantaanjoesta tehdyssä tutkimuksessa (Niemi & Niemi 1988c) hajakuormitusalueiden indikaattoribakteerien tarkistusprosentit olivat yhden vuoden aikana 78 % koliformien ja 55 % streptokokkien kohdalla.

8.5.3 Bakteerilähteet ja FC/FS -suhde

Ihmisten ulosteissa valtalajina ovat lämpökestoiset (fekaaliset) koliformit (FC). Ihmisen ulosteiden bakteereista noin 50 % on *E. coli*-bakteereita (Seppänen 1990). Sen sijaan eläinten ulosteissa on enemmän fekaalisia streptokokkeja (FS). On esitetty, että bakteerien alkuperä on ihmisperäinen, jos FC/FS -suhde on > 4 ja tasalämpöisistä eläimistä peräisin oleva jos suhdeluku on $< 0,7$ (Geldreich & Kenner 1969 lain. Poikolainen 1988).

Mätäjoen näytteissä FC/FS -suhdeluku vaihteli suuresti viikottain, eikä sen perusteella voida vetää mitään johtopäätöksiä bakteerien alkuperästä. On kuitenkin todennäköistä, että bakteerit ovat pääosin peräisin koirien ja lintujen ulosteista. Nykyisin Mätäjokeen ei lasketa asuma- tai teollisuusjätevesiä. Minkään osavalueen arvot eivät myöskään osoittaneet jatkuvaa, esimerkiksi viemärivuodosta johtuvaa, saastumista. Malminkartanon ojan korkeat bakteeripitoisuudet antavat silti aiheutta jatkoselvityksille. Nykyistä tarkemmalla koirien ulosteiden talteen keräämisellä saavutettaisiin varmasti puroveden hygieenisen laadun parannusta. Sorsien ja muiden lintujen määrään purossa on vaikea vaikuttaa. Linnut kuuluvat alueella asuvien ihmisten mielestä viheralueen luontoon ja antavat purolle positiivisen luonteen. Alueilla, joilla veden bakteeripitoisuus on osoittautunut suureksi, olisi kuitenkin hyvä välttää sorsien jatkuvaa ruokkimista.

8.5.4 Indikaattoribakteerien väliset korrelaatiot Mätäjoessa

Indikaattoribakteerien välisiä riippuvuussuhteita selvitettiin korrelaatioanalysein. Korrelaatiot laskettiin viikottaisten näytteiden perusteella. Aineistolle tehtiin logaritmuunnos ennen korrelaatioanalyysiä, koska veden bakteriologisesta tutkimuksesta saatu aineisto ei yleensä vastaa normaalijakaumaa. Logaritmuunnosta suosittelee mm. Niemelä (1979) ja sitä käytetään yleisesti alan tutkimuksissa. Koko vedenlaatuaineistosta tehdyt korrelaatioanalyysit on esitetty luvussa 11.

Taulukko 12. Indikaattoribakteerien väliset korrelaatiot Mätäjoessa. Aineistolle on tehty logaritmuunnos. (FC = lämpökestoiset koliformit, EC = alustava *Escherichia coli*, FS = fekaaliset streptokokit, VFS = tarkistettut fekaaliset streptokokit. MQ = vrk:n keskivirtaama; * = 95 % todennäköisyys, ** = 99 % todennäköisyys, *** = 99,9 % todennäköisyys).

	FC	EC	FS	VFS	lämpö	virtaama
FC	1					
EC	0,981***	1				
FS	0,588***	0,574***	1			
VFS	0,503***	0,483***	0,864***	1		
lämpö	0,458***	0,461***	0,345*	0,280*	1	
virtaama	0,297*	0,292*	0,270	0,305*	0,048	1

Siitä, että tutkitut indikaattoribakteerit ovat peräisin samoista lähteistä, kertoo niiden vahva keskinäinen korrelaatio (taulukko 12). Kaikki tutkitut indikaattoribakteerit korreloivat erittäin merkittävästi toistensa kanssa. Erityisen vahva korrelaatio on lämpökestoisten koliformien ja *E. coli*-bakteerien välillä. Lähes kaikki havaitut lämpökestoiset koliformit varmistuivat alustavaksi *E. coliksi* jatkotutkimuksessa. Lämpökestoiset koliformit ja *E. coli* korreloivat erittäin merkittävästi myös veden lämpötilan kanssa. Fekaalisten streptokokkien kohdalla kyseinen korrelaatio oli heikompi. Saatu tulos poikkeaa aiemmista Vantaanjoella tehdyistä tutkimuksista, joissa suurimmat bakteeripitoisuudet on havaittu talvella veden ollessa kylmää ja korrelaatio on ollut negatiivinen (mm. Niemi & Niemi 1988b).

Virtaama purossa korreloi melko huonosti indikaattoribakteerimäärien kanssa. Virtaaman

ollessa suuri, puroon pääsee huuhtoutumaan kasvillisuudesta ja maaperästä fekaalisia streptokokkeja, jotka eivät ole alkuperältään suolistoperäisiä. Hulevedet huuhtovat katualueilta koirien jätöksiä puroihin.

9 Alkuainepitoisuudet purovedessä

Suomessa on tutkittu vain vähän kaupunkialueiden purovesien alkuainepitoisuuksia. Melanen (1981) selvitti 1970-luvun lopussa ja 1980-luvun alussa Suomen kaupunkialueiden hulevesien (sadevesiviemäroityjen vesien) kemiallista koostumusta. Suomen jokien ja purojen vedestä on hydrologisten tutkimusten yhteydessä tehty runsaasti alkuaineanalyysyjä (mm. Lahermo et al. 1996, Vetrek-tietokanta 1997). Kaupunkipurojen alkuainepitoisuuksien selvitystä ei Suomessa kuitenkaan ole tehty. Kaupunkialueiden geokemialliset selvitykset ovat Suomessa perustuneet pääasiassa maaperän aineksen, sedimentin ja sammalten alkuainepitoisuuksien määrittämiseen (Tarvainen 1996).

Mätäjokitutkimuksessa selvitettiin tärkeimpien kationialkuaineiden ja raudan pitoisuuksia Mätäjoen vedessä sekä tiesuolauksen vaikutusta puroveden laatuun kaupunkialueella.

9.1 Alkuaineanalyyseissä käytetyt menetelmät

Alkuainemääryksiä varten vesinäytteet otettiin samoista näytepisteistä kuin muutkin alueelliset näytteet (katso luku 4). Alkuaineanalyysi näytteet otettiin neljä kertaa tutkimusjakson aikana, jokainen eri vuodenaikana (14.8.1995, 16.10.1995, 19.2.1996 ja 15.4.1996). Lisäksi tehtiin ylimääräinen varmistava näyteenotto 5.6.1996. Näytepisteestä 1 (Talin kartano) otettiin kevättulvan aikana muun näyteenoton yhteydessä näytteitä erillisin pulloihin alkuainemääryksiä varten. Kaikki alkuainemäärytykseen tarkoitettut vesinäytteet otettiin happopestyihin ja puhdistetulla vedellä huuhdottuihin polyeteenipulloihin (500 ja 125 ml).

Näytteet otettiin suoraan purosta ja ojista näy-
tepulloihin ilman erillisiä näytteenottimia.
Osassa näytepaikoista käytettiin apuna näyt-
teenottovartta helpottamaan näytteen saamista
uoman keskeltä. Suomen ympäristökeskuksen
tekemän vertailututkimuksen (Antikainen et
al. 1990) mukaan suositellaan näytteenottoa
mahdollisuuksien mukaan suoraan näytepul-
loon. Tällöin kontaminaation riski on pienin.
Näytteet kuljetettiin välittömästi Luonnon-
maantieteen laboratorioon, kestävästi typpi-
hapolla (2,5 ml HNO₃ p.a. / 500 ml) ja siir-
rettiin kylmävarastoon. Näytteet suodatettiin
Schleicher & Schuell 593 -suodattimen läpi
kiintoaineksen poistamiseksi. Kolmen ensim-
mäisen näytteenottokerran näytteet kestävästi
typpi hapolla ennen suodattamista, mikä on saat-
tanut aiheuttaa lievästi liian suuren tuloksen
pitoisuuksissa. Keväällä 1996 tehdyssä vertai-
lussa, virheen voitiin arvioida olevan alle 10 %
natriumin, kalsiumin ja magnesiumin kohdalla
sekä alle 15% kaliumin kohdalla. Kevään
1996 näytteenotoissa suodatuksesta aiheutuvaa
virhettä ei esiinny. Rautapitoisuuden osalta
vertailukelpoisia ovat 15.4.1996 ja 5.6.1996
otetut näytteet.

Näytteet analysoitiin Luonnonmaantieteen la-
boratoriossa tutkimuksen tekijän toimesta
käyttäen Varian SpectrAA10+ atomiabsorb-
tio-spektrofotometriä. Näytteet tutkittiin ab-
sorptiometrisesti käyttäen liekkimenetelmää
ilma-asetyleeni kaasuseoksella. Analysointia
varten kullekin analysoitavalle alkuaineelle
valmistettiin viiden eri pitoisen liuoksen
standardisarja 1000 PPM ($\mu\text{g/ml}$) kantaliuok-
sista. Nollanäytteeseen ja standardinäytteisiin
lisättiin samassa suhteessa kestäväntihappoa
ja ionisoitumissuojana käytettyä ainetta kuin
varsinaisiin näytteisiin. Näytteet, nollanäyte
ja standardiliuokset laimennettiin 50 ml tila-
vuuteen. Analyseissä käytettiin laimennuk-
seen ionivaihdettua ja aktiivihilisuodatettua
vettä.

Ionisoitumissuojana käytettiin cesiumkloridia
(CsCl) 1000 $\mu\text{g/ml}$ määritettäessä kaliumia ja
10 000 $\mu\text{g/ml}$ lantaania (LaCl₃) määritettäessä
magnesiumia ja kalsiumia laitteen valmistajan

ohjeiden mukaisesti (Analytical methods
1989). Saatu tulos muunnettiin absoluuttiseksi
pitoisuudeksi käyttämällä analyysilaitteen
omaa korjausohjelmaa. Lisäksi ionisoitumisen
suojana käytettyjen aineiden aiheuttama näyt-
teiden laimentuminen otettiin huomioon kor-
jaamalla tulokset manuaalisesti. Näytteiden
käsittely tapahtui pääsääntöisesti standardin
SFS 3044 (1980) mukaisesti.

9.2 Purojen alkuainepitoisuuksiin vaikut- tavia tekijöitä

Puroveden minerologiseen koostumukseen
vaikuttavat eri valuma-aluekijät kuten alueen
topografia, kallio- ja maaperän kivilaji- ja rae-
koostumus sekä vedenjohtavuus, valu-
ma-alueen puusto ja kasvipeitteen lajikoostu-
mus ja tiheys (mm. Lepistö & Seuna 1990,
Lepistö 1996). Muita merkittäviä tekijöitä ovat
sadanta, haihdunta, luonnollinen ja antropo-
geeninen laskeuma sekä maankäyttö ja ihmi-
sen toiminnasta aiheutuva likaantuminen (La-
hermo et al. 1996). Keskimäärin 90 % purojen
luonnollisesta pintavalunnasta tulee 10-20 m
etäisyydeltä purouomasta (Kullberg et al.
1993). Kaupunkivaluma-alueilla sade-
vesiviemärinti tuo kuitenkin puroihin vettä ja
epäpuhtauksia huomattavasti laajemmalta
alueelta kuin 20 metriä purouomasta. Antropo-
geeninen vaikutus peittää kaupunkipuroissa
suuren osan luonnollisista puroveden alku-
ainepitoisuuksien vaihteluista. Tärkeimmät
epäpuhtauksien lähteet kaupunkipuroissa ovat
ilmaperäinen kuiva- ja märkäläskelmä, lii-
kenteen aiheuttamat päästöt, rakennusmateria-
alien korrosio sekä kasvillisuudesta ja muista
lähteistä tuleva kuormitus (Malmqvist
1983). Tiesuola on paikoin merkittävä alkuai-
neiden (kloridi, natrium, kalsium) lähde puro-
veteen (Lahermo et al. 1996). Herkimmin ih-
misperäistä saastumista indikoivat vedessä
kloridit, kalium ja nitraatit (Lahermo et al.
1990).

Kansanvälisesti vertailtaessa Suomen purove-
det sisältävät vain vähän liuenneita aineita
(Laaksonen & Malin 1985). Kuitenkin ranni-
koiden purovesistä voidaan havaita 5-10 ker-

taa suurempia pitoisuuksia kuin sisämaan puroista (Lahermo et al. 1996). Erityisesti alkali- ja maa-alkalimetallien sekä kloridien pitoisuudet ovat rannikolla suuria. Tämä johtuu useasta eri syystä. Suomen asutus ja maanviljely on keskittynyt Etelä-Suomen rannikkoalueelle. Tiheä asutus lisää antropogeenistä ilmaperäistä laskeumaa ja suoraan maaperästä huuhtoutumalla tapahtuvaa kuormitusta purovesiin (Lahermo et al. 1995). Maatalous on vesistöjen suurin typpi- ja fosforiyhdisteiden kuormittaja (Rekolainen 1992). Maatalous lisää myös lähes kaikkien muiden alkuaineiden pitoisuuksia vedessä. Antropogeenisillä savipohjaisilla valuma-alueilla lika-ainekset huuhtoutuvat vesistöihin helpommin kuin luonnontilaisilla alueilla. Likaantuneimmat purovedet ovatkin Etelä- ja Länsi-Suomen rannikkoalueilla. Puroveden koostumus Pohjois-Suomen metsäisillä syrjäseuduilla kuvaa Etelä-Suomea paremmin valuma-alueen geologista ympäristöä (Lahermo et al. 1996).

Rannikoiden läheisyydessä huomattava osa maaperästä on savea, joka on paljastunut merestä maankohoamisen seurauksena. Etelä-Suomen pienehköt joet kulkevat tyypillisesti litorina-savikoiden päällä. Savikot syntyivät Itämeren Litorina-vaiheen aikana noin 7400-4000 vuotta sitten (Hyvärinen et al. 1988). Itämeren vesi oli tuolloin nykyistä suolaisempaa ja litorina-savi sisältää edelleen runsaasti eri kationeja (Lahermo et al. 1995). Saviaineen reaktiot veden kanssa ovat nopeampia kuin veden ja karkeamman aineen. Savikoilta huuhtoutuukin huomattavasti enemmän liuennutta ainesta vesistöihin kuin esimerkiksi moreeni- tai turvemailta. Savikkoalueiden huuhtoumaa lisää alueiden käyttö peltoina. Etelä-Suomen savikkovaltaisilla valuma-alueella kallioperän vaikutus puroveden alkuainepitoisuuksiin peittyy muun kuormituksen alle (Lahermo et al. 1996).

Kolmas merkittävä maa-alkalien lähde rannikkoalueiden purovesiin on merestä peräisin oleva eri suoloja sisältävä aerosolipöly. Merestä kulkeutuu mantereelle aerosoleihin kiinnittyneinä klorideja, sulfaatteja, mag-

nesiumia ja natriumia (Lahermo et al. 1990).

9.3 Tärkeimmät maa-alkali- ja alkalimetallit sekä rauta Mätäjoessa

Liunneen aineen pitoisuus ja sähkönjohtavuus Suomen puroissa riippuu hyvin pitkälti kalsiumin, magnesiumin, natriumin, kaliumin, bikarbonaatin, sulfidin ja kloridin pitoisuuksista vedessä (Lahermo et al. 1995). Mätäjoesta näistä tutkittiin yleisimmät maa-alkalimetallit kalsium (Ca) ja magnesium (Mg) sekä alkalimetallit natrium (Na) ja kalium (K). Tärkeimpiä kationeja on luonnonvesissä normaalisti seuraavassa pitoisuuden mukaisessa järjestyksessä: $Ca > Mg > Na > K > Al > H$ (Tarvainen 1996). Kalsiumia, magnesiumia, natriumia ja kaliumia kulkeutuu valuma-alueilta yleensä enemmän pois kuin mitä samana ajanjaksona ilmaperäisesti tai muuna kuormituksena alueelle tulee (Kallio & Kauppi 1990). Rauta on yleisin luonnon pintakierrossa esiintyvä ja luonnonvesistä analysoitu raskasmetalli. Kalsium, magnesium, natrium ja kalium kuuluvat makroravinteisiin. Rauta on tärkeä hivenravinne kasveille (Salonen et al. 1992).

Alkuainepitoisuudet Mätäjoen eri sivuojien havaintopisteissä vaihtelivat suuresti. Luotettavimman kuvan Mätäjoen pääuoman veden laadusta antaa näytteenottopiste 1, joka sijaitsee Talin kartanon kohdalla melko lähellä puron laskukohtaa mereen. Iso-Huopalahtea lähinnä olevat näytepisteet 2 ja 3 ovat suljetun kaatopaikan välittömässä läheisyydessä, mikä lisää alkuaineiden määrää purovedessä.

Mätäjoen alkuainepitoisuuksia verrataan tässä tutkimuksessa lähinnä Geologian tutkimuskeskuksen purovesien geokemiallisen kartoituksen tuloksiin (Lahermo et al. 1996). GTK:n tutkimuksessa selvitettiin yli tuhannen näytepisteen avulla alkuainepitoisuuksien yleistaso Suomen puroissa. Näytteenotto tapahtui pienehköjen, lähinnä maaseudulla sijaitsevien valuma-alueiden latva-alueilta. Kyseinen selvitys perustui vain yhteen näytteenottokertaan kustakin näytepisteestä, eikä välttämättä anna täysin luotettavaa ja vertailukelpoista kuvaa eri

alueiden välillä. GTK:n purovesikartoituksen näytteenotto tapahtui elo-syyskuussa (Lahermo et al. 1996). Vertailuaineistona on lisäksi käytetty erillistä tietokantaa, joka sisältää edellä mainitun GTK:n tutkimuksen yhteydessä Uudenmaan alueelta 36:sta latvapurosta saadut tulokset (GTK 1996). Tietokanta luotiin nimenomaan Mätäjoen ja Mellunkylänpuron tutkimusta varten. Neljän tutkituista Uudenmaan puroista (Finnoonoja, Gräsanoja, Rekolanoja ja Krapuoja) voidaan katsoa sijoittuvan pääasiassa rakennetulle alueelle ja olevan "taajama-puroja".

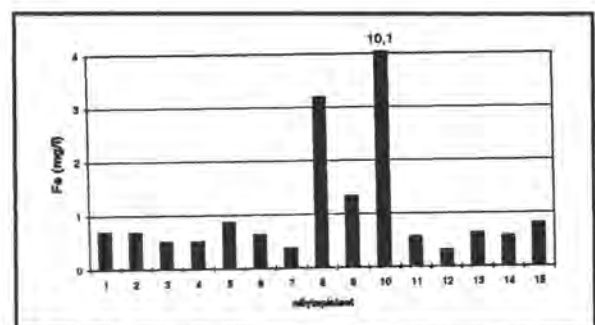
Mätäjoen alkuainepitoisuuksia on edelleen verrattu pääkaupunkiseudulla sijaitsevien Mellunkylänpuron (Ketola 1996) ja Rekolanojan (Hilkku 1997) vastaaviin pitoisuuksiin. Mellunkylänpuron ja Rekolanojan tulokset ovat samanaikaisen näytteenoton ja samojen analyysimenetelmien johdosta täysin vertailukelpoisia Mätäjoen arvojen kanssa.

9.3.1 Rauta (Fe)

Rauta on luonnon pintakierron neljänneksi yleisin alkuaine hapen, piin ja alumiinin jälkeen ja kaikkein yleisin raskasmetalli (Koljonen et al. 1992). Raudan pintakiertoon vaikuttavat veden pH, hapetus-pelkistysolosuhteet, CO₂-pitoisuus sekä epäorgaanisia ja orgaanisia komplekseja muodostavat eri yhdisteet (Lahermo et al. 1996). Kiertokulun kannalta oleellisia ovat bakteerit, jotka hapettavat tai pelkistävät rautayhdisteitä. Valuma-alueilta mobilisoidusta raudasta suuri osa on peräisin pinta-maakerroksen sekä purouoman ja purosedimenttien sekundäärisistä rautasaostumista. Saostumien rauta on yleensä lähtöisin rapautuvista mineraaleista (Lahermo et al. 1996). Muun muassa hematitiitit ja magnetiitit ovat kallioperässä raudan lähteitä (Faust & Aly 1981). Suuri veden humuspitoisuus ja ruskea väri indikoivat korkeaa raudan pitoisuutta (Lahermo & Väänänen 1993). Veden rautapitoisuus on kääntäen verrannollinen happipitoisuuteen (ks. luku 7.3) ja toissijaisesti veden pH-arvoon (Lahermo et al. 1996). Likaantuneet joet sisältävät harvoin suuria määriä liu-

koisessa muodossa olevaa rautaa (Faust & Aly 1981). Raudan mediaanipitoisuus Suomen joissa on 0,68 mg/l (Tarvainen 1996). Seuraavassa esitetyt Mätäjoen raudan arvot perustuvat 15.4 ja 5.6.1996 tapahtuneisiin näytteenottoihin.

Mätäjoen vesi sisälsi rautaa keskimäärin 0,7 mg/l näytteenottokohdassa 1 (Tali) ja koko valuma-alueella keskimäärin 1,4 mg/l (kuva 51). Raudan pitoisuus Mätäjoessa oli oletettua pienempi. Helsingin purot -selvityksen yhteydessä 20.7.1987 otetuissa näytteissä Mätäjoen raudan keskipitoisuus oli 4,7 mg/l (Jalava 1987). Vuosina 1979-1989 Mätäjoesta eri yhteyksissä otetuissa näytteissä purovedessä on ollut rautaa keskimäärin 2,6 mg/l (Vetrek 1997). GTK:n (1996) pienten valuma-alueiden tutkimuksessa raudan keskipitoisuus 36:ssa Uudenmaan puroissa oli 0,5 mg/l, näistä taajama-alueille sijoittuvissa puroissa vain keskimäärin 0,4 mg/l. Mätäjoen rautapitoisuus osoittautui pienemmäksi kuin aiemmissa selvityksissä, mutta suuremmaksi kuin keskimääräisessä luonnontilaisessa puroissa. Saatuihin arvoihin voi vaikuttaa näytteenoton ajoittuminen kevääseen ja alkukesään, jolloin veden virtaama on voimakas ja happipitoisuus hyvä. Mätäjoen korkea pH pitää osaltaan raudan määrän purovedessä matalana.



Kuva 51. Raudan pitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna eri näytepisteissä.

Mätäjoen veden rautapitoisuus oli alueellisesti tarkasteltuna tasainen koko valuma-alueella kahta poikkeusta lukuunottamatta. Raudan pitoisuudet vedessä olivat poikkeuksellisen suuria näytepisteillä 8 (Reimarlanoja) ja 10

(Ruosilantienoja). Ruosilantienojan veden rautapitoisuus 15.4.1996 oli 17,3 mg/l. Kyseisen sivuojan veden pH oli vuoden aikana keskimäärin vain 3,6. Veden alhainen pH nostaa raudan pitoisuutta purovesissä (Lahermo et al. 1996). Todennäköistä on, että Ruosilantien ojuoman saastumisen aiheuttaa läheiselle tyhjälle tontille kasattu täytemaa ja jätteet (ks. luku 12.2.6). Täytemaana on mahdollisesti käytetty sulfidipitoista ainesta, mikä laskee pH:ta. Reimarlanojassa raudan (ka 3,2 mg/l) pitoisuutta nostaa sadevesiviemäri, josta pääsee pieniä määriä öljyistä vettä ojuomaan.

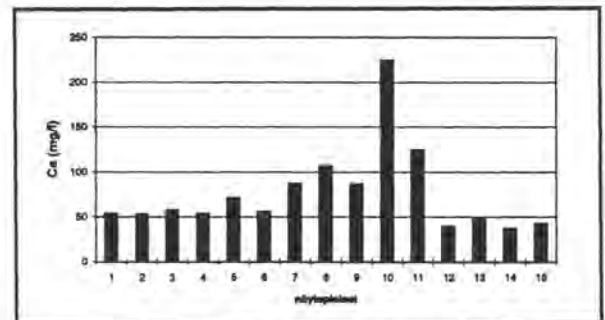
9.3.2 Kalsium (Ca)

Kalsium on runsaimmin luonnonvesissämme esiintyvä kationi (Kullberg et al. 1993). Karbonaatit (mm. kalsiitti ja dolomiitti, argoniitti, fluoriitti) ja fosfaattimineraalit sisältävät paljon kalsiumia. (Faust & Aly 1981). Kalsiummineraalit rapautuvat helposti. Suurin osa liuenneesta kalsiumista siirtyy saostumalla tai eliöiden vaikutuksesta sedimentteihin (Koljonen et al. 1992). Keski-Euroopassa kallioperästä huuhtoutuva kalsiummäärä on huomattavasti suurempi kuin Suomessa. Kalsium toimii luonnossa puskurina hapanta laskeumaa vastaan. Suomen maaperän happamuus johtuikin pitkälti kalsiumin vähäisestä määrästä (Kauranne & Sillanpää 1992).

Kalsiumia huuhtoutuu puroihin savi- ja siltikerrostumista ja jäätikön aikanaan kuljettamasta karbonaattikiviaineksesta. Viljely ja karjalous lisäävät vesistöjen kalsiumkuormitusta. Kalsiumia tulee Suomeen myös pieniä määriä kuiva- ja märkälasseumana mm. Koillis-Eestin ja Pietarin alueen päästöistä (Lahermo et al. 1996). Sadevesi Espoossa sisälsi vuonna 1997 kalsiumia keskimäärin 0,48 mg/l (Järvinen & Vänni 1997). Tyypilliset kalsiumpitoisuudet Suomen latvapuroissa (90% tulokista) vaihtelevat 1,7-18 mg/l välillä. Mediaani on 4,1 mg/l (Lahermo et al. 1996).

Kalsiumin pitoisuus Mätäjoessa on poikkeuksellisen korkea. Kaikkien näytepisteiden vuoden keskiarvoksi saatiin tutkimusjakson aikana 71,1 mg/l. Näytepisteen 1 (Tali) vuoden

keskiarvo oli 53,4 mg/l (kuva 52). Yksittäiset pitoisuudet vaihtelivat 26,5 ja 347,5 mg/l välillä. Samaan aikaan ja samoin menetelmin tehdyn tutkimuksen mukaan kalsiumin Mellunkylän puron kalsiumin pitoisuudet olivat suuruudeltaan lähes Mätäjoen tasoa. Siellä ei kuitenkaan havaittu yksittäisissä näytekohdissa korkeita pitoisuuspiikkejä (Ketola 1996). Sen sijaan Rekolanojassa, joka sijaitsee kauempana merestä, kalsiumin määrä on selvästi vähäisempi (vrt. Hilkku 1997). Uudenmaan latvapurojen kalsiumin keskipitoisuus oli 1990 15,8 mg/l ja näistä taajamapurojen keskipitoisuus oli 25,3 mg/l (GTK 1996).



Kuva 52. Kalsiumin pitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna eri näytepisteissä.

Tarkasteltaessa Mätäjoen kalsiumpitoisuksien alueellista jakaumaa (kuva 52), havaitaan keskimääräistä suuremmat pitoisuudet Reimarlanojalla (piste 8), Ruosilantienojalla (10) ja Malminkartanonojalla (11). Kalsiumpitoisuudet pääuomassa laskivat mereltä kohti pohjoista ja olivat pienimpiä Vantaalla. Reimarlanojan ja Ruosilantienojan korkeiden pitoisuuksien syitä on selvitetty jo edellä raudan yhteydessä. Malminkartanonojan melko korkea kalsiumpitoisuus vedessä lisää epäilyksiä jostakin pysyvistä kuormituslähteistä. Ravinne-, indikaattoribakteeri-, maa-alkalimetalli- ja alkalimetallipitoisuudet olivat keskimääräistä korkeampia. Keskimääräistä suurempi kalsiumpitoisuus havaittiin myös Lassilan- ja Konalanojassa. Korkeita pitoisuudet olivat tiheästi asutuilla ja sadevesiviemäröidyillä alueilla sekä sivupuroilla, jotka sijaitsivat suurten teiden läheisyydessä. Osasyynä tähän voi olla teiden kunnossapitoon käytettyjen natriumklo-

ridin ja kalsiumkloridin kulkeutuminen purovesiin.

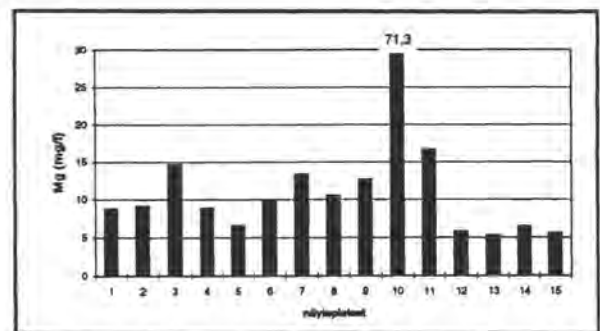
Eri vuodenaikoina kalsiumin pitoisuus pysyi suhteellisen tasaisena. Korkeimmillaan pitoisuus Mätäjoessa oli kevättulvan ja alkukevään näytteissä. Suurin pitoisuus näytepisteessä 1 (Tali) mitattiin 18.3.1996 otetusta näytteestä (146,6 mg/l). Maaliskuussa ilman lämpötila Mätäjoen valuma-alueella nousi päivisin yllä, mutta vuorokauden keskilämpötila pysyi edelleen selvästi pakkasen puolella. Sen seurauksena purouomiin pääsi pieniä määriä sulamisvesiä. Kalsiumin määrä Mätäjoessa laski alle 100 mg/l huhtikuun alussa, jolloin varsinaiset kevättulvavedet alkoivat laimentaa pitoisuutta.

9.3.3 Magnesium (Mg)

Suuri osa rannikoilla huuhtoutuvasta magnesiumista on peräisin valuma-alueiden savisedimenteistä. Paikoin magnesiumin lähteenä voi myös olla kallioperä, kuten Oulun seudulla mafiset ja ultramafiset kivilajit (Lahermo et al. 1996). Maaperän magnesiumipitoisuus on Suomessa pieni. Happamat sateet voimistavat magnesiumin huuhtoutumista etenkin metsä- ja maatalousmailta vesistöihin (Kauranne & Sillanpää 1992). Suomen latvapurojen magnesiumin pitoisuuden mediaani on 1,39 mg/l. Suuria pitoisuuksia, paikoin yli 7 mg/l magnesiumia, esiintyy purovesissä Uudellamaalla ja Lounais-Suomessa sekä Vaasan ja Kuusamon alueilla (Lahermo et al. 1996).

Magnesiumin pitoisuus Mätäjoessa on vain hiukan korkeampi kuin Uudenmaan latvapuroissa keskimäärin. Vuotuinen keskiarvo näytepisteessä 1 (Tali) oli 8,8 mg/l, mikä on lähellä GTK:n tutkiman neljän Uudenmaan taajamapuron keskiarvoa 8,2 mg/l. Kaikkien 36:n Uudeltamaalta tutkitun latvapuron veden magnesiumin keskiarvo oli 5,7 mg/l (GTK 1996). Mätäjoen kaikkien havaintopisteiden keskiarvo oli vastaavasti 12,6 mg/l. Mätäjoen puroveden magnesiumipitoisuudet kasvoivat hiukan kuljettaessa pääuomaa kohti merta (kuva 53). Suurin pitoisuus havaittiin Ruosilantienojassa (ka 71,3 mg/l). Magnesiumipitoisuus

oli keskimääräistä korkeampi myös Malmin-kartanonojassa (piste 11). Iso-Huopalahden suljetun kaatopaikan vieressä Pajamäenojassa (3) havaittiin kaatopaikan suotovesien vaikutus veden magnesiumipitoisuuteen, vaikkakin melko heikkona. Talvella, 19.2.1996 Pajamäenojasta otetussa näytteessä magnesiumipitoisuus oli 26 mg/l, kun näytepisteessä 1 (Tali) pitoisuus samaan aikaan oli vain 11,6 mg/l. Magnesiumipitoisuus pysyi Mätäjoen pääuomassa koko vuoden melko tasaisena. Kevättulvan aikana 26.2.-15.4.1996 pitoisuus näytepisteessä 1 vaihteli 5,9-10,7 mg/l välillä.

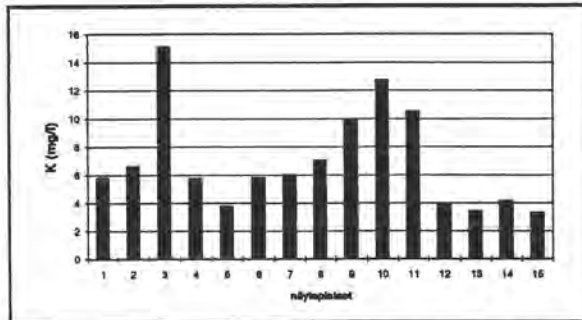


Kuva 53. Magnesiumin pitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna eri näytepisteissä.

9.3.4 Kalium (K)

Kalium on natriumin jälkeen yleisin alkalimetalli luonnonvesissä. Se on yksi lannoitteiden sekä jätevesien pääkomponenteista (Lahermo et al. 1996). Kaliumia on runsaasti savissa, mutta vain vähän karkeissa ja lajittuneissa maalajeissa (Kauranne & Sillanpää 1992). Kaliumia esiintyy kallioperässä runsaasti alueilla, jotka sisältävät kalimaasälpää ja kiilteitä (Kollonen et al. 1992). Veden mukana kulkeutuvan kaliumin määrä riippuu mm. maaliuksen happamuudesta, alumiinin ja piin pitoisuuksista sekä savimineraalien määrästä. Suomen latvapurojen kaliumin mediaanipitoisuus on 0,7 mg/l. Etelä-Suomessa ja lounaisrannikolla purovesien kaliumipitoisuudet vaihtelevat keskimäärin välillä 2,5-6,0 mg/l (Lahermo et al. 1996). Mitä lähempänä valuma-alue on nykyistä rantaviivaa, sitä enemmän vedessä yleensä on kaliumia. Sisämaan puroista ka-

liumia löytyy vain kymmenesosa verrattuna rannikkoalueen pitoisuuksiin. Etelä-Suomen purovesissä on paljon kaliumia, vaikka alueen moreenissa sitä esiintyykin vain vähän. Kaliumia kulkeutuu Etelä-Suomen puroihin savi-koista, suola- ja silikaattipölynä mereltä ja kuormituksena asutuskeskuksista sekä viljelyksiltä (Lahermo et al. 1996).



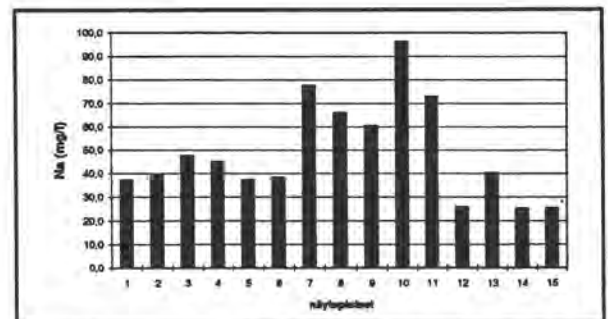
Kuva 54. Kaliumin pitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna eri näytepisteissä.

Koko Mätäjoessa kaliumin keskipitoisuus oli 7,0 mg/l ja näytepisteessä 1 5,8 mg/l (kuva 54). Uudenmaan kaikkien latvapurojen keskiarvo on 3,9 ja taajamapurojen 4,6 mg/l (GTK 1996). Kalium käyttäytyy Mätäjoella samoin kuin kalsium ja magnesium. Pitoisuus on pääuomassa korkeimmillaan lähellä merta. Korkeita kaliumpitoisuuksia esiintyy myös Pajamäenojassa (piste 3), Ruosilantienojassa (10) ja Malminkartanonojassa (11). Kaatopai-kan suotovesien vaikutuksesta Pajamäenojan kaliumpitoisuus talvella oli yli kolme kertaa suurempi (31,4 mg/l) kuin minkään toisen näytepisteen vastaavana aikana. Kaliumpitoisuudet Mätäjoessa olivat pienimmillään kevätulvan voimakkaan virtaaman aikana. Mellunkylänpuron ja Rekolanojan kaliumpitoisuudet olivat hiukan Mätäjoen arvoja pienemmät (vrt. Ketola 1996; Hilkkü 1997).

9.3.5 Natrium (Na)

Natrium on alkaliryhmän yleisimmin luonnossa esiintyvä metalli. Se on kloridin tavoin syklinen alkuaine, jota saadaan sateen mukana ja osittain myös kuivalaskeumana mereltä rannikkoalueille. Espoossa sijaitsevalla mittaus-

pisteellä sadevesi sisälsi vuonna 1995 natriumia keskimäärin 0,47 mg/l (Järvinen & Vänni 1997). Savikerros voi sitoa itseensä natriumia ioninvaihdon kautta (Faust & Aly 1981). Osa purovesien natriumista on peräisin savi- ja silttikerrostumien relikteisistä meriveden suoloista (Lahermo et al. 1996). Suomen kallioperässä natriumia esiintyy lähes ainoastaan maasälvissä (Koljonen et al. 1992). GTK:n tutkimista latvapuroista 90 % sisälsi natriumia 1,3-14 mg/l. Koko aineiston mediaani oli 2,1 mg/l. Vaasan seudun ja Lounais-Suomen puroissa suurimmat arvot ovat 25-50 mg/l. Rannikolla on selvästi havaittavissa natriumin ilmaperäinen kulkeutuminen mereltä maalle. Meren lähellä natriumpitoisuudet ovat purovedessä korkeimmat ja heikkenevät sisämaahan mentäessä (Lahermo et al. 1996). Tiesuolaus voi vaikuttaa paikoin huomattavasti veden natriumpitoisuuksiin (Soveri 1991). Tiesuola uhkaa etenkin pohjavesiä. Jos juomavedessä on natriumia vähintään 300 mg/l, se maistuu suolaiselta (Yli-Kuivila et al. 1993).



Kuva 55. Natriumin pitoisuuden keskiarvo tutkimusvuonna eri näytepisteissä.

Mätäjoen natriumpitoisuudet olivat korkeita. Näytepisteen 1 keskiarvo oli tutkimusvuonna 37,2 mg/l ja kaikkien näytepisteiden keskiarvo 47,5 mg/l (kuva 55). Uudellamaalla tutkituissa latvapuroissa keskiarvo on 13,6 mg/l ja taajama-alueiden puroissa 27,8 mg/l (GTK 1996). Mätäjoen valuma-alueella pitoisuudet olivat keskimääräistä korkeampia Lassilanojalla (piste 7), Ruosilantienojalla (10) ja Malminkartanonojalla (11). Lassilanojan korkeaan pitoisuuteen saattaa vaikuttaa Kehä I:n reunaojien laskeminen ojaumaan. Vuodenaikainen vaihtelu natriumin pitoisuudessa on selkeä. Pitoi-

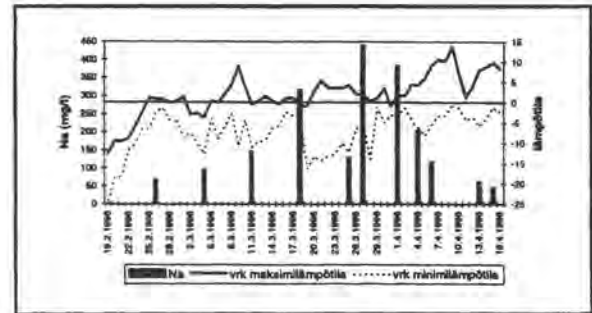
suus on suurin kevättulvan alussa ja pienin kesällä. Natriumpitoisuuden vaihteluista kevättulvan aikana kerrotaan luvussa 9.4. Mätäjoen natriumpitoisuudet olivat korkeimmat valuma-alueen keskiosissa tehokkaasti sadevesiviemäröidyillä alueilla ja teiden varsilla. Natriumin pitoisuus oli pienin Mätäjoen yläjuoksulla Vantaalla. Mellunkylänpurossa natriumpitoisuus oli vuonna 1995-96 keskimäärin hiukan Mätäjokea suurempi. Rekolanojan natriumpitoisuudet olivat läpi vuoden selvästi pienempiä kuin Mätäjoessa (vrt. Ketola 1996, Hilkku 1997).

9.4 Tiesuolan vaikutus natriumin ja muiden alkuaineiden pitoisuuksiin keväällä

Purovesien tärkeimpien alkuaineiden ja yhdisteiden kalsiumin, natriumin, magnesiumin, bikarbonaattien ja sulfidien pitoisuudet ovat yleensä kääntäen verrannollisia virtaaman voimakkuuteen (Lahermo et al. 1996). Sulamis- ja sadevedet laimentavat mainittujen aineiden pitoisuuksia. Kaliumin pitoisuus voi myös kasvaa tulvahuippujen aikana, koska kaliumia vapautuu karikkeen hajotessa (Lepistö & Seuna 1990). Usein puroveden tai pohjaveden suolapitoisuus kasvaa hiukan luonnontilaisilla alueilla juuri kevättulvan alkaessa (Soveri 1985). Noin 50-80 % talven aikana kertyneistä epäpuhtauksista lähtee liikkeelle, kun ensimmäinen 30 % lumesta sulaa (Johanssen & Henriksen 1978).

Mätäjoen alkuainepitoisuuksia seurattiin ennen varsinaisen kevättulvan alkua ja sen aikana ottamalla näytestä yksi 26.2.-15.4.1996 näyte vähintään kerran viikossa. Tulvan alkuvaiheessa näytteitä otettiin useita viikossa. Pitoisuuksien vaihtelu osoitautui erityisen suureksi natriumin kohdalla. Vaihtelun todennäköinen aiheuttaja on tiesuolaus, jonka tarkoituksena on vähentää teiden liukkautta lämpötilan ollessa lähellä nollaa. Teiden suolauksessa käytetään pääasiassa natriumkloridia (NaCl) eli ruokasuolaa. Suola sisältää keskimäärin 65 % kloridia ja 35 % natriumia (Soveri 1991). Helsingissä on siirrytty liuossuolaukseen, jolla pyritään pien-

tämään tarvittavan suolan määrää (Fagström 1996, suul.). Liuossuolalla tarkoitetaan natrium- tai kalsiumkloridiliuosta. Liuossuolaa tarvitaan saman vaikutuksen aikaansaamiseksi kilometriä kohden vain noin 20-30 % normaalin kuivasuolan määrään verrattuna (Yli-Kuivila et al. 1993). Tielaitos levittää pääteille suolaa vuodessa 3000 - 20 000 kg/km. Osa suolasta levitetään kaduille hiekan mukana (Yli-Kuivila et al. 1993). Helsingissä hiekan joukossa on 1-2 % suolaa (Fagström 1996, suul.).

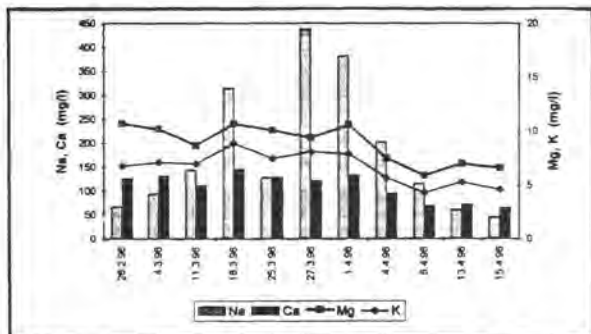


Kuva 56. Natriumin pitoisuus Mätäjoessa ja ilman lämpötila (°C) keväällä 1996.

Keväällä 1996 vuorokautiset maksimi- ja minimilämpötilat vaihtelivat selvästi nollan molemmin puolin ja tienpinnat pääsivät sulamaan ja jäätymään uudelleen lähes päivittäin. Tämä lisäsi tarvittavan suolauksen määrää. Jo ensimmäisenä havaintoajankohtana 26.2.1996 natriumin pitoisuus Mätäjoessa oli kesän ja syksyn arvoja korkeammalla tasolla (66,4 mg/l). Tuolloin päivälämpötila oli ensimmäisen kerran noussut nollan yläpuolelle. Natriumin pitoisuus nousi tasaisesti aina 18.3.1996 saakka, jolloin se oli 315,4 mg/l (kuva 56). Yöpakkaset heikkenivät tuolloin selvästi ja päivälämpötilat pysyivät hieman lämpöasteiden puolella. Kaduilta ja niiden pientareilta pääsi valumaan pieniä määriä natriumpitoisia sulamisvesiä sadevesiemärien kautta puroon. Mätäjoen pieni virtaama ei tuolloin laimentanut hulevesien suurta natriumpitoisuutta. 25.3.1996 otetun näytteen natriumpitoisuus oli selkeästi edellistä viikkoa pienempi. Tähän todennäköisesti vaikuttivat kylmät yöt, jotka vähensivät lumen sulamista. Natriumin pitoisuuden maksimi (438,0 mg/l) saavutettiin 27.3.1996, jolloin myös yöt lämpenivät hiukan

ja vuorokauden keskilämpötila nousi. Pitoisuus kääntyi selkeään laskuun huhtikuun alussa, jolloin lumi alkoi sulaa laajemmilta alueilta ja siitä seurannut kevättulva laimensi natriumin pitoisuutta purovedessä. Pitoisuus laski tasaisesti 15.4.1996 saakka, jolloin se saavutti tason 44,8 mg/l. Tämä arvo oli edelleen suurempi kuin kesällä, syksyllä ja talvella havaitut pitoisuudet. Alkukesällä 5.6.1996 näytenäytteestä 1 otetussa näytteessä natriumin pitoisuus oli 33,5 mg/l.

Jos oletetaan kaiken puroveden natriumin olevan peräisin tiesuolasta, voidaan laskea Mätäjoen veden maksimissaan 27.3.1996 sisältäneen 1250 mg/l kloridia. Sähkönjohtavuus Mätäjoessa oli tuolloin 236 mS/m, yli nelinkertainen koko vuoden keskiarvoon nähden. Suomessa on aiemmin paikoin mitattu vedestä tiesuolan käytöstä seuranneita yli 1000 mg/l kloridipitoisuuksia (Soveri 1991). Suomenlahden natriumpitoisuus on noin 1500 mg/l ja kloridipitoisuus 2500 mg/l (Wahlström et al. 1992). Helsingin Mellunkylänpurossa natriumia oli keväällä 1996 vedessä enimmillään 245,9 mg/l (Ketola 1996).



Kuva 57. Mätäjoen vedestä tutkittujen emäskationien pitoisuuksien vaihtelu keuhäällä 1996.

Natriumpitoisuus korreloi keuhäällä negatiivisesti virtaaman kanssa. Pitoisuus oli hyvin korkea ennen varsinaista tulvaa, jonka jälkeen tapahtui pitoisuuden laimentuminen. Yllättävää oli natriumpitoisuuden korkea lähtötaso ja pitoisuuden pysyminen melko korkeana läpi koko kevättulvan. Samaan aikaan natriumpitoisuuksien kohotessa keuhäällä, myös kalsiumpitoisuus nousi Mätäjoessa (kuva 57). Kal-

siumkloridia voidaan käyttää liukkaudentorjuntaan natriumkloridin tavoin, joskin sen käyttö on selvästi vähäisempää. Magnesiumin ja kaliumin pitoisuudet eivät sanottavasti nousseet ennen kevättulvaa. Havaittavissa oli vain kevättulvan aiheuttama pitoisuuksien laimentuminen huhtikuun alussa.

9.5 Alueellinen tarkastelu

Tutkimuksessa havaittiin, että neljässä sivuojoessa alkuainepitoisuudet olivat poikkeuksellisen korkeita. Pajamäenojoessa Iso-Huopalahden kaatopaikan lähellä alkali- ja maa-alkalimetallien pitoisuudet olivat etenkin talvella keskimääräistä suuremmat. Tämä on seurausta kaatopaikan suotovesistä. Reimarlanojan rauta- ja kalsiumpitoisuudet olivat keskimääräistä korkeammat. Tämä johtuu öljyisestä ja muutoin likaantuneesta vedestä, jota pääsee sadevesiviemäristä Mätäjokeen. Ruosilantienojan vedestä voitiin mitata kohtalaisia määriä mm. sinkkiä (Zn) ja mangaania (Mn), joiden pitoisuudet muissa näytteissä olivat lähellä määritysrajaa tai jäivät sen alle. Ruosilantienojan korkeisiin alkuainepitoisuuksiin vaikuttaa veden alhainen pH (med. 3,6). Malminkartanonojan alkali- ja maa-alkalimetallien pitoisuudet olivat selvästi keskimääräisiä korkeammat. Tähän on todennäköisesti syynä jokin kuormituslähde, joka kuormittaa ojaa ravinteilla ja lisää samalla veden indikaattoribakteeripitoisuuksia.

10 Muut veden laatuun vaikuttavat tekijät

Tutkimuksessa selvitettiin edellisissä luvuissa kuvattujen veden laadun muuttujien lisäksi veden sähkönjohtavuus, pH, happipitoisuus, lämpötila, sameus ja kemiallinen hapenkulutus. Lisäksi puroveden roskaantumisesta ja hajusta tehtiin aistinvaraisia huomioita.

10.1 Käytetyt menetelmät

Mätäjoen veden pH ja sähkönjohtavuus selvi-

tettiin jokaisesta tutkimusvuoden aikana otetusta vesinäytteestä. Veden happipitoisuus ja lämpötila tutkittiin viikottaisista näytteistä. Puroveden sameutta (HACH) ja kemiallista hapenkulutusta (COD_{Mn}) selvitettiin neljä kertaa vuodessa eri puolilta valuma-aluetta otetuista alueellisista näytteistä.

Viikottain otetuista näytteistä (näytepiste 1, Tali) ja neljä kertaa vuodessa otetuista alueellisista näytteistä veden sähkönjohtavuus ja pH määritettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioissa. Määritykset tehtiin standardien SFS 3022 (1974) (sähkönjohtavuus) ja SFS 3021 (1979) (pH) mukaisesti. Sähkönjohtavuus ja pH tutkittiin viikkonäytteistä poikkeuksellisesti Luonnonmaantieteen laboratorioilla 22.4.1996- 20.5.1996. Kaikki sade-episodien tai kevättulvan aikana otetut näytteet analysoitiin samoin Luonnonmaantieteen laboratorioilla tämän tutkimuksen tekijän toimesta. Kyseiset näytteet tutkittiin WTW LF91-mittarilla (sähkönjohtavuus) ja pH Schott CG 840-mittarilla (pH) käyttäen tarvittavia standardeja ja lämpötilan korjauskertoimia. Sähkönjohtavuuden arvot ovat ilmaistu standardin mukaisesti + 25 °C lämpötilassa. Poikkeuksellisia vedenlaadun arvoja selvitettiin tarvittaessa paikan päällä kannettavien mittarien avulla.

Veden happipitoisuus ja lämpötila mitattiin kannettavalla OXI 96-happimittarilla suoraan purouomasta. Hapen määrä vedessä selvitettiin sekä absoluuttisena happipitoisuutena (mg/l) että suhteellisena prosenttiosuutena näytteenottohetken täydellisestä kyllästysasteesta. Mittari huomioi automaattisesti vallitsevan lämpötilan ja ilmanpaineen aiheuttamat korjaukset veden happipitoisuudessa. Veden lämpötila mitattiin 0,1 °C tarkkuudella. Sekä veden happipitoisuus että lämpötila mitattiin selkeästi virtaavasta uoman kohdasta noin 10 cm syvyydeltä.

Veden sameus (HACH) ja kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) tutkittiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorioissa standardien SFS 3024 (1974) ja SFS 3036 (1981)

mukaisesti.

10.2 Sähkönjohtavuus

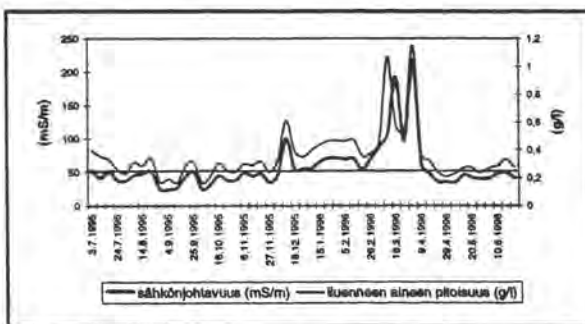
Veden sähkönjohtavuudella kuvataan anioneiksi ja kationeiksi ionisoituneiden aineiden määrää vedessä (WHO 1978). Veden sähkönjohtavuus riippuu näytteen elektrolyyttien määrästä, dissosioitumisasteesta ja lämpötilasta (Seppänen 1984). Sähkönjohtavuuden arvo korjataan tarvittaessa korjaustaulukolla vastaamaan +25 °C lämpötilaa (SFS 3022, 1974). Sähkönjohtavuus kuvaa samalla liuenneiden aineiden pitoisuutta vedessä. Liuenneiden aineiden pitoisuus (mg/l) saadaan yleensä kertomalla sähkönjohtavuuden arvo (mS/m +25 °C) empiirisellä kertoimella 7,5 (Lahermo et al. 1996). Vesianalyysitoimikunnan mietinnön mukaan kerroin vaihtelee Suomen vesissä välillä 5,5-7,5. (Komiteamietintö 1968).

Purovesien sähkönjohtavuuteen vaikuttaa valuma-alueen hydrografinen luonne, pinnanmuodot, kallioperän rakenne ja kivilajikoostumus, maaperän maalajisuhteet ja hienon lajitteen osuus moreenissa (Lahermo et al. 1996). Lisäksi ihmisen toiminta vaikuttaa merkittävästi veden sähkönjohtavuuteen. Kaupunkialueilla veden sähkönjohtavuutta lisää ilmaperäinen laskeuma, liikenteen aiheuttamat päästöt, rakennusmateriaalien korroosio ja kasvillisuudesta peräisin oleva kuormitus (Malmqvist 1983). Tiesuolaus voi myös paikoin lisätä natriumin ja kloridien määrää vedessä ja nostaa sähkönjohtavuutta (Yli-Kuivila et al. 1993).

GTK:n purovesikartoituksessa tutkitun 36:n Uudenmaan latvapuron sähkönjohtavuuden keskiarvo oli 20,2 mS/m. Näistä neljän taajama-alueelle sijoittuvan puron sähkönjohtavuus oli keskimäärin 33,0 mS/m (GTK 1996). Kaikkien Suomen alueella purovesikartoitukseen kuuluneiden purojen sähkönjohtavuuden keskiarvo oli 6,9 mS/m (Lahermo et al. 1996). Latvapurojen näytteet oli otettu heinä-elokuun vaihteessa. Helsingin Mellunkylänpuron sähkönjohtavuus oli vuonna 1995-96 keskimäärin 61,1 mS/m ja Vantaan Rekolanojan 28,5 mS/m (Ketola 1996, Hilkku 1997). Sadeveden

sähkönjohtavuuden keskiarvo Espoossa vuonna 1995 oli vain 2,4 mS/m (Järvinen & Vänni 1997).

Sähkönjohtavuuden ja liuennan aineen pitoisuuden välisen selvän keskinäisen korrelaation Mätäjoessa voi havaita kuvasta 58. Sähkönjohtavuus Mätäjoen näytesteissä 1 (Tali) oli tutkimusvuonna keskimäärin 56,4 mS/m. Saatua arvoa on poikkeuksellisen suuri verrattuna muihin pieniin valuma-alueisiin Uudellamaalla ja Suomessa. Veden sähkönjohtavuus oli pienimmillään 23,9 mS/m 2.10.1995. Tuolloin edellisten päivien sateet olivat laskeneet veden liuennan aineen pitoisuutta purossa. Sähkönjohtavuus pysyi koko talven ajan vuoden keskiarvoa korkeampana. Korkeimmat arvot (192 ja 218 mS/m) saavutettiin juuri ennen kevättulvan alkua. Talvella sähkönjohtavuutta nosti veden suuri ammoniumtyypin pitoisuus, samoin kuin liukkaudenestoon käytetyn tiesuolan pääsy puroveteen. Puron heikko virtaama piti tuolloin veden liuennan aineiden pitoisuuden korkeana. Kevättulvan virtaamamaksimi laimensi liuennan aineiden pitoisuutta vedessä ja samalla sähkönjohtavuus laski nopeasti lähelle kesän arvoja. Kesällä ja syksyllä sähkönjohtavuus pysyi keskimäärin alle 50 mS/m tasossa. Sateiden seurauksena Mätäjoen veden sähkönjohtavuus aleni. Sähkönjohtavuus kääntyi jälleen nousuun virtaaman heikentyessä muutama päivä sateiden jälkeen.



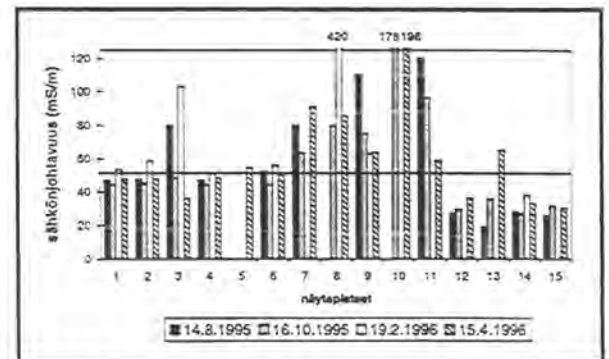
Kuva 58. Sähkönjohtavuuden vaihtelu tutkimusvuonna (näyteste 1).

Sähkönjohtavuuden ja liuennan aineiden pitoisuuden välillä havaittiin Mätäjoessa hyvin vahva korrelaatio ($r = 0.934^{***}$, ks. luku 11). Tämän tutkimuksen perusteella sähkönjohta-

vuuden arvosta voidaan päätellä kohtuullisen luotettavasti myös Mätäjoen liuennan aineen pitoisuus ilman erillistä analyysiä. Veden liuennan aineen pitoisuus (mg/l) Mätäjoen pääuomassa saadaan kertomalla sähkönjohtavuuden arvo (mS/m) kertoimella 6,6.

Suurta sähkönjohtavuutta selittävät monet eri tekijät. Alkali ja maa-alkalimetallien pitoisuus Mätäjoen vedessä on suuri. Kyseisiä kationeja tulee valuma-alueelle mm. merestä ilmateitse aerosolipölyn mukana (Lahermo et al. 1990). Huomattava osa Mätäjoen valuma-alueesta on litorina-savikkoa. Savesta puroveteen huuhtoutuu reaktiivisia meriveden suoloja (Lahermo & Rainio 1990). Lisäksi sähkönjohtavuutta nostaa ilmaperäinen liikenteen ja energiantuotannon aiheuttama laskeuma ja kaupungin katualueilta hulevesien mukana huuhtoutuva tiesuola ja muut epäpuhtaudet.

10.2.1 Sähkönjohtavuus eri näytesteissä



Kuva 59. Sähkönjohtavuus eri näytesteissä.

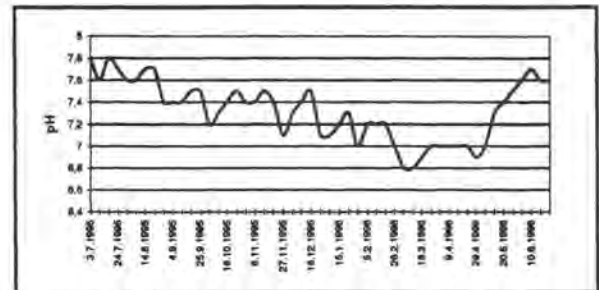
Mätäjoen eri näytesteiden sähkönjohtavuus vaihteli hyvin pitkälti samalla tavoin kuin liuennan aineen pitoisuuskin (katso luku 6). Sähkönjohtavuus oli pienintä puron yläjuoksulla Vantaalla ja kasvoi merta lähestyttäessä (kuva 59). Kaikkien näytesteiden vuoden keskiarvo oli 67,7 mS/m. Suurimmat pitoisuudet havaittiin Reimarlan- ja Ruosilantienojien vedestä. Reimarlanojan (näyteste 8) veden sähkönjohtavuus oli erityisen suuri talven näytteessä. Tuolloin suuri osa ojan vedestä oli sadevesiviemäristä valunutta öljyistä likavettä.

Ruosilantienojan (piste 10) virtaama oli koko tutkimusvuoden ajan pieni. Ojasta saatiin näyte vain syksyllä ja keväällä. Ruosilantienojan sähkönjohtavuus oli keskimäärin 188 mS/m. Sähkönjohtavuuden arvo oli keskimääräistä suurempi myös Lassilan- (piste 7), Konalan- (9) ja Malminkartanonojissa (11). Pajamäenojasta (3) talvella otetussa näytteessä voitiin havaita Talin suljetun kaatopaikan suotovesien vaikutus. Pajamäenojan sähkönjohtavuus oli tuolloin 103 mS/m, yli kaksi kertaa syksyn vastaavaa arvoa suurempi.

10.3 pH

pH-luku kuvaa veden happamuutta tai emäksisyyttä ja se saadaan veden vetyionikonentraation logaritmin vastalukuna (Lahermo et al. 1996). pH-asteikko on logaritminen. Yhden pH yksikön muutos merkitsee 10-kertaista muutosta veden vetyionipitoisuudessa (Seppänen 1984). Luonnonvesien pH:ta säätelee veden hiilidioksidin, bikarbonaatin ja karbonaatin määrä. pH:n tasoon vaikuttaa fotosynteesin ja orgaanisten aineiden biokemiallisen hapettumisen voimakkuus sekä eräiden mineraalien kemiallinen muuntuminen (WHO 1978). Lisäksi erilaiset veteen liuenneet epäpuhtaudet vaikuttavat veden pH:n arvoon (Seppänen 1984). Luonnonvesien pH:n vaihteluväli on 4,5-8,5 (Madêra 1982). Suomen vesistöissä veden pH on yleensä alle 7 (Seppänen 1984). Ilmaperäinen laskeuma muuttaa luontaista veden pH:ta. Sadevesi Etelä-Suomessa on melko hapanta. Sateen mukana ja osin kuivalaskeumana tuleva rikki- ja typpikuormitus aiheuttavat happamoitumista (Kämäri et al. 1992). Sadeveden pH Espoon havaintopisteessä oli vuonna 1995 keskimäärin 4,6 (Järvinen & Vänni 1997). Sadeveden pH:n alueellinen jakauma Suomessa ei kuitenkaan selkeästi korreloi puro- tai pohjavesien happamuuden kanssa (Lahermo et al. 1996). Suon osuus valuma-alueen pinta-alasta vaikuttaa merkittävästi veden pH-tasoon. Suovaltaisilla valuma-alueilla purovesi on yleensä orgaanisten happojen happamoittamaa (Kallio & Kauppi 1990).

Luonnonvesien pääkationeita Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ ja K^+ nimitetään emäskationeiksi. Vetyionit voivat korvata emäskationeita rapautuvista mineraaleista, savesta tai humuksesta. Ioninvaihdon seurauksena emäskationeita vapautuu ja maaveden pH nousee (Lahermo et al. 1996). Mätäjoen valuma-alueen savipitoinen maaperä sisältää runsaasti emäskationeita. Tämä nostaa Mätäjoen veden pH:ta. Emäskationeita löytyi Mätäjoen vedestä suuria pitoisuuksia (vrt. luku 9). Uudenmaan latvapurojen pH:n mediaani on 6,1 ja näistä taajama-alueelle sijoittuvien purojen 6,6 (GTK 1996). Koko maan purojen pH:n mediaani on 5,9 (Lahermo et al. 1996). GTK:n näytteet otettiin heinä-elokuussa, jolloin purojen pH on yleensä maksimissaan. Helsingin Mellunkylänpurossa veden pH vuonna 1995-96 oli keskimäärin 7,2 (Ketola 1996). Mellunkylänpuro on maaperältään ja ilmaperäisen laskeuman määrän osalta hyvin vertailukelpoinen Mätäjoen kanssa.



Kuva 60. Veden pH:n vaihtelu tutkimusvuonna (näytepiste 1).

Veden pH Mätäjoessa oli korkeimmillaan kesällä kesäkuusta elokuun alkuun, jolloin levien kasvu ja yhteyttäminen olivat maksimissaan (kuva 60). Veden hiilidioksidipitoisuus laskee kesällä voimakkaan yhteyttämisen seurauksena ja veden pH-arvo nousee (Seppänen 1984). Mätäjoen veden pH kääntyi heinäkuun lopun maksimiarvosta 7,8 trendiltään tasaiseen laskuun. Selvä pH:n lasku tapahtui joulukuun lopussa virtaaman pienentyessä ja puro-uoman saadessa koko valuma-alueella jääkannen. pH:n minimi (6,8) saavutettiin talven alivirtaamautena 4.3.1996. Tuolloin levien määrä ja yhteyttäminen vedessä oli minimissään. Veden pH pysyi alhaisena koko kevättulvan ajan. Muissa tutkimuksissa Yli-Knuutilan ja Tee-

ressuon valuma-alueilla on havaittu keskimäärin yhden pH yksikön lasku kevättulvan aikana (Lepistö & Seuna 1990). Mätäjoen valuma-alueella pH:n vaihtelu keväällä ei ollut näin suurta. Ilmeisesti osa lumeen sitoutuneista vettä happamoittavista epäpuhtauksista kulkeutui puroon jo maaliskuun lopulla ennen varsinaista tulvaa. Puroveden suuri emäskationeiden määrä piti veden pH:n lähellä neutraalia myös kevättulvan ajan. Toukokuun alussa veden pH alkoi nopeasti nousta ja saavutti kesäkuun alkuun mennessä arvon 7,5.

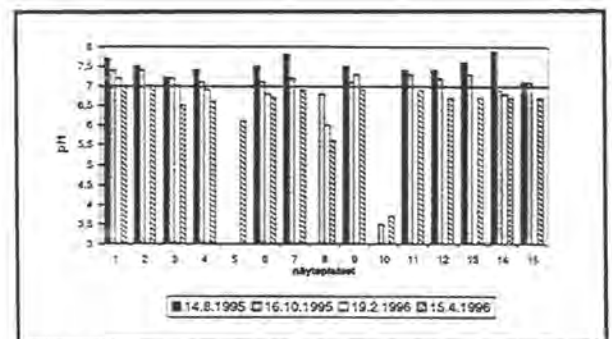
Yleensä virtaavien vesien pH on alimmillaan virtaaman ollessa suuri (Lepistö & Seuna 1990). Mätäjoessa vastaavaa korrelaatiota ei pystytty vuoden ajalta selkeästi havaitsemaan. Kesän ja syksyn sateiden seurauksena veden pH kuitenkin laski keskimäärin 0,1-0,2 yksikköä. Mätäjoen veden pH:n mediaani tutkimusvuonna oli 7,4 eli lähellä neutraalia. Arvo on selvästi keskimääräistä korkeampi verrattuna muihin Suomen purovesiin. Korkeaa pH:ta selittää emäskationeiden suuri määrä valuma-alueen maaperässä ja purovedessä. Mätäjokea ei uhkaa happamoituminen kuten useita muita Etelä-Suomen pieniä vesistöjä.

10.3.1 pH eri näytepisteissä

Veden pH:n mediaani eri Mätäjoen näytepisteissä oli vuoden aikana 7,1. pH oli korkeimmillaan kesällä otetuissa näytteissä ja matalimmillaan kevään näytteissä. Lähes kaikissa näytepisteissä pH:n vuoden mediaani oli yli 7 (kuva 61). Reimarlanojan (piste 8) vesi oli keskimääräistä happamampaa (med. 6,0). Pohjois-Haagan ojasta (5) otettiin näyte vain keväällä, joten saatu arvo ei ole täysin vertailukelpoinen muiden kanssa. Pohjois-Haagan ojan kevään pH (6,1) oli normaalia alhaisempi verrattuna muihin kevään näytteistä saatuihin arvoihin.

Ainoa suuri poikkeama normaalista pH:n tasosta havaittiin Ruosilantienojalla (näytepiste 10). Veden pH:n vuosimediaaniksi siellä saatiin 3,6. Myös aiemmassa tutkimuksissa (Jalava 1987) ojan veden pH oli yksittäisen näytteen perusteella havaittu poikkeuksellisen al-

haiseksi (pH 4,9). Kyseessä ei siis ole väliaikainen veden laadun muutos. 11.5.1996 tehtiin paikan päällä kannettavalla pH-mittarilla tarkempi tutkimus. Veden pH laski muutaman kymmenen metrin matkalla arvosta 6,3 alimpaan tuolloin mitattuun arvoon 4,3. Mittauskohdalla oja kulkee rakentamattoman, likaantuneen tontin vieressä (kuva 68). Ojauoman pohjalle on tontin kohdalla kertynyt runsaasti keltaista sakkaa ja veden pinnalla kellui keltainen kalvo. Luultavaa on, että tontin maaperään on päässyt vieraita kemikaaleja. On myös mahdollista, että tontille on tuotu sulfidipitoista voimalaitostuhkaa täytemaaksi ja tämä alentaa veden pH:ta. Ruosilantienojan veden virtaus on niin pieni, ettei alhainen pH juurikaan vaikuta Mätäjoen pääuoman veden laatuun. Kyseisen tontin kohdan maaperä tulisi kuitenkin pikaisesti analysoida mahdollisten riskien selvittämiseksi.



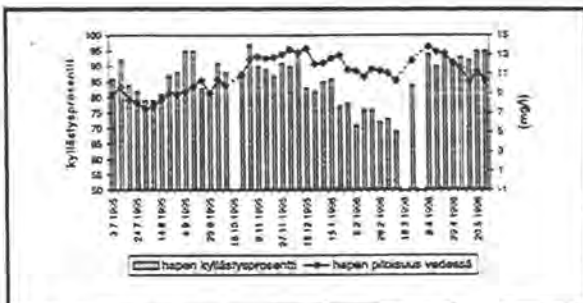
Kuva 61. Veden pH eri näytepisteissä.

10.4 Veden happipitoisuus ja hapen kylästysaste

Hapen pitoisuuden vaihtelu vedessä on riippuvainen ilmanpaineesta, veden lämpötilasta, veden virtauksesta ja ilmastumisesta uomassa sekä eri fysikaalis-kemiallisista ja biokemiallisista prosesseista. Biokemialliset prosessit käsittävät kaikki veden elollisen luonnon happea kuluttavat prosessit kuten yhteyttämisen ja hengittämisen (WHO 1978). Veden hapen määrä ilmoitetaan pitoisuutena milligrammoina litrassa tai prosentteina vallitsevien olosuhteiden kyllästystilasta. Voimakkaan yhteyttämisen vallitessa pintaveden happipitoisuus voi ylittää kyllästystilan (yli 100 %) (Seppänen 1984). Veden lämpötilan vaikutus happipitoi-

suuteen on merkittävä. Viileässä vedessä 100 %:sta kyllästysastetta vastaava happipitoisuus on huomattavasti suurempi kuin lämpimässä vedessä (Wetzel 1983). Happipitoisuudella on tärkeä merkitys virtaavien vesien ekologialle. Esimerkiksi ahvenen ja hauen viihtymisen edellytys vesistössä on vähintään 5-6 mg/l hapen pitoisuus (Komiteamietintö 1969).

Mätäjoen näytepisteessä 1 (Tali) veden happipitoisuus pysyi koko tutkimusvuoden ajan hyvänä. Hapen kyllästysprosentti oli keskimäärin 86, vaihteluväli oli 69-97 % (kuva 62). Hapen pitoisuus vaihteli vuoden aikana välillä 7,4-13,8 mg/l. Happipitoisuuden analysoinnissa oli keväällä 1996 mittarin toimintahäiriöiden takia taukoja ja viimeinen mittaustulos saatiin 27.5.1996. Kesällä 1995 Mätäjoen virtaaman ollessa pienimmillään, hapen määrä Mätäjoessa laski alimmillaan alle 80 %:n kyllästystilasta. Hapenpitoisuus oli tuolloin minimissään (7,4 mg/l). Sateet nostivat loppukesällä veden happipitoisuutta. Syksyllä virtaaman kasvu paransi edelleen Mätäjoen veden happitilannetta. Syksyllä hapen kyllästystila vaihteli 82-95 % välillä. Talvella joulukuusta aina kevättulvan alkuun puroveden hapen kyllästysprosentti laski tasaisesti. Veden virtaama oli talvella heikko ja vesi kulki jääkannen alla. Happi ei kuitenkaan päässyt talvella loppumaan vedestä, näytepisteeseen 1 (Tali) alhaisinkin arvo oli 69 % (11.3.1996). Happipitoisuus vedessä oli koko talven hyvä, koska happea liukenee kylmään veteen enemmän kuin lämpimään kyllästysprosentin pysyessä samana. Kevättulva nosti hapen määrän vedessä korkeaksi. Toukokuussa hapen kyllästysprosentti oli koko ajan yli 90 %. 1980-luvun näyt-

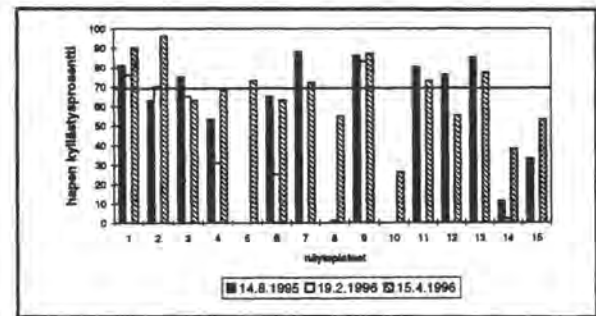


Kuva 62. Mätäjoen veden happipitoisuus ja hapen kyllästysaste tutkimusvuonna (näytepiste 1).

teenotoissa Mätäjoen hapen kyllästysprosentti oli keskimäärin 84 % (Vetrek 1997). Mätäjoen happitilanne on kyseisen perusteella pysynyt muuttumattomana 1980-luvun alusta vuoteen 1996.

10.4.1 Happi eri näytepisteissä

Veden happipitoisuus vaihteli vuoden aikana eri näytepisteistä kerätyissä näytteissä 0,1-14,1 mg/l välillä. Keskimäärin veden happipitoisuus oli 7,8 mg/l. Hapen kyllästysaste oli keskimäärin 61 %, yksittäisissä havainnoissa vaihteluväli oli 1-97 %.



Kuva 63. Hapen kyllästysaste eri näytepisteissä (syksyn havainnot puuttuvat).

Kesällä happitilanne oli pääasiassa hyvä kaikissa havaintopisteissä Helsingin kaupungin alueella. Vantaan kaupungin puoleisissa näytepisteissä hapen kyllästysaste oli alhainen (kuva 63). 14.8.1995 kaupunkien rajalla sijaitsevassa näytepisteessä 14 happea oli 11 % (1,1 mg/l) ja Myyrmäen havaintokohdassa (piste 15) 33 % kyllästysasteesta (3,9 mg/l). Näytepisteessä 14 tehdyissä ylimääräisissä mittauksissa happi oli kulunut hetkittäin loppuun (kyllästysaste 1 %, 0,1 mg/l). Tähän on syynä veden heikko virtaus Vantaan kaupungin puoleisessa pääuoman osassa. Vantaan ja Helsingin rajalla tiesillan pohjoispuolella oli pääuomassa huomattava viherleväkasvusto, joka aiheutti hapen loppumisen alapuolisen näytepisteeseen vedestä. Noin 50 metriä alempana pääuomassa hapen kyllästysaste nousi 26 %:iin. Happitilannetta voidaan parantaa Vantaalla lisäämällä soistuneen pääuoman virtaamaa. Keväällä 1997 aloitettu veden lisäjuokutus Mätäjokeen parantaa todennäköisesti happitilannetta. Eri-laiset ylivirtaamapadot ja luontaiset putoukset

parantavat osaltaan veden happipitoisuutta. Mätäjoen pääuomassa Pitäjänmäellä oleva putous nostaa selvästi Mätäjoen alajuoksun veden happipitoisuutta. 18.7.1995 tehdyssä mittauksessa hapen kyllästysaste vedessä ennen putousta oli 66 % ja putouksen alapuolisessa uomassa 91 %.

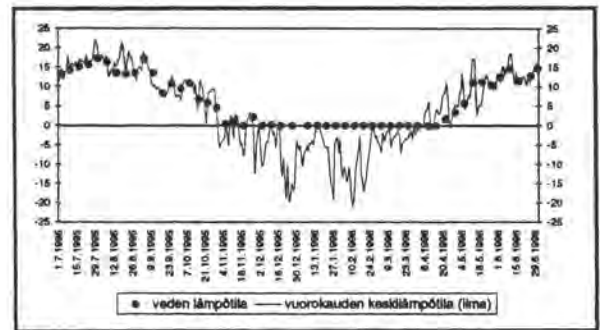
Syksyllä happipitoisuutta ei pystytty mittaamaan alueellisista havaintopisteistä mittarin toimintahäiriön takia. Talvella happitilanne oli useissa näytepisteissä huono. Pääuomassa Strömbergin kohdalla (piste 4) happea oli 25 % (3,7 mg/l) ja kaupunkien rajalla (piste 14) vain 1 % (0,2 mg/l). Syynä talven vähäiseen happipitoisuuteen oli veden heikko virtaama vahvan jääkannen alla. Keväällä virtaaman voimistuminen paransi huomattavasti happitilannetta. Vain Reimarlanojan (8), Ruosilantienojan (10) ja kaupunkien rajan (14) näytepisteiden hapen kyllästystila oli keväällä alle 50 %. Muissa näytepisteissä happitilanne oli hyvä.

10.5 Veden lämpötilan vaihtelu tutkimusjaksona

Veden lämpötila vaikuttaa kaikkiin vesistön fysikaalis-kemiallisiin ja biologisiin toimintoihin. Lämpötilan kohotessa 10 °C kasvavat reaktionopeudet 2-3 kertaisiksi (WHO 1978). Veden lämpötilan mittausta on yksi tärkeimmistä vesiekosysteemin toimintaa kuvaavista analyyseistä (Seppänen 1984). Veden lämpötila vesistöissä ei ole aina luontaisella tasolla. Lämpösaastutuksesta voidaan puhua, jos vesistön vesi on antropogeenisen vaikutuksen takia lämmennyt luontaisesta (WHO 1978). Suomessa veden lämpötilojen mittausta on merkityksellistä suuren vuotuisen vaihtelun takia.

Mätäjoen veden vuoden keskilämpötila oli 6,4 °C. Veden lämpötila mitattiin viikottain aina klo 9-10 välisenä aikana. Lämpötila vaihteli suurimman osan vuotta vuorokauden keskilämpötilojen mukaisesti (kuva 64). Poikkeuksena olivat talvikuukaudet, jolloin veden lämpötilä oli 18.12.1995-15.4.1996 välisen ajan 0,0 °C. Mätäjoen pääuoma oli talvella

paikoin pohjaan saakka jäänyt ja vesi pääsi virtaamaan jään alla vain läpimitaltaan pienehkössä tilassa. Suuri osa sivu-uomista on kokonaan jäässä. Keväällä 22.4.1996 Mätäjoen pääuoman vesi alkoi nopeasti lämmitä ja nousi 15.5.1996 mennessä lämpötilaan 11,0 °C. Kesäkuukausina veden lämpötila pysytteli koko ajan yli + 13 °C:n.



Kuva 64. Mätäjoen veden lämpötila tutkimusvuonna Talissa (näytepiste 1).

Tutkimusvuoden veden maksimilämpötila 17,2 °C mitattiin loppukesällä 31.7.1995. Edeltävät päivät Helsingissä olivat olleet helteisiä. Syksyllä 4.9.1995 veden lämpötila nousi hetkeksi lähelle vuotuista maksimia. Tuolloin lämpötilaksi mitattiin 17,1 °C. Muutoin veden lämpötila syksyllä vaihteli 8-13 °C välillä. Veden maksimilämpötilalla on suuri merkitys muun muassa kalastuksen kannalta. Taimen ja lohi eivät viihdy vesistöissä, joissa veden lämpö nousee kesäisin yli + 25 °C ja useiden kalojen mätä tuhoutuu liian lämpimässä vedessä (Komiteamietintö 1969). Lämmin vesi voi myös lisätä puroveden leväkasvua tai nostaa bakteerimääriä.

10.5.1 Lämpimän veden lasku sivuosiin talvella

Talvella Mätäjoen eri sivuosiin laskettiin pieniä määriä haaleaa vettä useista eri salaojaputkista. Tämä nosti osaltaan vähäisessä määrin talven alivirtaamaa Mätäjoessa. Konalanojaan laskee Ruosilantien teollisuusalueen puoleisesta rakennuksesta putki, jossa virtaa vettä läpi vuoden. Veden tarkkaa lähdettä ei pystytty selvittämään. Laskettava vesi on kuitenkin

laadultaan normaalia. Putkesta laskevan veden lämpötila oli 11.03.1996 tehdyssä mittauksessa +8 °C. Ilman keskilämpötila oli kyseisenä vuorokautena -3 °C ja veden luontainen lämpötila pääuomassa 0,0 °C. Konalanojaan pääsee pieniä määriä haaleaa vettä myös ylempää Konalan teollisuusalueelta. Pohjois-Haagan ojaan lasketaan myös haaleaa vettä talvisin. Mätäjoen pääuomaan laskevan putken päässä veden lämpö oli +1,8 °C (11.3.1996). Reimarlanojaan pääsee talvella pieniä määriä vettä, joka on luontaista lämpimämpää. Reimarlanojaan laskeva vesi eroaa muista lämpimän veden lähteistä siinä, että vesi on vahvasti likaantunutta. Luultavasti lämmintä vettä laskeaan vähäisiä määriä Mätäjokeen myös muissa kuin edellä kerrotuissa sivuojien kohdissa.

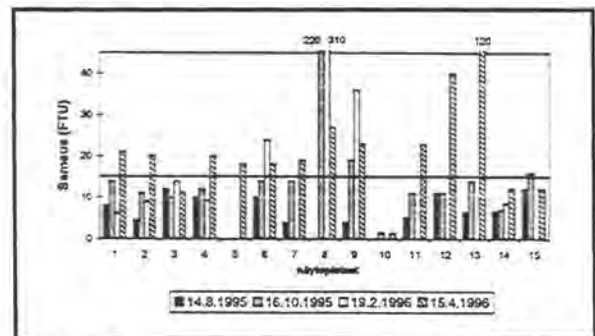
Pienen, laadultaan normaalin vesimäärän laskeminen Mätäjokeen ei juurikaan vaikuta pääuoman veden laatuun. Talvella lämmin vesi pitää laskuputkien alapuolisia uoman kohtia ilman jääkantta tai vain hyvin ohuessa jääriitteessä. Pääuoman ohut jääkansi on petollinen etenkin Pohjois-Haagan ojan liittyessä pääuomaan Lassilassa. Lisäksi herää kysymys, miksi vettä ylipäättensä lasketaan ojiin ja kuka valvoo laskettavan veden laatua.

10.6 Sameus (FTU)

Veden sameus liittyy eri lähteistä peräisin olevan suspendoituneen ja kolloidisen aineksen määrään. Vettä samentava aines voi olla mineraaliperäistä, rauta- ja alumiinihydroksidien orgaanisia kolloideja tai planktonia ja mikro-organismeja (WHO 1978). Voimakas leväkasvu voi paikoin lisätä huomattavasti veden sameutta (Wetzel 1983). Suomen vesistöissä veden sameus korreloi kiintoaineen, fosforin ja typen pitoisuuksien kanssa. Fosforia ja typpeä on sitoutuneena kiintoaineeseen ja toisaalta niiden suuri määrä lisää leväkasvua (Niemi 1984). Sameuden mittayksiköt ovat sopimukseenvaraisia. Veden sameutta voidaan mitata joko kenttähavaintoina näkösyvyyden avulla tai laboratoriossa erilaisilla optisilla sameusmittareilla (SFS-EN 27027, 1994). Tässä tutkimuksessa käytettiin Suomessa yleistä valon

sirontaan perustuvaa menetelmää Hach-analyysilaitteella. Sameus ilmoitetaan kyseisellä menetelmällä yksikkönä Formazin Turbidity Units (FTU) (SFS 3024, 1974).

Mätäjoen pääuoman veden sameuden arvo oli vuoden keskiarvona melko suuri, vaikka vesi olikin kohtalaisen kirkasta. Sameuden arvoksi saatiin koko valuma-alueelta vuoden keskiarvona 26 FTU (16 FTU, jos keskiarvosta jätetään pois Reimarlanoja). Vesi oli kirkkainta kesällä. Kevättulvan kuljettama aines samensi Mätäjoen vettä muihin vuodenaikoihin verrattuna. Muutoin kuormittuneen Ruosilantienojan vesi osoittautui kaikista kirkkaimmaksi (piste 10). Ruosilantienojan veden sameuden keskiarvo 1,4 FTU (kuva 65) on kymmenen kertaa pääuoman keskimääräisiä pitoisuuksia (11 FTU) pienempi. Keväällä Hakuninmaanojan vesi (piste 13) oli selkeästi savisameata (120 FTU). Muina vuodenaikoina ojan veden sameus oli normaali. Reimarlanojan (piste 8) vesi oli päästöistä johtuen likaista ja sameaa koko vuoden. Kyseisen ojan vuoden keskiarvoksi muodostui 186 FTU. 1980-luvun näytteenotoissa Mätäjoen eri osista, veden sameuden keskiarvo oli 21 FTU (Vetrek 1997). Veden sameuden arvo Mätäjoessa on edelleen samaa suuruusluokkaa. Kokonaisuutena sameus ei muodosta Mätäjoessa vedenlaadullista ongelmaa.



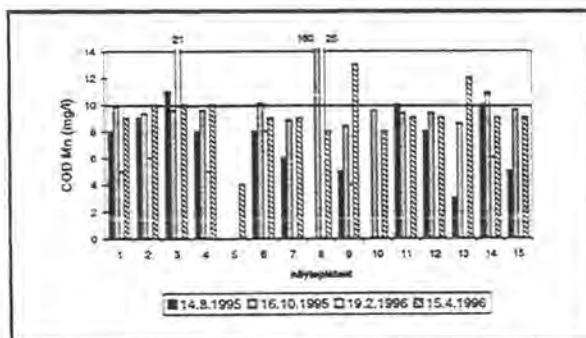
Kuva 65. Mätäjoen veden sameusarvo eri näytteipisteissä.

10.7 Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn})

Kemiallista hapenkulutusta (COD) mitataan KMnO₄-luvulla, joka on verrannollinen veden

hapettumiskykyisen orgaanisen ja pienessä määrin myös epäorgaanisen aineen kokonaismäärän kanssa. Kemiallisen hapenkulutuksen arvo kuvaa lähinnä veden orgaanisen humuksen määrää. Epäorgaaniset aineet vaikuttavat hapen tarpeeseen vain vähän (Lahermo et al. 1996). KMnO_4 -luvun määrittäminen tapahtuu mittaamalla kaliumpermagnaattiliuoksen määrä (mg), joka kuluu näytteen aineksen hapettamiseen tietyissä reaktio-olosuhteissa. Yleensä KMnO_4 -luku muunnetaan laskukaavalla COD_{Mn} -luvuksi, joka vastaa hapen kulutusta vedessä ($\text{mg O}_2/\text{l}$) (Seppänen 1984). Kaikki tässä työssä esitetyt arvot ovat COD_{Mn} -lukuja. Kaliumpermagnaatti ei pysty hapettamaan veden orgaanista ainesta täydellisesti. Hapetusaste on usein noin 40% (SFS 3036, 1981).

Kemiallisen hapenkulutuksen arvo korreloi veden orgaanisen hiilen pitoisuuden kanssa (Pennanen et al. 1986; Lahermo et al. 1996). Silti vain poikkeustapauksissa COD -määrittäminen vastaa tarkoin orgaanisen hiilen pitoisuutta näytteessä (Seppänen 1984). COD_{Mn} -arvon kanssa korreloivat myös vesistöjen veden väriluku ja rautapitoisuus (Niemi 1984). Omaan purkautuvan pohjaveden suuri osuus vähentää humuksen määrää vedessä. Soiden suuri osuus valuma-alueen pinta-alasta lisää humuksen määrää ja nostaa veden kemiallisen hapenkulutuksen arvoa (Kauppi 1975).



Kuva 66. Mätäjoen veden kemiallinen hapenkulutus eri näytepisteissä.

GTK:n purovesikartoituksen mukaan latvapurojen COD_{Mn} -arvo Suomessa on keskimäärin 13 mg/l. Keskiarvo Uudenmaan purojen hapen-

kulutus on kuitenkin vain suuruusluokkaa 6 mg/l (Lahermo et al. 1996, GTK:n tutkimuksen arvot ovat jälkikäteen muutettu KMnO_4 -arvoista COD_{Mn} -luvuiksi).

Mätäjoesta vuoden aikana otettujen näytteiden kemiallinen hapenkulutus oli keskimäärin 12 mg O_2/l (8 mg/l, jos Reimarlanojaa ei lasketa mukaan). Hapenkulutus oli suurinta talvella otetuissa näytteissä. Muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta kemiallisen hapenkulutuksen määrä ei noussut yli 10 mg:n/l. Talvella Pajamäenojan (näytepiste 3) COD_{Mn} -arvo oli keskimääräistä suurempi, 21 mg/l (kuva 66). Ilmeisesti tähän oli syynä Iso-Huopalahden suljetulta kaatopaikalta tulevat suotovedet. Reimarlanojan (piste 8) vesi oli pistemäisen päästölähteen likaamaa ja veden hapenkulutus syksyllä ja talvella suuri muihin näytepisteisiin verrattuna (25 ja 160 mg/l). Keväällä Reimarlanojassa virtasi suhteessa enemmän luontaista purovettä kuin syksyllä ja talvella, ja hapenkulutus oli alhainen (8 mg/l). Kemiallinen hapenkulutus Mätäjoen valuma-alueella on kokonaisuutena pienehkö, eikä anna aiheutta huoleen Reimarlanojaa lukuun ottamatta. 1980-luvulla Mätäjoesta otettujen 85 vesinäytteen kemiallisen hapenkulutuksen keskiarvo on 9,9 mg/l (Vetrek 1997). Tämän tutkimuksen COD_{Mn} -keskiarvo vastaasi aiempien selvitysten suuruusluokkaa.

10.8 Mätäjoen veden ulkonäkö ja haju

Suurin ongelma Mätäjoella on purovarren roskaantumisen. Puroveden mukana kulkee roskia ja uoman pohjalla on hylättyä tavaraa öljykanistereista polkupyöriin ja vanhoihin huonekaluihin (kuva 78). Etenkin keväällä jäiden juuri lähdeettyä puro kuljettaa mukanaan huomattavan määrän roskia sekä puiden oksia ja risuja. Suuret oksat kasaavat paikoin pääuomaan pieniä patoja, joihin takertuu lisää roskia. Helsingin kaupungin ympäristökeskus selvitti vuonna 1988 Mätäjoen ja muiden suurimpien purojen roskaantuneisuutta (Jalava 1988). Parannusta tilanteeseen ei selvityksen seurauksena kuitenkaan nähtä tapahtuneen. Tosin kesällä 1997 Mätäjoen purovarsi oli hie-

man aiempia vuosia siistimpi. Osa Mätäjoen sivuojista on pahasti roskaantunut ja veden päällä on paikoin havaittavissa öljyinen kalvo. Erityisen huono tilanne on Reimاران- ja Ruosilantienojilla. Roskaantuminen heikentää purovarren virkistyskäytön mahdollisuuksia. Jos purouoman penkat ovat roskaiset, kuvitellaan usein myös puroveden laatu todellista huonommaksi.

Mätäjoen pääuoman vesi haisi tutkimusvuonna paikoin epämiellyttävältä. Pitäjänmäellä Strömbergin kohdalla vesi haisi vähäisessä määrin kesällä ja syksyllä. Lisäksi lieviä hajuhaittoja oli havaittavissa pääuomassa Helsingin ja Vantaan kaupunkien rajan läheisyydessä. Haju ei kuitenkaan missään pääuoman kohdassa ollut voimakas. Haastattelututkimuksessa (ks. luku 13.2) yksikään haastateltu henkilö ei maininnut puroveden hajun häiritsevän purovarren virkistyskäyttöä. Reimارانojan öljyisessä, likaantuneessa vedessä oli hyvin voimakas pistävä haju.

11 Korrelaatioanalyysit

11.1 Korrelaatioanalyysissä käytetyt menetelmät

Mätäjoesta viikottain otettujen näytteiden aineistosta tehtiin Pearsonin korrelaatioanalyysi. Korrelaatioanalyysissä käytettiin yhteensä 24 eri muuttujaa. Suurimmasta osasta muuttujia oli käytettävissä 51 havaintokertaa. Alueellisia näytteitä ei otettu mukaan tilastollisiin analyyseihin harvojen näytteenotokertojen ja eri näytepisteiden vaikeasti vertailtavien olosuhteiden takia. Aineiston normalisoimiseksi sille tehtiin ennen korrelaatiokertoimien määrittystä logaritmuunnos $X' = \log(X + 1)$ (Ranta et al. 1991). Lämpötilat muunnettiin Kelvin-asteikolle. Korrelaatioita tarkasteltaessa on huomattava, että vapausaste vaihtelee eri muuttujien kohdalla. Tämä on otettu huomioon merkitsevyydestä arvioitaessa. Korrelaatioiden merkitsevyydestä määritettiin kaksisuuntaisen Studentin t-testin kriittisten arvo-

jen perusteella. Merkitsevyydestä on ilmaistu taulukoissa seuraavasti: * = 95 % todennäköisyys, ** = 99 % todennäköisyys ja *** = 99,9 % todennäköisyys.

Korrelaatioanalyysi tehtiin sekä koko vuoden aineistosta että erikseen eri vuodenaikojen näytteistä. Koko tutkimusvuoden korrelaatiot on esitetty taulukossa 13. Kesän (kesä-elokuu), syksyn (syys-joulukuu), talven (tammimaaliskuu) ja kevään (huhti-toukokuu) korrelaatiotaulukot on esitetty liitteessä I. Jako vuodenaikoihin on tehty Mätäjoen virtaamaolosuhteiden perusteella. Korrelaatiotaulukoissa virtaama 1 tarkoittaa näytteenottopäivän keskivirtaamaa ja virtaama 2 näytteenottopäivän ja sitä edeltäneen päivän keskivirtaamaa. Sademäärä 1 on edellisen illan ja yön (klo 20-08) sademäärä ja sademäärä 2 kolmen edellisen vuorokauden yhteenlaskettu sademäärä. Ilman lämpötiloista on mukaan otettu näytteenottovuorokauden keskilämpötila, maksimi- ja minimilämpötilat. FC tarkoittaa fekaalisia koliformeja, EC alustavia *Escherichia coli*-bakteereita, FS fekaalisia streptokokkeja ja VFS varmistettuja fekaalisia streptokokkeja (ks. liite I).

11.2 Koko tutkimusjakson ajalta lasketut korrelaatiot

Mätäjoen vedenlaatuaineiston muuttujat korreloivat runsaasti keskenään. Merkitsevä korrelaatio havaittiin 169:ssä tapauksessa kaikkiaan 276 lasketusta korrelaatiokertoimesta. Paljon merkitseviä korrelaatioita muiden muuttujien kanssa oli sähkönjohtavuudella, liuenneiden aineiden pitoisuudella ja ilman lämpötilalla. Korrelaatioiden suuri määrä vaikeuttaa pitkälle menevien johtopäätösten tekemistä. Kaksi muuttujaa saattaa korreloida keskenään, koska molemmat korreloivat samalla tavoin jonkun kolmannen muuttujan (esim. virtaaman) kanssa.

Mätäjoen virtaaman korrelaatiot osoittautuivat pitkälti ennalta-arvattaviksi. Virtaama korreloi tutkimusvuonna erittäin merkitsevästi veden kiintoaineen, nitraattitypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien kanssa. Voimakas negatiivinen

	virtaama 1	virtaama 2	sademäärä 1	sademäärä 2	lämpötila ka	lämpö max	lämpö min	N-tot	nitraatti	ammonium	nitriitti	pH
virtaama 1	1											
virtaama 2	0,987***	1										
sademäärä 1	0,467***	0,410**	1									
sademäärä 2	0,446**	0,451***	0,499***	1								
lämpötila ka	0,225	0,275	0,064	0,027	0,984***							
lämpö max	0,210	0,265	0,003	-0,044	0,966***							
lämpö min	0,292*	0,337*	0,180	0,162	0,918***	1						
N-tot	0,328*	0,296*	0,037	-0,106	-0,351*	-0,363**	1					
nitraatti	0,486***	0,446**	0,243	0,004	-0,320*	-0,291*	0,727***	1				
ammonium	-0,094	-0,149	-0,109	-0,131	-0,682***	-0,659***	0,665***	0,358*	1			
nitriitti	0,099	0,122	-0,107	0,046	0,425**	0,435**	0,273	0,011	0,039	1		
pH	-0,171	-0,134	-0,245	-0,135	0,593***	0,587***	-0,666***	-0,485***	-0,774***	0,037	1	
sähkönsjoht.	-0,505***	-0,534***	-0,299*	-0,285*	-0,473***	-0,465***	0,377**	0,090	0,622***	0,034	-0,418**	
P-tot	0,541***	0,577***	0,241	0,388**	0,589***	0,601***	0,115	0,000	-0,319*	0,623***	0,096	
ortofosfaatti	0,432**	0,450**	0,202	0,356*	0,323*	0,302*	0,187	-0,03	-0,002	0,690***	-0,096	
kiintoaine	0,737***	0,751***	0,391**	0,422**	0,365**	0,353*	0,260	0,234	-0,196	0,462***	0,005	
liuennut aine	-0,547***	-0,585***	-0,324*	-0,375**	-0,516***	-0,487***	0,338	0,044	0,602**	0,029	-0,364**	
happi%	0,174	0,174	0,075	-0,065	0,080	0,116	-0,138	-0,006	-0,217	-0,210	0,210	
vedenlämpö	0,048	0,101	0,026	0,025	0,865***	0,856***	0,821***	-0,607***	-0,845***	0,198	0,737***	
FC	0,297*	0,321*	0,246	0,353*	0,516***	0,494***	0,544***	-0,260	-0,175	-0,508***	0,271	0,391**
EC	0,292*	0,310*	0,210	0,310*	0,534***	0,516***	0,558***	-0,239	-0,154	-0,503***	0,309*	0,429**
FS	0,270	0,300*	0,092	0,294*	0,437**	0,431**	0,431**	-0,134	-0,198	-0,343*	0,435**	0,261
VFS	0,305*	0,331*	0,106	0,313*	0,352*	0,365**	0,371*	-0,035	-0,068	-0,252	0,378**	0,136
org. aines	-0,037	-0,028	-0,090	-0,279	-0,161	-0,156	-0,190	-0,084	0,045	-0,108	-0,441**	0,093
	sähkönsjoht	P-tot	ortofosfaatti	kiintoaine	liuennut aine	happi%	vedenlämpö	FC	EC	FS	VFS	org. aines
sähkönsjoht.	1											
P-tot	-0,487***	1										
PO4	-0,335*	0,795***	1									
kiintoaine	-0,470***	0,805***	0,737***	1								
liuennut aine	0,934***	-0,529***	-0,346*	-0,478***	1							
happi%	-0,543***	0,082	0,058	0,119	-0,411**	1						
vedenlämpö	-0,557***	0,404**	0,100	0,174	-0,547***	0,162	1					
FC	-0,441**	0,546***	0,398**	0,476***	-0,410**	0,159	0,458***	1				
EC	-0,414**	0,530***	0,394**	0,460***	-0,377**	0,137	0,461***	0,981***	1			
FS	-0,506***	0,660***	0,628***	0,489***	-0,448**	0,377*	0,345*	0,588***	0,574***	1		
VFS	-0,437**	0,596***	0,516***	0,413**	-0,415**	0,310*	0,280*	0,503***	0,483***	0,864***	1	
org. aines	0,034	-0,338*	-0,405**	-0,265	0,010	0,000	-0,107	-0,293	-0,304*	-0,349*	-0,25	1

Taulukko 13. Veden laatuun vaikuttavien muuttujien väliset korrelaatiot 1.7.1995-30.6.1996 näyrepristeessä 1 (Tali).

* = 95 % todennäköisyys, ** = 99 % todennäköisyys, *** = 99,9 % todennäköisyys.

korrelaatio virtaamalla oli veden sähkönjohtavuuden ja liuenneiden aineiden pitoisuuden kanssa (taulukko 13). Virtaama korreloi myös erittäin merkitsevästi sademäärän kanssa kuten olettaa saattaa. Kiintoainesta erodoituu valuma-alueelta suurempia määriä virtaaman kasvaessa ja samalla liuenneiden aineiden pitoisuus laimenee suuremmassa vesimäärässä.

Kiintoaines ja liennut aines korreloivat keskenään negatiivisesti. Kokonaisfosfori on suurelta osin sitoutunut kiintoainekseen, joten se korreloi sekä kiintoaineen että virtaaman kanssa.

Sademäärä korreloi tutkimusjaksolla melko huonosti muiden muuttujien kanssa. Kolmen edellisen vuorokauden yhteenlaskettu sademäärä korreloi merkitsevästi veden bakteeripitoisuuksien kanssa. Ilmeisesti bakteereita pääsee sateiden vaikutuksesta huuhtoutumaan kaduilta ja puron reuna-alueilta Mätäjokeen, jossa ne säilyvät jonkin aikaa vedessä.

Käytetyt lämpötilamuuttujat korreloivat lähes jokaisen muun muuttujan kanssa. Tämä kuvaa lähinnä veden laadun vaihtelua eri vuodenaikojen välillä. Esimerkiksi veden pH osoittautui olevan korkeimmillaan kesällä ilman ja veden lämpötilojen ollessa maksimissaan ja pienimmillään talvella. Mätäjoessa ilman ja veden lämpötilat korreloivat positiivisesti veden indikaattoribakteerien määrän kanssa. Tämä on poikkeuksellista, koska yleensä bakteerit säilyvät pidempään kylmässä vedessä. Voimakas pakkanen talvella esti kuitenkin bakteerien hajakuormituksen pääsyn veteen. Talven pienet bakteeripitoisuudet osoittavat myös, ettei varsinaista asumajätevetä pääse Mätäjokeen.

Typen eri muotojen pitoisuudet vedessä korreloivat negatiivisesti veden pH:n kanssa. Osittain tämä johtuu talven suurista typpipitoisuuksista. Talvella veden pH on muutoinkin alhainen yhteyttämisen ollessa vähäistä. Typpi on vesistöjä happamoitava aines, ja tätä kautta korreloi negatiivisesti veden pH:n kanssa (vrt. Kämäri et al. 1992). Fosforin pitoisuus korreloi erittäin merkitsevästi kaikkien indikaattori-

bakteerien muuttujien kanssa. Oletettavaa onkin, että osa fosforista on peräisin ulosteperäisestä kuormituksesta, esimerkiksi lintujen ja koirien jätöksistä. Fosforipitoisuus korreloi vahvasti myös nitriittitypen kanssa.

Veden hapen kyllästysasteen voitiin todeta olevan melko riippumaton muuttuja. Tämä on melko yllättävää, koska veden happipitoisuus yleensä paranee virtaaman kasvaessa sekä ravinteiden määrän ja veden rehevyytason alentuessa.

11.3 Korrelaatiot eri vuodenaikoina

Eri vuodenaajoilta lasketut korrelaatiokertoimet on esitetty liitteessä I. Merkitseviä korrelaatioita saatiin huomattavasti vähemmän kuin koko vuoden aineistosta. Tämä johtuu suhteellisen pienistä havaintomääristä yksittäisinä vuodenaikoina.

Kesällä veden pH ja sähkönjohtavuus korreloivat negatiivisesti kolmen edellisen päivän sademäärän kanssa. Sateen vaikutuksesta voimistunut virtaama laskee liuenneiden aineiden pitoisuutta vedessä ja samalla veden sähkönjohtavuus aleni. Veden pH alenee yleensä virtaaman voimistuessa (Lepistö & Seuna 1990). Tämä havaittiin myös kesällä Mätäjoesta. Ilman lämpötila korreloi odotetusti kesällä hyvin merkitsevästi veden lämpötilan kanssa. Nitriittityppi korreloi merkitsevästi fosforipitoisuuksien kanssa. Tämä on yllättävää, koska nitraattityppi on epäorgaanisessa muodossa oleva aine ja suuri osa kokonaisfosforista on sitoutunut orgaaniseen aineeseen. Muutoin merkitseviä korrelaatioita kesällä oli havaittavissa vähän.

Syksyllä Mätäjoen valuma-alueella saatiin kuivan kesän jälkeen enemmän sateita ja merkitsevien korrelaatioiden osuus kasvoi. Virtaaman, kiintoaineen ja liuenneen aineen väliset korrelaatiot tulivat silloin paremmin esiin. Kiintoaineen määrä kasvoi ja liuenneen aineen määrä laskee virtaaman voimistuessa. Ammoniumtyppi korreloi syksyllä hyvin merkitsevästi sähkönjohtavuuden kanssa. Liuenneiden aineiden ja ammoniumtypen pitoisuuks-

sia lukuun ottamatta kaikki muut sähkönjohtavuuden merkitsevät korrelaatiot olivat negatiivisia. Ilman lämpötilan muuttujat korreloivat syksyllä merkitsevästi lähes kaikkien muiden muuttujien kanssa. Tämä johtui lämpötilojen laskusta lähestyttäessä talvea. Samaan aikaan veden laatu muuttui mm. ravinnepitoisuuksien ja liuenneen aineen pitoisuuksien osalta, kun Mätäjoki alkoi joulukuussa saada jääpeitettä. Lämpötilan korrelaatio oli syksyllä kokonaisfosforin kanssa positiivinen ja kokonaistypen kanssa negatiivinen. Fosfori on luultavasti osin peräisin kasvillisuudesta, mutta tyypeä vesiin huuhtoutui enemmän vasta loppusyksystä kasvillisuuden jo vähennyttyä. Fekaaliset streptokokit (FS) korreloivat positiivisesti ilman ja veden lämpötilojen kanssa sekä kolmen edellisen vuorokauden sademäärän kanssa. Eräs fekaalisten streptokokkien lähde voi olla kasvilisuus (Lääkintöhallitus 1983). On oletettavaa, että sateet huuhtoivat kasvillisuudesta pieniä määriä bakteereita vesistöön. Ulosteperäistä saastutusta paremmin kuvaavat varmistetut fekaaliset streptokokit (VFS) eivät samaan aikaan korreloineet merkitsevästi lämpötilan kanssa.

Talven korrelaatiokertoimissa huomio kiinnittyy etenkin typen ja ammoniumtypen runsaaseen korrelointiin muiden muuttujien kanssa. Ammoniumtypen pitoisuus talvella nousi hyvin korkeaksi. Ammoniumtyyppi korreloi positiivisesti kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksien kanssa ja negatiivisesti veden pH:n kanssa. Merkittävä positiivinen korrelaatio talvella oli myös kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien kesken. Yllättävää oli kiintoaineen ja liuenneen aineen välinen positiivinen korrelointi. Yleensä kiintoaine ja liennut aine korreloivat keskenään erittäin merkitsevästi negatiivisesti. Virtaama oli koko talven heikko. Ilmeisesti virtaaman pienet hetkelliset nousut lisäsivät samanaikaisesti sekä liuenneiden aineiden (esimerkiksi tiesuolan) huuhtoutumista katualueilta että kiintoaineen kulkeutumista purovedessä.

Kevätkuukausina tulivat selvästi esiin virtaaman voimakkuuteen liittyvät korrelaatiot. Vir-

taaman lisäys nosti kiintoaineen pitoisuutta ja vähensi liuenneiden aineiden ja sähkönjohtavuuden arvoja purovedessä. Keväällä voitiin myös havaita merkitsevä korrelaatio veden hapen kyllästysasteen ja veden virtaaman välillä. Talvella kyllästysasteeltaan huonontunut happitilanne parani tulvavesien myötä. Kokonaisfosfori korreloi keväällä merkitsevästi kiintoaineen pitoisuuden kanssa. Typen eri muodot korreloivat negatiivisesti veden pH-arvon ja veden lämpötilan suhteen. Veden lämmitessä keväällä yhteyttäminen purossa alkoi ja levät ryhtyivät sitomaan tyypeä vedestä. Tämän seurauksena veden pH nousi nopeasti.

12 Mätäjoen veden laadun yleinen tarkastelu ja vertailu aiempiin tutkimuksiin

12.1 Veden laatu pääuomassa

Mätäjoen pääuomasta otettiin vesinäytteitä yhteensä seitsemästä eri näytepisteestä (pisteet 1 Tali, 2 Iso-Huopalahti, 4 Pitäjänmäki, 6 Lassila, 12 Kannelmäki, 14 kaupunkien raja ja 15 Myyrmäki). Näistä näytepiste 15 sijoittuu Vantaan kaupungin puolelle ja 14 kaupunkien rajalle. Loput viisi näytepistettä ovat Helsingin kaupungin alueella melko tasaisin välein pitkin pääuomaa (ks. kuva 15).

Ravinnepitoisuudet Mätäjoessa olivat korkeita, mutta eivät kaupunkipuroksi poikkeuksellisia. Typen eri muotojen pitoisuudet Mätäjoen pääuoman vedessä olivat matalimpia puron yläjuoksulla ja kohosivat lähestyttäessä merta. Pääuoman veden ammoniumtypen pitoisuus oli talvella huomattava. Fosforin pitoisuus käyttäytyi sen sijaan päinvastoin. Pitoisuus oli yli kaksi kertaa suurempi kolmen ylimmän näytepisteen vedessä kuin alajuoksulla. Vantaan kaupungin alueella veden happipitoisuus oli koko tutkimusvuoden ajan alhainen. Puron pohjasedimentistä on mahdollisesti päässyt liukenemaan fosforia veteen. Yläjuoksulla Mätäjoen läheisyydessä on myös viljeltyjä pel-

toja, joista on voinut aiheutua ravinnekuormitusta puroon.

Pääuoman veden hygieeninen laatu oli huono Kannelmäen kohdalla. Muualla veden hygieeninen laatu oli keskimäärin tyydyttävä ja Vantaan puolella hyvä osassa näytteistä. Kannelmäen (näytepiste 12) veden huonoa hygieenistä laatua selittää sorsien ja muiden lintujen suuri määrä uomassa. Alueella ulkoilutetaan myös runsaasti koiria. Kannelmäen kohdalla Mätäjoessa olevan vesialtaan veden hygieeninen laatu on huono. Altaan vesi on seisovaa ja altaassa on usein runsaasti sorsia ja lokkeja. Veden vaihtuvuus on huono.

Kiintoaineen pitoisuus vedessä oli kaikkialla pääuomassa pieni. Suurimmat arvot mitattiin Kannelmäen kohdalla. Liuenneen aineen pitoisuus ja veden sähkönjohtavuus nousivat yläjuoksulta merta kohden kuljettaessa aina Lassilan kohdalle (piste 6) saakka. Lassilasta Iso-Huopalahteen pitoisuus pysyi lähes samalla tasolla kuitenkin hieman laskien. Liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähkönjohtavuus olivat Mätäjoen pääuomassa pienemmät kuin sivuojoissa. Sivuojiin kulkeutuu hulevesien mukana katualueilta huomattavia määriä epäpuhtauksia kuten tiesuolaa.

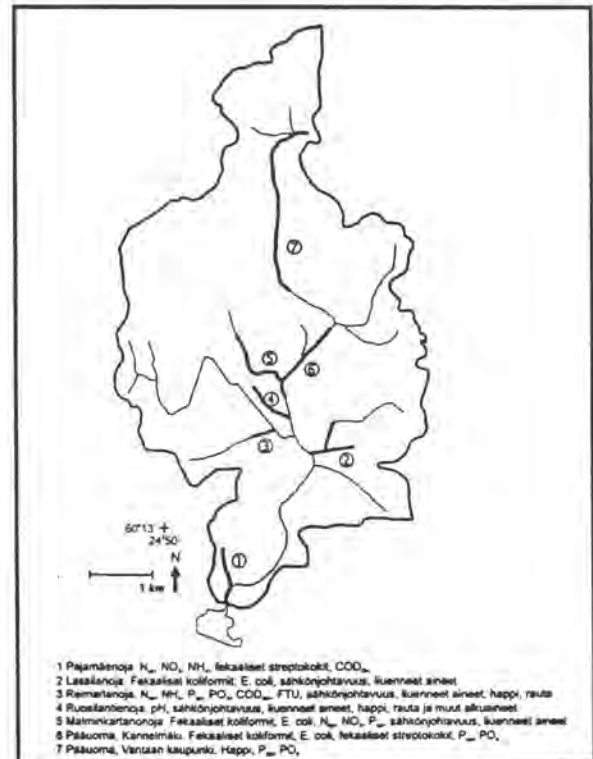
Veden pH:n keskiarvo pääuoman eri havaintopisteissä oli kaikkialla hieman yli 7. Pääuoman veden hapen kyllästysaste oli melko alhainen. Vähiten happea vedessä oli yläjuoksulla Vantaalla. Vantaan ja Helsingin rajalla happi kului vedestä hetkellisesti loppuun. Puron keskivaiheilla hapen kyllästysaste oli keskimäärin 55%. Paras happitilanne oli Pitäjänmäen putouksen alapuolisessa pääuoman osassa. Siellä veden happipitoisuus oli hyvä koko tutkimusjakson ajan.

Mätäjoen pääuoman vesi oli sameinta Kannelmäen kohdalla. Kemiollinen hapenkulutus ei juurikaan vaihdellut pääuoman eri kohdissa. Hapenkulutus oli kaikkialla tyydyttävällä tasolla.

Natriumin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat pienimmät Van-

taan kaupungin puolella. Pitoisuudet kasvoivat selvästi merta lähestyttäessä. Kyseisiä emäkationeita oli Mätäjoen vedessä poikkeuksellisen paljon. Raudan pitoisuus pysyi tasaisena pääuoman latvoilta merelle saakka. Raudan pitoisuus oli alhainen.

Kokonaisuutena tarkastellen Mätäjoen pääuoman veden laatu on parempi kuin sen sivuojien. Pääuoman veden laatu ei myöskään vaihtelee hetkellisesti yhtä paljon kuin sivuojien. Tämä on luonnollista, koska pääuomassa veden volyymi on sivuojia suurempi ja pienet satunnaiset päästöt laimenevat nopeasti. Lisäksi nimenomaan sivuojat tuovat hulevesien mukana suuren osan pääuomaan kohdistuvasta kuormituksesta.



Kuva 67. Mätäjokitutkimuksessa havaitut veden laadun ongelmakohdat.

Mätäjoen pääuoman veden laatu on parasta yläjuoksulla Vantaan kaupungin alueella ja alajuoksulla Talin näytepisteessä. Vantaan puolella muuten hyvää veden laatua laskee heikko happipitoisuus ja suuri fosforin määrä. Huonointa pääuoman veden laatu oli Kannelmäen kohdalla (kuva 67). Kannelmäen koh-



Kuva 68. Ruosilantienojan pahasti roskaantunut ojauoma. Kyseisellä kohdalla veden pH alenee nopeasti.

Kuva 69. Likavettä laskeva sadevesiviemäri Reimarlanojassa.



dalla myös purovarren virkistyskäytön tarve on suurin.

12.2 Veden laatu Mätäjoen sivuoissa

12.2.1 Pajamäenoja

Pajamäenojan veden laatuun vaikuttavat Iso-Huopalahden suljetun kaatopaikan suotovedet. Oja kulkee aivan maisemoidun kaatopaikan juurella. Suotovesien vaikutus näkyy etenkin talvella, jolloin veden virtaus ojassa on muuten heikkoa. Pajamäenojan kokonaistypen, nitraattitypen ja ammoniumtypen pitoisuudet ovat poikkeuksellisen korkeita (kuva 67). 14.8.1995 otetussa näytteessä sekä kokonais- että ammoniumtypen pitoisuus oli 11 000 $\mu\text{g/l}$. Kevään näytteessä myös veden fosforipitoisuus ja fekaalisten streptokokkien määrät olivat koholla. Tutkituista alkuaineista kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet havaittiin korkeiksi. Suljetun kaatopaikan suotovedet muuttavat selvästi Pajamäenojan veden laatua.

Iso-Huopalahden kaatopaikan toiminta loppui vuonna 1979. Se lasketaan riskikaatopaikaksi, koska alueelle tuotiin yhdyskuntajätteen lisäksi myös teollisuusjätettä. Kaatopaikan aito reuna-purkaumavesi sisältää kokonaistyyppä tutkimusten mukaan 210-330 mg/l . Kaatopaikasta Iso-Huopalahteen kulkeutuu tyyppä suoraan tai purojen välityksellä 19 000 kg vuodessa (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993a).

Pajamäenojan veden laatu on lähinnä välttävä tai huono. Kaatopaikan läheisyyden huomioon ottaen ojan vesi voisi toisaalta olla huonompi-laatusempaa. Suotovedet vaikuttavat myös Mätäjoen pääuomaan viimeisten satojen metrien matkalla ennen laskemista Iso-Huopalahteen. Mätäjoen yläjuoksulta laskeva vesi ja paikoin kyseiselle kohdalle nouseva merivesi laimentavat kuitenkin kaatopaikan suotovesien vaikutusta pääuomassa.

12.2.2 Pohjois-Haagan oja

Pohjois-Haagan ojasta otettiin vesinäyte vain keväällä 1996. Veden laatu vastasi tuolloin

Mätäjoen valuma-alueen normaalia tasoa. Pohjois-Haagan ojaan pääsee talvella haaleaa vettä jostain tuntemattomasta päästölähteestä. Tämä pitää pääuoman vain ohuessa jäässä tai kokonaan ilman jääpeitettä. Pohjois-Haagan ojan yhtymäkohdassa. Hetkittäin ojan vedessä voitiin havaita pieniä määriä öljyä. Ojan veden laatu on kuitenkin kohtalaisen hyvä.

12.2.3 Lassilanoja

Lassilanoja kulkee osan matkaa Kehä I:n vierellä ja sen jälkeen tiiviisti kävelyteiden ja rakennusten puristuksessa. Lassilanojan fekaalisten koliformien ja *E. coli* -bakteerien määrät olivat korkeita ja veden laatu tässä suhteessa huonoa. Lisäksi veden liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähkönjohtavuus olivat keskimääräistä suuremmat. Natriumin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet vedessä olivat korkeita ja nostavat veden sähkönjohtavuutta. Lassilanojan varrella tai ojassa leikkii usein lapsia, joille veden huono hygieeninen laatu voi olla haitaksi.

12.2.4 Reimarlanoja

Reimarlanojan veden laatu on erittäin huono. Reimarlanojan näytepisteen tuloksia ei tosin voi suoraan verrata muihin näytepisteisiin huonosti valitun näytteenottokohdan takia. Vähän matkaa näytteenottokohdan yläpuolella ojaan laskee sadevesiviemäristä pieniä määriä öljyistä jäteveettä (kuva 69). Saadut arvot kuvaavat, kuinka pienikin jätevesikuormitus muuttaa radikaalisti ojavesien veden laatua. Reimarlanojan fosforin, sähkönjohtavuuden, kiintoaineen ja liuenneiden aineiden pitoisuuden sekä sameuden ja kemiallisen hapenkulutuksen arvot olivat huomattavan korkeita ja happipitoisuus vedessä alhainen. Typen pitoisuus oli myös keskimääräistä korkeampi. Reimarlanojan vesi sisälsi paljon rautaa ja keskimääräistä enemmän muita mitattuja alkuaineita. Talvella lähestulkoon kaikki ojassa kulkeva vesi oli peräisin päästölähteestä. Ojan veden haju oli hyvin epämiellyttävä.

Reimarlanojan veden virtaama on pieni, eikä poikkeuksellisen huono veden laatu juurikaan

vaikuta Mätäjoen pääuomaan. Sadevesiviemärin päästölähde olisi kuitenkin viipymättä selvitettävä ja öljyisen veden pääsy ojaan estettävä. Kyseinen sadevesiviemäri kokoaa vedet Muonamiehentien teollisuusalueelta, jolla sijaitsee muun muassa useita autokorjaamoja.

12.2.5 Konalanoja

Konalanojan veden laatu on kohtalaisen hyvä ja virtaama suurempi kuin useimmissa muissa sivuojoissa. Virtaamaa nostaa muutamasta lähikiinteistöistä ojaan laskettava vesi. Haalea vesi pitää talvella Konalanojaa paikoin sulana. Vaikka laskettavan veden laatu onkin hyvä, voidaan lisäveden yksityisen laskun motiiveja ihmetellä. Laskettavan veden laadun hetkellisten muutosten tarkkailu on myöskin vaikeaa. Konalanojan veden sähkönjohtavuus on hieman Mätäjoen valuma-alueen keskimääräistä tasoa suurempi.

12.2.6 Ruosilantienoja

Ruosilantienoja on varsin lyhyt ja heikkovirtaamainen sivuoja, johon vedet tulevat Ruosilantien teollisuusalueelta. Veden laatu on muista sivuojoista selvästi poikkeava. Ruosilantienojan veden pH:n mediaani eri havaintokerroilla oli ainoastaan 3,6 (koko valuma-alueella 7,1). Veden sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden pitoisuus olivat hyvin korkeita ja happipitoisuus suhteellisen alhainen. Kaikkien havainnoitujen alkuaineiden pitoisuudet olivat korkeita. Erityisen korkea oli raudan pitoisuus, lähes viisitoista kertainen pääoman vastaavaan pitoisuuteen verrattuna. Kalsiumin, magnesiumin ja natriumin pitoisuudet olivat valuma-alueen suurimmat. Vedessä esiintyi myös mitattavia pitoisuuksia sellaisia metalleja, joita muista näytteistä ei pystytty havainnoimaan. Veden alhainen pH saa aikaan alkuaineiden liukenemista veteen ja nostaa näin veden sähkönjohtavuutta. Ruosilantienojan vesi on näytteenottokohdalla erittäin kirkasta. Veden sameusluku oli noin kymmenen kertaa pienempi kuin pääuomassa.

Syytä Ruosilantienojan veden poikkeukselli-

seen laatuun ei tiedetä. Veden laatu muuttuu nopeasti Ruosilankuja 8:n kohdalla rakentamattoman, likaantuneen tontin vieressä (kuva 68). Todennäköisesti maahan on päässyt kemikaaleja tai tontin täytemaana on käytetty jotain veden pH:ta laskevaa ainesta. Kyseisen tontin kohdalla ojauoman pohjassa on keltaista sakkaa. Tontin maaperä tulisi pikaisesti tutkia riskien kartoittamiseksi. Ruosilantienojan virtaama on heikko ja sateettomina kesinä oja kuivuu kokonaan. Mätäjoen pääuoman veden laatuun Ruosilantienojan vedellä ei juurikaan ole vaikutusta.

12.2.7 Malminkartanonoja

Malminkartanonojan vesi on huonolaatuista. Etenkin nitraattitypen ja *E. coli* -bakteerien määrä ojan vedessä oli korkea tutkimusjakson ajan. Samoin olivat koholla sähkönjohtavuuden, liuenneiden aineiden pitoisuuden, kokonaisfosforin, kokonaistypen ja nitriittitypen arvot. Vedessä oli myös paljon alkuaineita, etenkin magnesiumia ja kalsiumia. Melko suuri ulosteperäisten bakteerien määrä ja kohonneet ravinnepitoisuudet herättävät epäilyn jostain pienehköstä päästölähteestä. Ojan lähellä asuu runsaasti ihmisiä ja esimerkiksi koirien jätökset voivat olla osasyynä veden laadun heikentymiseen. Piianpuistossa Malminkartanonojan varressa on ponihaka, joka lisää todennäköisesti veden baktee- ja ravinneääriä. Malminkartanonojan veden laatu on huonoin niistä Mätäjoen sivuojoista, joihin vedet eivät tule teollisuusalueilta.

12.2.8 Hakuninmaanoja

Hakuninmaanojan veden laatu oli keskimääräistä parempi. Ravinne- ja bakteeripitoisuudet olivat alhaisia. Keväällä kiintoaineen, veden sameuden ja kemiallisen hapenkulutuksen arvot olivat kuitenkin keskimääräistä korkeammat. Tuolloin Hakuninmaanojan vesi oli selvästi savisameata. Hakuninmaanojan veden laatu oli tutkimusjaksona parasta muihin Mätäjoen sivu-uomiin verrattuna.

12.3 Mätäjoen veden laadun yleisluokitus

Mätäjoen pääuoman veden laadun yleisluokaksi muodostuu tämän tutkimuksen perusteella välttävä, joskin puro täyttää osin tyydyttävän veden laadun vaatimukset (luokitusperusteet ks. Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Mätäjoen veden laatu on myös aikaisemmin arvioitu samoin luokitusperustein välttäväksi (Vesi- ja ympäristöhallitus 1991). Tyydyttävästä välttäväksi Mätäjoen veden laadun laskee kohtalaisen suuri indikaattoribakteerien ja kokonaisfosforin määrä. Välttävä veden laadun taso ei ole kaupunkipurolle missään mielessä poikkeuksellinen. Esimerkiksi Espoon puolelta Iso-Huopalahteen laskevan Kilonojan vesi on luokiteltu käyttökelpoisuudeltaan 1990-luvun alussa huonoksi (Vesi- ja ympäristöhallitus 1991).

Mätäjoen vesi laskee mereen Iso-Huopalahdessa. Iso-Huopalahti on entinen Laajalahden osa, jonka Tarvon moottoritie erottaa nykyään omaksi lahdekseen. Vesiyhteys Laajalahden on säilynyt ainoastaan moottoritien alittavan silta-aukon kautta. Iso-Huopalahti oli pitkään Helsingin saastunein merenlahti. Nykyisin veden laatu lahdella on välttävä (Pesonen 1996b). Iso-Huopalahden laskee kaksi kaupunkipuroa: Mätäjoki ja Kilonoja. Talin nykyään puretun jätevedenpuhdistamon vedet laskettiin vielä 1980-luvun alussa lahteen. Iso-Huopalahden suljetusta kaatopaikasta kulkeutuu suotovesien mukana runsaasti ravinteita ja muita epäpuhtauksia mereen. Iso-Huopalahden veden laatua tarkkaillaan säännöllisesti. Vuosina 1994-95 vedessä oli keskimäärin kokonaistyyppiä 96 $\mu\text{g/l}$ ja kokonaisfosforia 1730 $\mu\text{g/l}$ (Pesonen 1996a). Mätäjoesta Iso-Huopalahden tulevassa vedessä oli vuosina 1995-96 etenkin fosforia selvästi edellistä vähemmän. Mätäjoen veden indikaattoribakteeripitoisuudet sen sijaan ovat suurempia kuin Iso-Huopalahdessa (vrt. Pesonen 1996a). Vaikka Mätäjoki onkin yksi Iso-Huopalahden suurista kuormittajista, tulee suurin osa lahden ravinnekuormituksesta muista lähteistä.

12.4 Veden laadun kehitys 1950-luvulta nykypäivään

Mätäjoen nykyisen veden laadun tilan vertailu aikaisempiin havaintoihin kertoo valuma-alueella tapahtuneista muutoksista. Vanhojen vedenlaatutietojen vertailua nykyiseen vaikeuttavat kuitenkin muuttuneet analyysimenetelmät. Yleisesti käytetyt veden laatua indikoivat muuttujat ovat pysyneet 1980-luvun alusta lähes samoina tähän päivään saakka ja luotettavia vertailuita tältä ajalta pystytään tekemään.

Mätäjoen veden laatua on havainnoitu enemmän tai vähemmän säännöllisesti ainakin 1950-luvun alusta lähtien. Ensimmäiset havaintotiedot ovat vuodelta 1949. 1960- ja 70-luvuilta veden laadun tietojen löytäminen on vaikeaa, vaikka havainnointia varmasti suoritettiin. Tuolloin Mätäjokeen laskettiin käsiteltyjä asumajätevesiä. 1960-luvun alussa tutkittiin myös Mätäjoen virtaamaa. Tarkemat tiedot seurannasta ovat kuitenkin kateissa. 1980-luvulle tultaessa ympäristötietoisuus alkoi kasvaa. Mätäjoen veden laatu parani ja seurannoista saadut tiedot talletettiin. 1987-88 Helsingin kaupunki teetti selvityksiä kaupungin purojen tilasta. Tuolloin saadut veden laadun vertailutiedot perustuvat kuitenkin vain yksittäiseen näytteenottoon. 1990-luvulla Helsingin kaupunki on ottanut keskimäärin kaksi-kolme vesinäytettä Mätäjoesta vuosittain. Vantaan kaupunki on tutkinut Mätäjoen veden laatua noin kolme kertaa kesässä. Lisäksi Uudenmaan ympäristökeskus on ottanut satunnaisesti 1980- ja 1990-luvuilla näytteitä Mätäjoen vedestä. Mätäjoella ei ole toteutettu yhtään laajaa pidempikestoista veden laadun seuranta-tutkimusta tai ympärivuotista havainnointia ennen tätä tutkimusta. Yksittäisten näytteiden perusteella saadaan kohtuullinen käsitys kesän alivirtaamakauden veden laadusta. Olosuhteiden vaihtelusta johtuva satunnainen arvojen heilahtelu voi kuitenkin vaikeuttaa huomattavasti tulosten arviointia. Yksittäisten näytteiden perusteella ei myöskään voida laskea aineskulkeuman määriä.

Cajander selvitti 1950-luvun alussa useina peräkkäisinä vuosina Helsingin ojavesien laatua. Loppuvuonna 1949 otetuissa näytteissä Mätäjoen veden laatu osoittautui melko hyväksi. Vanhan Turuntien vierestä Mätäjokeen laski kuitenkin kerrostalon avoviemäri, jonka vesi oli erittäin huonolaatuista. Mätäjoen veden pH oli tuolloin noin 6 eli huomattavasti nykyistä alhaisempi (Cajander 1950). Vuoden 1951 selvityksessä Mätäjoen pahimmaksi saastuttajaksi arvioitiin Strömbergin tehdas Pitäjänmäellä. Normaalin virtaaman vallitessa tehtaan jätevedet laimenivat Mätäjoen pääuomassa, mutta kuivana kesänä tilanne arvioitiin lähes kestämättömäksi. Lassilanojan (Lassin ojan) ja Konalanojan veden laatua luonnehdittiin luonnontilaiseksi ja veden laatua hyväksi (Cajander 1952). Mätäjoen yläjuoksulla havaittiin kesällä 1952 heikkoa likaantuneisuutta. Veden pinnalla näkyi vaahtoa ja happipitoisuus oli uomassa heikko. Likaantumisen alkuperäksi epäiltiin Kaarelan maataloja (Cajander 1953). Mätäjoen valuma-alue oli 1950-luvulla vielä pitkälti rakentamaton. Strömbergin Pitäjänmäen tehtaiden jätevedet aiheuttivat tuolloin suuren kuormituksen puroon alajuoksulle. Sen sijaan Pitäjänmäen yläpuolinen ojauomasto oli osin luonnontilainen, osin peltojen ympäröimä ja veden laatu parempi kuin alajuoksulla. Cajander tutki tarkoitukSELLISESTI myös luonnontilaisia sivuojia. Hän perusteli tätä vertailutietojen saamisella tulevaisuutta varten, koska arvioi ojiin tulevaisuudessa laskettavan jätevesiä (Cajander 1953).

1960-luvulta on saatavilla vain hyvin vähän tietoa Mätäjoen veden laadusta. 1960-luvun alussa Mätäjoesta (tuolloin käytetty myös nimeä Piijoki) tehtiin virtaamahavaintoja todennäköisesti Talissa sijainneella mittapadolla (Punnonen 1964, lain. Viitasalo 1971). Vuoden keskivirtaamaksi saatiin 195 l/s. Tarkemat tutkimustulokset ovat kuitenkin kateissa. 1960-luvun lopussa seurattiin lähinnä Mätäjoen veden hygieenistä laatua. Uusien Vantaan asuinalueiden Kaivokselan ja Louhelan puhdistetut asumajätevedet laskettiin Mätäjokeen. Kaivokselan-Louhelan puhdistamo laski Mätä-

jokeen vettä 1970-luvun alussa 1500-2000 m³/vrk (Viitasalo 1971). Kaivokselan puhdistamon vesimäärä vastasi 23 l/s keskimääräistä virtaamaa. Mätäjoen kaltaiselle heikkovirtaamaiselle puroille kuormitus oli huomattava. Fekaalisten streptokokkien (FS 35 °C) määrä vaihteli 9.5.1968 Mätäjoen eri osissa välillä 1200-4100 kpl/100 ml. Kolimuotoisia bakteereja (CB 35 °C, nykyään 44 °C) vedessä oli enimmillään 51 000 kpl/100 ml. Fosforia pääuoman vedessä Lassilan kohdalla oli tuolloin 1100 µg/l (Vetrek 1997). Veden hygieeninen laatu arvioitiin Kaivokselan alapuolelta aina mereen saakka erittäin huonolaatuiseksi. Bakterikuormitus kasvoi vielä puron alajuoksulla Pitäjänmäellä. Mätäjoki kuljetti fosforia Iso-Huopalahteen touko-joulukuussa 1969 keskimäärin 7,6 kg/vrk (Viitasalo 1971). Nykyisin, vuosina 1995-96, touko-joulukuun fosforin kuljetus oli keskimäärin 0,75 kg/vrk eli kymmenen kertaa pienempi.

1970-luvulla Mätäjoen arvioitiinkin laadultaan vastaavan nimeään (Salminen 1971). Mätäjoen veden laatu pysyi hyvin heikkona, kunnes asumajätevesien lasku puroon lopetettiin. Kaivokselan-Louhelan jätevedet käännettiin 3.4.1974 Suomenojan puhdistamolle ja asumajätevesikuormitus Mätäjokeen loppui (Varis 30.7.1997, suul.).

1980-luvun alussa Mätäjoen veden hygieeninen laatu oli edelleen hetkittäin heikko. Kolimuotoisia bakteereita (CB 44 °C) löytyi osasta näytteitä yli 10 000 kpl/100 ml ja mediaanina 360 kpl/100 ml. 1980-luvun eri näytteenottojen kokonaisfosforin pitoisuuden keskiarvo oli 188 µg/l ja kokonaistypen 3190 µg/l. Ammoniumtypen pitoisuuden keskiarvo oli 1090 µg/l (med. 365 µg/l). Ammoniumtyppeä oli tuolloin hetkittäin vedessä hyvin paljon, mikä selittää suuren eron pitoisuuksien keskiarvon ja mediaaniarvon välillä. Tiedot perustuvat vuosina 1979-1989 Mätäjoen valuma-alueen eri osista tehtyihin näytteenottoihin, joiden tiedot on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen Vetrek-tietokantaan (Vetrek 1997). Yhteensä tietokannassa on havaintoja 85 kappaletta, joista 75 ajoittuu vuosille 1980-1985.

Mätäjoen veden laadun tila on parantunut 1980-luvun alusta nykypäivään tultaessa selvästi. Kolimuotoisten bakteerien mediaani vedessä on laskenut alle puoleen entisestä. Kokonaistypen pitoisuus purovedessä on laskenut puoleen 1980-luvun alun arvoista samoin kuin ammoniumtypen ja kokonaisfosforin pitoisuudet. Puroveden happipitoisuus, sameus ja kemiallinen hapenkulutus ovat pysyneet entisellä tasolla. Sen sijaan veden sähkönjohtavuus ja pH ovat hieman nousseet 1980-luvun tasosta. Vertailtaessa 1980-luvun veden laadun arvoja tämän hetken tilanteeseen täytyy kuitenkin olla varovainen. Muun muassa osa näytestä sijaitsee eri kohdissa. Osa veden laadun parantumisesta selittyy Iso-Huopalahden kaatopaikan sulkemisesta johtuneella pienentyneellä kuormituksella. Siirryttäessä 1990-luvulle veden laadun parantuminen on pysähtynyt. Fekaalisten koliformien määrä oli tosin Mätäjoen alajuoksulta otetuissa näytteissä selvästi suurempi 1990-luvun alussa kuin tutkimusjaksolla 1995-96. Fekaalisia koliformeja oli 1990-luvun alkupuolella hetkittäin havaittu useita tuhansia /100ml (Helsingin kaupunki 1996b). Mätäjoen veden kokonaisfosforin pitoisuudessa voidaan 1990-luvulla havaita edelleen heikosti laskeva suuntaus.

Vuonna 1987 Helsingin kaupunki teetti "Helsingin purot" -selvityksen, jossa kartoitettiin ensimmäistä kertaa kaikki Helsingin purot ja selvitettiin purojen veden laatua (Jalava 1987). Veden laadun arviointi perustui yksittäiseen näytteenottoon. Mätäjoesta otettiin näyte kymmenestä eri kohdasta. Näytteenotokohdat vastaavat pääsääntöisesti tässä tutkimuksessa käytettyjä näytestä. Vertailua haittaa se, että kesä 1987 oli poikkeuksellisen sateinen. Nykyiset veden laadun ongelmat olivat osin havaittavissa jo tuolloin. Ruosilantien ojan veden pH oli 20.7.1987 otetussa näytteessä alhainen, sähkönjohtavuus hieman valuma-alueen keskimääräistä korkeampi ja happitilanne huono. Tutkimuksessa tosin luonnehdittiin Ruosilantien ojan vettä melko hyvälaatuisiksi. Reimarlanojan vesi oli jo tuolloin päästölähteen kuormittamaa. Kemiallinen hapenkulutus oli keskimääräistä suurempi ja ve-

den rautapitoisuus huomattava. Ojassa oli havaittavissa öljyä veden pinnalla. Molemmissa näytestä tilanne on vuoteen 1987 verrattuna entisestään huonontunut ja vaatii asiaan puuttumista. Myöskin Malminkartanononjan korkea kokonaistypen pitoisuus ja pääuoman heikko happipitoisuus kaupunkien rajalla kävivät ilmi jo vuonna 1987.

Vuoden 1987 purosselvitystä täydennettiin seuraavana vuonna (Jalava 1988). Tuolloin painopiste oli purojen roskaantumisen selvittämisessä. Mätäjoen valuma-alueelta määritettiin 11 selvästi roskaantunutta kohdetta, joista kuuden puhdistamisen tarve arvioitiin kiireelliseksi. Ongelmaksi siivouksen kannalta katsottiin roskien tasainen sijoittuminen pitkin Mätäjokivartta. Mätäjoen purovarren roskaantuminen on jatkuvaa ja roskaa kasautuu uomaan etenkin kevättulvan aikana. Vuonna 1988 havaituille roskaantuneille kohdille on uudelleen kertynyt suuri määrä roskaa. Tässä suhteessa puron tilan laatu ei ole ainakaan parantunut.

Vantaan kaupunki on selvittänyt Mätäjoen (Vantaalla käytetty nimi Mätäjoa) veden laatua pienimuotoisella seurannalla kesällä 1994 ja muina kesinä keskimäärin kolmella näytteenotokerralla. Vantaan kaupungin kesällä 1994 suorittamissa kuukausittaisissa näytteenotoissa saadut veden laadun arvot vastasivat tämän tutkimuksen näytestä 15 (Myyrämäki) tuloksia (vrt. Mäkinen 1995). Vantaan kaupungin alueella Mätäjoen veden pH ja sähkönjohtavuus ovat alhaisempia kuin Helsingin puolella. Mätäjoen veden hygieeninen laatu Vantaalla on pysynyt hyvänä tai tyydyttävänä. Korkeita indikaattoribakteeripitoisuuksia ei ole viime vuosina havaittu edes satunnaisesti toisin kuin Mätäjoen alajuoksulla (Mäkinen 1995). Mätäjoen veden laatua Vantaan kaupungin alueella voidaan pitää selvästi luonnontilaisempaan kuin alajuoksulla Helsingissä.

Mätäjoen veden laadun kehityksen suuntaan voidaan olla tyytyväisiä. Veden hygieeninen laatu ja ravintetilanne ovat selvästi parantuneet 1980-luvun alusta. 1970-luvulla asumajätevedet ja aiemmin myös teollisuusjätevedet

kuormittivat pahoin puroa. 1990-luvulla veden laadun parantuminen näyttää pysähtyneen. Vain kokonaisfosforin pitoisuudessa on havaittavissa heikosti laskeva suuntaus. Veden lisäjuoksutukset Silvolan tekoaltaasta saattavat jatkossa parantaa veden laatua.

13 Mätäjoen valuma-alueen käyttö virkistysalueena

Mätäjoki on suurin makeavesinen vesistö Helsingin kaupungin alueella Vantaanjoen jälkeen. Helsingin puroista Mätäjoki on valuma-alueen kooltaan, pääuoman pituudeltaan ja virtaamaltaan suurin. Mätäjokea voidaankin nimittää "Helsinginjoksi" vertauksena Vantaanjokeen, jonka lasku-uoma Mätäjoki aikoinaan oli. Mätäjoen valuma-alueella asuu noin 70 000 ihmistä, selvästi enemmän kuin keskikokoisessa kaupungissa Suomessa. Valuma-alue toimii tärkeänä virkistysalueena Länsi-Helsingin, Lounais-Vantaan ja Koillis-Espoon asukkaille ja puronvarsi ekologisesti käytävänä mereltä Vantaalle.

13.1 Nykyiset virkistysalueet

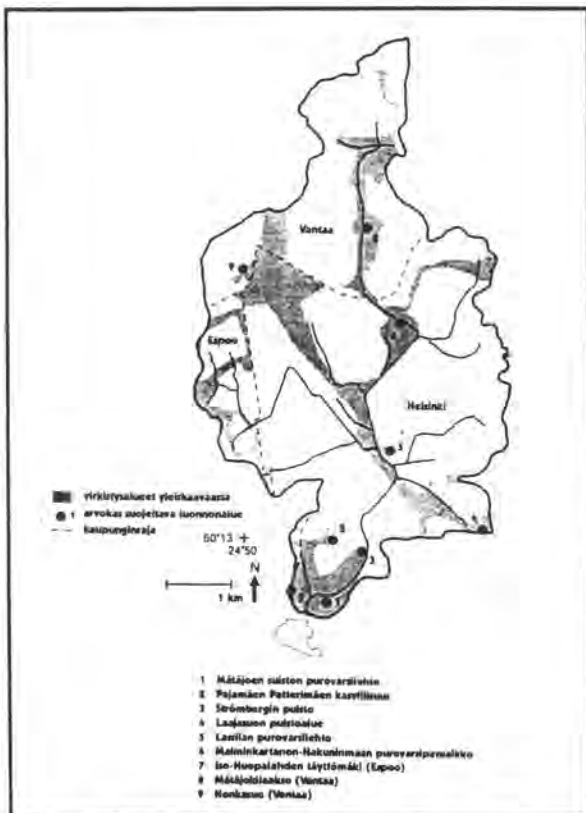
Virkistysalueiden tarve on suurin siellä, missä asumistiheys on suurta. Mätäjoen valuma-alueella lähivirkistysalueiden käyttöpaine on kohtuullinen. Kehä I:n eteläpuolella virkistysalueita on 40-59 m²/asukas ja kehätien pohjoispuolella Helsingissä 100-149 m²/asukas (Helsingin kaupunki 1992). Hoidettuja puistoalueita Helsingin läntisillä esikaupunki-alueilla on noin 40 m²/asukas. Helsingin kaupungin virallinen puistoalueiden määrällinen tavoite on pienempi, vain 25 m²/asukas (YTV 1988). Vantaan kaupungin puolella koko Mätäjokilaakso on kaavoitettu lähivirkistysalueeksi (Vantaan kaupunki 1993). Espoossa rakentaminen laajenee ja tulee jatkossa selvästi supistamaan Mätäjoen valuma-alueella virkistysaluekäyttöön sopivia alueita. Nykyään suurehko osa Espoon puoleisesta Mätäjoen valuma-alueesta on peltoa tai metsää (Espoon kaupunki 1996).

Lähes kaikki Mätäjoen valuma-alueelle kaavoitetut virkistysalueet sijoittuvat puron läheisyyteen (kuva 70). Laajempia virkistysaluekokonaisuuksia Helsingin kaupungin alueella ovat Talin alueen urheilupuisto, Talin golf-kenttä ja metsäalue sekä Helsingin kaupungin luoteiskulman laaja metsäalue Honkasuolla. Lisäksi Kannelmäessä on pienehkö urheilukeskus (Helsingin kaupunki 1992). Mätäjoen valuma-alueen länsireunan lähellä kulkee eräs Espoon pääulkoilureiteistä Helsingin Pajamäestä Vantaan Rajatorppaan. Ulkoilureitiltä on yhteys länteen Espoon keskuspuistoon. Reitin ympärille on kaavoitettu koko matkalle kapea lähivirkistysalueen vyö. Lisäksi Iso-Huopalahden entisen kaatopaikan täyttömäki on Espoon kaupungin puolella nykyään suojeltu ja virkistysaluekäytössä (Espoon kaupunki 1996). Vantaalla Mätäjokilaakso on kokonaisuudessaan virkistysaluetta, joka jatkuu Hämeenlinnan väylän alitse aina Vantaanjoelle saakka. Mätäjoen alueelta on Myyrmäen kaupunginosan pohjoispuolitse virkistysalueyhteys Myyrmäen urheilupuistoon. Pienempi Koukkuniityn virkistysalue sijaitsee Vantaanlaakson ja Hämeenlinnan väylän välissä (Vantaan kaupunki 1992).

Mätäjoen alueen viheralueet kuuluvat osana kahteen suurempaan kokonaisuuteen. Luoteinen Helsinki ja Lounais-Vantaa kuuluvat Espoon erämaa-alueeseen ja Talin alue Järvikylän-Kolmperän metsäalueeseen (YTV 1988). Ongelman virkistysaluekäytössä muodostaa eri alueiden ja kaupunkien välinen viher- ja virkistysyhteyksien puute. Helsingin yleiskaavaan on merkitty tarve virkistysyhteyksien rakentamiselle Kehä I:n suuntaisesti Mätäjoen valuma-alueen poikki, Mätäjoen vartta pitkin Pitäjänmäeltä Lassilaan ja Hakuninmaanojan suuntaisesti Kannelmäestä keskuspuistoon (Helsingin kaupunki 1992).

Mätäjoen alueella Helsingissä on kuusi rakennuslain nojalla suojeltavaa arvokasta luonnonaluetta. Rantaradan eteläpuolella Mätäjoen suiston purovarsilehto (1), Pajamäen Patterimäen kasvillisuus (2) ja Strömbergin puisto (3) on luokiteltu arvokkaiksi luonnon

alueiksi (numerointi viittaa kuvaan 70). Lisäksi Helsingissä osa Laajasuosta (4), Mätäjoki-varren lehto Lassilassa (5) sekä Hakuninmaan ja Malminkartanon välinen purovarsipensaisto (6) on katsottu suojelun arvoisiksi (Helsingin kaupunki 1992). Viimeksi mainittu liittyy Malminkartanon kulttuurihistoriallisesti arvokkaaseen alueeseen. Malminkartanon kartano ja arvokas jokimaisema suojeltiin asema-kaavalla keväällä 1995 (HeSa 29.4.1995). Espoon kaupunki on suojellut Iso-Huopalahden kaatopaikan täyttömäen alueen ja sen läheiset pensaikot (7) monipuolisen lintulajiston suojelemiseksi. Iso-Huopalahden suojelualue arvioidaan paikallisesti merkittäväksi (Espoon kaupunki 1996). Vantaalla Mätäjoen varsi (8) on suojeltu arvokkaana luonnon- ja kulttuuri-maisemana (Vantaan kaupunki 1992). Aluee-



Kuva 70. Mätäjoen valuma-alueen virkistysalueet ja suojeltavat luonnonalueet kaupunkien yleiskaavoissa (Helsingin kaupunki 1992; Vantaan kaupunki 1992; Espoon kaupunki 1996).

seen kuuluu jo keskiajalla viljelty Mätäjoen (Mätäjoen) laakso, Vaskivuoren kallioalue ja Silvolan historiallinen rautakaivos (Vantaan kaupunki 1993). Lisäksi Vantaan ja Helsingin

rajalla Rajatorpassa sijaitsevan Honkasuon (9) Vantaan puoleinen osa on suojeltu (Vantaan kaupunki 1992).

13.2 Mätäjoki - nimeään parempi? Haastattelututkimus valuma-alueen asukkaiden käsityksestä purovarren ja sen virkistysalueiden tilasta ja Mätäjoki-nimestä

Paikallisten asukkaiden näkökulman selvittämiseksi tehtiin kesällä ja syksyllä 1995 haastattelututkimus, jossa haastateltiin yhteensä 105 Mätäjoen valuma-alueella asuvaa henkilöä. Haastattelututkimuksella pyrittiin selvittämään kuinka hyvin paikalliset asukkaat tuntevat Mätäjoen nimeltä ja erottavat sen esimerkiksi Mätäpurosta. Haastateltavilta kysyttiin myös heidän mielipidettään Mätäjoen nimen muuttamiseen Mätäsjoeksi tai Piijoeksi ja heidän käsitystään Mätäjoen vedenlaadusta ja purovarren virkistysalueiden tilasta.

Haastattelu toteutettiin kahdessa vaiheessa heinä- ja lokakuussa 1995 suullisena haastatteluna purovarren kävelyteillä välillä Hakuninmaa - Lassila. Yhteensä haastateltuja oli 105. Kaikilta haastatelluilta kysyttiin samat kahdeksan kysymystä. Kysymykset on esitetty alkupe-
 räisessä muodossaan liitteessä II.

13.2.1 Rakkaalla lapsella on monta nimeä. Mätäjoki-nimen historia

Mätäjoki-nimen alkuvaiheita ei tunneta tarkkaan. Kaarelan alueesta kertovan teoksen mukaan 1500-luvulla alueella toimi kaksi Ruti-nimistä laivuria (Huuhka 1990). Puron nimi on alunperin ruotsinkielinen Rutiån, jota nimeä edelleen Mätäjoen ohella käytetään. Ruotsinkielinen nimi esiintyy mm. vuoden 1837 kartassa muodossa Ruttin ån. Nimen suomenkielinen vastine Mätäjoki otettiin käyttöön 1900-luvun alussa (Helsingin kaupunki 1970). Lisäksi purosta on käytetty joissain vanhoissa kartoissa nimiä Pieni Kaarelanjoki, Mätäsjoki tai Mätäjoja (Huuhka 1990). 1970-luvun alussa kaupunkisuunnittelulautakunta esitti Mätäjoen muuttamista Piijoeksi (Runko 1995, suul.). Nimeä käytettiin ainakin 1960-luvun lopussa ja 1970-luvun alussa. Pii-

joki -nimi esiintyy myös joissain kartoissa, joskin sen käytöstä melko pian luovuttiin.

13.2.2 Perusteita Mätäjoen nimenmuutokselle

Viime aikoina on esitetty toiveita Mätäjoen nimen muuttamiseksi. Sekä nimenmuutoksen puolesta että sitä vastaan löytyy helposti useita perusteita.

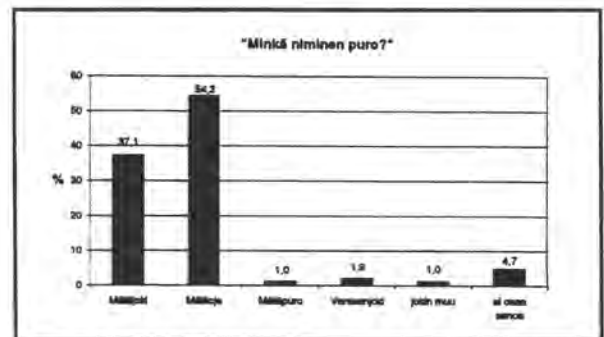
Mätäjoki puron nimenä aiheuttaa paljon sekaannusta. Helsingissä virtaa nimittäin sekä Mätäjoki että Mätäpuro. Lisäksi Mätäjoen virallinen nimi Vantaan kaupungin alueella on Mätäoja. Mätäpuron päähaara saa alkunsa Maununnevalta ja toinen haara Suursuolta Tuusulantien varresta. Mätäpuro laskee mereen Pikku-Huopalahdessa reilun kahden kilometrin päässä Iso-Huopalahdesta, jonne Mätäjoki laskee. Paikalliset asukkaat sekoittavat usein Mätäjoen ja Mätäpuron keskenään. Kyseisillä puroilla on yhteinen vedenjakaja Etelä- ja Pohjois-Haagassa.

Monien mielestä Mätäjoki-nimi on itsessään liian negatiivinen. Nimi luo ikävän vaikutelman sinänsä arvokkaasta purosta. Helsingin kaupunkisuunnittelulautakunnan entinen puheenjohtaja Ylermi Runko kommentoi Mätäjoki-nimeä: "Sopimaton nimi joelle keskellä kaupunkikulttuuria" (Runko 1995, suul.). Runko oli 1970-luvulla mukana päättämässä Piijoki-nimen käyttöönotosta ja kannattaa edelleen nimenmuutosta. Myyrmäen uuden lukion yhtenä nimivaihtoehtona oli "Mätäojan lukio". Nimiehdotus nosti lehtitietojen mukaan Vantaan kaupunginvaltuuston valtuutetuissa kylmiä väreitä (HeSa 13.3.1996).

13.2.3 Haastattelun tulokset

Haastateltavat henkilöt valittiin satunnaisesti purovartta kulkeneiden ihmisten joukosta. Vastaajista noin 60 % oli naisia, eniten 35-50 vuotiaita. Alle 18 vuotiaita vastanneista oli vain noin kuusi prosenttia. Haastatelluista 56 % asui Kannelmäessä, 22 % Malminkartanossa, 10 % Lassilassa ja loput noin 12 % muualla eri puolilla Mätäjoen valuma-alueetta.

Kysyttäessä haastatelluilta "Tiedätkö minkä niminen puro virtaa ohitsemme?" 37 % vastasi Mätäjoki ja 54 % Mätäoja. Sen sijaan Mätäpuro-nimiseksi puroa luuli vain yksi haastatelluista (kuva 71). Mätäoja-nimen käytön yleisyys on todennäköisesti seurausta Mätäjoen kesäkuukausien pienestä, lähinnä ojaa muistuttavasta virtaamasta. Toisaalta Mätäoja-nimeä käytetään Vantaan kaupungin alueella Mätäjoen virallisena nimenä.

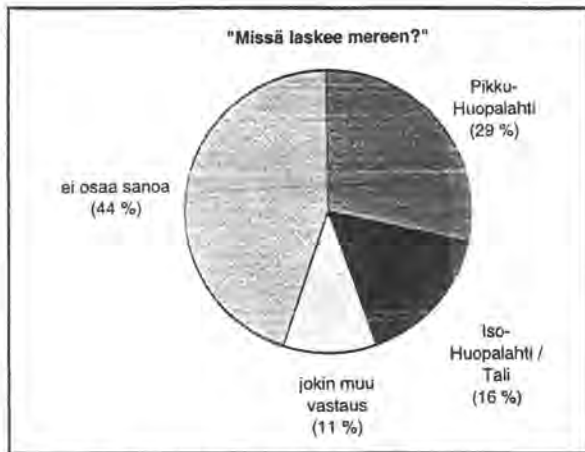


Kuva 71. Vastausten prosenttiosuudet kysymykseen: "Tiedätkö minkä niminen puro virtaa ohitsemme?".

Kysyttäessä "Missä kyseinen puro laskee mereen?" kävi ilmi Mätäjoen ja Mätäpuron usein sekaantuvan ihmisten mielissä keskenään. 29 % vastasi Mätäjoen laskevan mereen Pikku-Huopalahdessa, jonne todellisuudessa laskee Mätäpuro. 16 % tiesi oikein Mätäjoen laskevan Iso-Huopalahteen Talissa. Peräti 44 % ei osannut vastata kysymykseen (kuva 72).

Mätäjoen nimenmuutosta kannatti 43 % ja vastusti 51 % haastatelluista, kuudella prosentilla ei ollut kantaa nimenmuutukseen. Uusista nimiehdotuksista Mätäsjoki-nimi sai nimenmuutosta kannattavien joukossa yli 70 % suosiota, Piijoen jäädessä alle 30 % kannatukseen. Nykyistä Mätäjoki-nimeä pidettiin toisaalta negatiivisena ja ikävänä esitellä esimerkiksi vieraille toisaalta vanhan nimen sanottiin kuvaavan puron todellista tilaa. "Mätis on ja pysyy. Vanha nimi on ehdoton." "Eihän nimi puroa pahenna." "Mätäjoki-nimellähän sen kaikki tuntevat", kommentoivat vanhan nimen kannattajat. Uusista nimivaihtoehtoista Piijoki-nimeä monet pitivät keinotekoisena ja huonosti puroa kuvaavana. Mätäsjoki nimikään ei

saanut varauksetonta tukea, mutta sen katsottiin muun muassa kunnioittavan paremmin puron vanhaa perinteistä nimeä. Yksittäiset haastatellut ehdottivat myös omia nimivaihtoehtojaan kuten "Satakielenpuro".



Kuva 72. Vastausten prosenttiosuudet kysymykseen: "Missä Mätäjoki laskee mereen?"

Mätäjoki-nimen muuttaminen Mätäsjoeksi tai Piijoeksi ei saanut enemmistön kannatusta haastattelussa. Etenkin pidempään Mätäjoen läheisyydessä asuneet vastustivat muutosta. Mätäjoki, -puro ja -oja -nimien käyttäminen samalla alueella tarkoittamaan osin eri pienvesiä on silti mielestäni epätarkoituksenmukaista. Jos Helsingin ja Vantaan kaupungit alkavat toteuttaa suunnitelmaansa kehittää Mätäjokea ja luoda siitä "mallipuro" pääkaupunkiseudulle, olisi tässä yhteydessä vielä mietittävä nimenmuutosta. Mätäsjoki -nimi säilyttäisi purolla vanhan "Mätis"-lempinimen, mutta antaisi purolle "mätää" positiivisemmän sävyn. Jos nimenmuutokseen ei päädytä, olisi kaupunkien silti syytä päättää yhteisesti käytettävästä nimestä. Mätäjoki -nimi sopii mielestäni Mätäojaa paremmin ainakin puron alajuoksulle.

Paikallisia asukkaita pyydettiin myös arvioimaan subjektiivisesti Mätäjoen vedenlaatua asteikolla 1 (huono) - 5 (erinomainen). Keskiarvoksi saatiin 2,3 eli välttävä +. Vedenlaatua paikalliset asukkaat arvioivat melko paikkaansa pitävästi, joskin hiukan todellista huonommaksi. Kuvaavaa oli, että vedenlaatua erinomaisena ei pitänyt kukaan haastatelluista, mutta huonoksi sen arvioi noin 20 prosenttia.

Purovarren tilaa kysyttäessä monet ihmiset arvostelivat Helsingin kaupunkia kyvyttömyydessä puhdistaa purouoman ja -varren roskia. Muutama haastateltu piti purovarren tilaa jopa vaarallisena alueella leikkiville lapsille. Toisaalta monet korostivat pensaiston arvoa lintustolle. Etenkin purovarren satakielet olivat ihmisten mielessä suojelun arvoisia. Puron pieni virtaama sai monet toivomaan uoman ruoppausta. Ruoppauksen seurauksena veden määrä purossa tulisi todellisuudessa entisestään laskemaan. Apua virtaaman lisäämiseksi tuovatkin veden lisäjuoksutukset ja mahdolliset pohjapadot. Helsingin ja Vantaan kaupungit aloittivat veden lisäjuoksutuksen Mätäjokeen keväällä 1997.

Haastatellut voidaan selvästi jakaa kahteen eri ihmisryhmään. Toinen ryhmä haluaa purovarren mahdollisimman puistomaiseksi ja siistityksi, toinen säilyttää ja palauttaa puron luonnontilaisuutta. Ongelmana on yhdistää eri toiveet toimivaksi kokonaisuudeksi. Kuinka toteuttaa tehokas virkistyskäyttö ja samalla säilyttää alueen arvo osin luonnontilaisena viherväylänä keskellä kaupunkialuetta?

Kokonaisuutena kävi ilmi, että paikalliset asukkaat välittävät ja ovat kiinnostuneita asuinalueensa läpi virtaavan puron tilasta. Havaittavissa oli selvää ylpeyttä alueen vahvasta lintukannasta. Purovarren antamia ulkoilu- ja virkistysmahdollisuuksia arvostettiin ja kiitettiin. Purovarren osittain luonnontilaisilla alueilla on suuri merkitys sekä alueen elävöittäjänä paikallisille asukkaille että Helsingin eläimistöille ja kasvistolle. Mätäjoen valuma-alueen virkistysalueiden tila arvioitiin melko hyväksi.

13.3 Mätäjoen veden virkistyskäyttöluokitus

Suomen vesistöjen laatua arvioidaan Vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) laatimien käyttökelpoisuuden luokitusohjeiden perusteella. Mätäjoen virkistyskäyttöluokitus on tässä tutkimuksessa tehty kyseisten ohjeiden mukaan. Virkistyskäyttöluokituksessa arvioidaan vesistön yleistä kuormittuneisuutta sekä veden so-

veltumista uimavedeksi ja virkistyskalastukseen.

Mätäjoen veden laadussa on selvästi havaittavissa taajama-asutuksen ja teollisuuden toiminnan vaikutus. Mätäjokea voidaan tässä suhteessa pitää kuormittuneena (pääluokka 2, ks. Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Jätevesien ei kuitenkaan voida sanoa vaikuttavan voimakkaasti Mätäjokeen.

Mätäjoen pääuoman alajuoksun (Talin kartanon kohdan) veden laatu on uimavetenä kohtalainen. Ainoa paikka Mätäjoessa, joka ympäristöllisesti soveltuu uimiseen, on Kannelmäen kohdalla pääuomaa. Kyseisellä paikalla veden laatu on uimiseen sopimatonta (luokka 6). Myös alajuoksun vedessä saattaa hetkittäin olla suuria bakteeripitoisuuksia.

Mätäjoen veden laatua virkistyskalastukseen on melko hankala arvioida. Laatu on pääuoman alajuoksulla lähinnä kohtalainen (luokka 4). Yläjuoksulla veden vähyys ja heikko happitilanne laskevat arvoa. Mätäjoen kalojen raskasmetallipitoisuuksia ei ole tutkittu, joten tältä osin virkistyskalastuksen luokkaa ei voida määrittää. Mätäjoessa elää ainakin haukia ja useita särjen sukuisia kalalajeja.

Mätäjoen veden laadun virkistyskäyttöluokaksi saadaan edellisen perusteella välttävä ($2 \times 2 + 6 + 4 = 14$ yhteispistettä, vrt. Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Pienin veden laadun muutoksin virkistyskäyttöluokka saataisiin nousemaan tyydyttäväksi.

Mätäjoen veden laadun laskennallinen virkistysarvo ei ole kovinkaan hyvä. Silti puron todellinen merkitys ja arvo virkistyskäytössä on huomattava. Virallisessa luokituksessa painotetaan uintia ja kalastamista, jotka eivät ole ensisijaisia virkistyskäyttömuotoja Mätäjoella. Kaupunkipuron veden virkistyskäytölliselle laadulle voidaan asettaa muita tavoitteita. Kaupunkipuron veden tulisi olla kohtuullisen kirkkaan ja puhtaan näköistä (esteettinen vaikutus), eikä siinä saisi olla havaittavissa huomattavia leväkukintoja. Vesi ei saisi haista epämiellyttävälle. Veden hygieenisen laadun tulisi

olla niin hyvä, ettei se aiheuta riskiä esimerkiksi purovarressa leikkiville lapsille. Lisäksi veden määrän (virtauksen) tulisi olla myös alivirtaamakaudella riittävä, eivätkä veden laadun hetkelliset muutokset saisi olla suuria.

Mätäjoen veden virkistyskäytöllistä laatua tulisi kehittää parantamalla paikoittain huonoa veden hygieenistä laatua, puhdistamalla puroomasto roskista ja mahdollisuuksien mukaan lisäämällä veden määrää pääuomassa kesällä. Keväällä 1997 aloitettu veden lisäjuokutus Silvolan tekoaltaista parantaa virkistyskäytön mahdollisuuksia valuma-alueella.

Mätäjoen virkistyskäytölliset arvot ovat suurimmat maiseman elävöittäjänä ja kasvien sekä eläinten ekologisena käytävänä mereltä Vantaan Kaivokselaan ja aina Vantaanjoen varteen saakka. Lisäksi Mätäjoen valuma-alueella on runsaasti tärkeitä virkistysellisiä ja kulttuurihistoriallisia kohteita.

13.4 Mätäjoki luonnonympäristönä

Mätäjoen virkistysalueiden ja purovarren arvoa tarkasteltaessa täytyy huomioida puroalueen merkitys eläin- ja kasvikunnalle. Mätäjoki muodostaa lähes yhtenäisen ekologisen käytävän mereltä Iso-Huopalahdesta Vantaan Kaivokselaan ja Vantaanjoen varteen saakka (kuva 73). Mätäjoen pääuomaa suojaa lähes kaikkialla puiden tai tiheän pensaiston muodostama vyöhyke. Vain Kannelmäen ja Malminkartanon kohdalla on lyhyt avoin alue vailla puroarantojen puustoa tai pensaistoa. Aikoinaan kyseisen kohdan purovarsi on ollut huomattavasti pidemmältä matkalta avoin, kun ympäröivät alueet olivat viljelykäytössä. Kannelmäen kohdalla Mätäjoen uoman rannoilla kasvavat pensaat on alkujaan kaupungin istuttamia (Koivistoinen 1997, suul.). Vantaan kaupungissa Mätäjoen varsi on suurimmalta osin matkaa soistunutta luhtaa ja hyvin tiheän puuston ja pensaikon peittämää aluetta. Alue on arvokas rehevän ja monilajisen kasvillisuutensa ansiosta (Katajisto 1997).

Mätäjoen valuma-alueen luonnonarvoista kertovat useat kaavoituksella suojellut kohteet



Kuva 73. Viherväyläajattelua Vantaalla. Eläinten alikulkutunneli Mätäjoen välittömässä läheisyydessä.



Kuva 74. Veden lisäjuoksutusta Mätäjokeen. Juoksutusputken pää näkyy kuvan keskellä. Taustalla Hämeenlinnan väylä.

(ks. luku 13.1). Paikalliset asukkaat ymmärtävät purovarren hoitamattoman näköisten pensaikoiden arvon kuullessaan satakielen laulavan kotinsa lähellä. Mätäjoen linnusto onkin varsin runsas. Satakieli ja monet sirkkalinnut viihtyvät hyvin Kannelmäen tiheässä purovarsipensaikossa. Talin alue Mätäjoen suulla on kokonsa puolesta Helsingin paras yölaulajapaikka. Iso-Huopalahden täyttömäellä voi kuulla esimerkiksi luhtahuitin, luhtakanan, ruisrääkän, luhtakerttusen, viitakerttusen sekä pensas- ja viitasirkkalintuja. Alueella on havaittu myös kuningaskalastajia, harmaahaikaroita ja viiksitimaleita (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1995). Helsingin ja Vantaan kaupungit järjestävätkin Mätäjoelle vuosittain useita linturetkiä (Luontoretket 1996).

13.5 Paikallisten asukkaiden ja järjestöjen toiminta Mätäjoen puolesta

Ensiarvoisen tärkeää luonnonkohteiden ennallistamiselle tai olosuhteiden parantamiselle on paikallisten ihmisten tuki ja aktiivinen toiminta. Mätäjoen puolesta on viime aikoina nousut runsaasti kansalaistoimintaa. Mätäjoesta on tehty lyhytelokuva "Mätäzon", joka on esitetty myös televisiossa (Tanotorvi 8.5.1991). Puroon on istutettu taimenia ja järjestetty useita kylätapahtumia ja juhlia. Etenkin Kannelmäen alueen ja Pitäjänmäen asukasyhdistykset ovat olleet aktiivisia. Helsingin kaupungin päättäjiltä on vaadittu virkistysalueiden kunnostamista ja puron tilan nopeaa parantamista (mm. Pikomala 4.10.1995).

Veden lisäjuoksutuksen alkaessa puroon kesällä 1997 järjestettiin Kannelmäessä Mätäjoen rannassa vesifestivaali. Festivaalin yhteydessä puroon istutettiin säiliöautollinen taimenia, joita ihmiset voivat onkia (HeSa 27.5.1997). Myös Mätäjoen alajuoksun kehittämisen puolesta on järjestetty tapahtumia ja puroon istutettu muutamia taimenia. Pitäjänmäki seura korosti 14.5.1996 järjestämässään juhlassa Strömbergin puropuiston alueen kehittämistä (Taimeninstituutti 1996).

Yksi Mätäjoen virkistyskäytön kehittämiseen

tähtäävistä suunnitelmista on istuttaa puroon pysyvä taimenkanta. Samalla olisi tarkoitus saada harvinaiselle Ingarsilan taimenkannalle uusia esiintymispaikkoja. Taimenten viihtymisellä purossa olisi psykologista merkitystä myös alueen asukkaille. Ihmiset mieltävät "lohijoen" veden laadun huomattavasti paremmaksi kuin tavallisen puron ja alkavat samalla entistä enemmän arvostaa ja pitää huolta vesistöistä. Kalaistutusten kannalta ongelmallinen on Strömbergin putous, jonka yli taimenet eivät pääse nousemaan yläjuoksulle. Käytännössä suurin osa puroon istutettavista taimenista kulkeutuisi putouksen alapuoliseen Mätäjoen osaan. Mätäjoen alajuoksun normaali veden laatu on riittävä taimenten viihtymiselle purossa. Taimeninstituutti on istuttanut Mätäjoen viereiseen Espoon Kilonjoaan Ingarsilan taimenta vuonna 1995 (Pikomala 22.5.1996). Mätäjoen taimenistutusten alustavassa suunnittelussa on käytetty apuna tästä tutkimuksesta saatuja veden laadun tietoja.

Paikallinen aktiivisuus on tuottanut tulosta Mätäjoella. Mätäjoen veden lisäjuoksutus alkoi kesällä 1997 osin asukkaiden vahvan painostuksen ansiosta. Helsingin kaupunki suunnittelee parhaillaan Mätäjoen läheisyyteen uusia puistoalueita ja vanhojen kehittämistä. Malminkartanon täyttömäki, joka on varsin hallitseva maisemaelementti Mätäjoen valuma-alueella, muutetaan ympäristötaideteokseksi ja virkistysalueeksi kulttuuripääkaupunki 2000 -juhlavuoteen mennessä (HeSa 3.7.1997). Vantaan kaupunki on osallistunut Mätäjoen veden lisäjuoksutuksen järjestämiseen. Vantaalla Mätäjoen varteen on myös rakennettu uusi kahden kilometrin mittainen luontopolku (HeSa 24.11.1996) ja kesällä 1997 Louhelassa puroon oli sijoitettu ympäristötaideteos (HeSa 19.6.1997).

13.6 Veden lisäjuoksutus Mätäjokeen Silvolan tekoaltaista

Lisäveden juoksuttamista Mätäjokeen joko suoraan Vantaanjoesta tai Päijännetunnelista Silvolan tekoaltaiden kautta on suunniteltu jo 1960-luvun lopulta saakka (Salminen 1971).

Aikoinaan suunnitelmissa oli myös tekojärven muodostaminen Vantaalle Mätäjoen yläjuoksulle. Veden lisäjuoksutus Mätäjokeen aloitettiin koejuoksutuksella 15.5.1997 ja normaaliin juoksutukseen päästiin viikkoa myöhemmin. Vesi johdetaan Hämeenlinnan väylän länsipuolelle salaojaputkessa, josta se virtaa Mätäjokeen aivan puron latvalle (kuva 74). Vettä juoksutetaan 50 l/s, teoreettinen maksimi nykyisin järjestelyin on 75 l/s. (Anttonen 1997, suul.). Juoksutukseen tarvittavan putkiston rakentamiskustannukset olivat noin miljoona markkaa ja käyttökustannukset tulevat olemaan 80 000 mk vuodessa (HeSa 21.4.1996). Vettä tullaan Mätäjokeen juoksuttamaan kesäkuukausina toukokuusta-syyskuuhun (Anttonen 1997, suul.). Tämän tutkimuksen perusteella lisäjuoksutusten ekologinen tarve olisi kuitenkin vielä suurempi talvella. Mätäjoen uoman jäätyminen poikkeuksellisen kylminä talvina lähes pohjaan saakka haittaa puron luontaisen eliöstön elämää ja kalakannan kehittämistä.

Tärkein veden lisäjuoksutuksesta saatava hyöty on maiseman virkistyskäytöllinen parantuminen. Lisäjuoksutuksen avulla purouomassa saadaan pidettyä maisemallisesti riittävä virtaama myös kesän alivirtaamakaudella.

Veden lisäjuoksutus parantane Mätäjoen veden happitilannetta ainakin Vantaan kaupungin puoleisessa pääuoman osassa. Luultavasti Mätäjoen veden laatu koko valuma-alueella paranee puhtaan lisäveden seurauksena. On kuitenkin mahdollista, että kesän kasvava alivirtaama kuljettaa entistä enemmän ravinteita Iso-Huopalahteen. Mätäjoen veden laadun muutoksia tulisikin seurata nyt lisäjuoksutuksen alettua. Tämä vuosina 1995-96 toteutettu tutkimus kertoo veden laadusta vielä "luonnontilaisessa" hydrologisessa tilanteessa ennen lisäjuoksutuksia, ja toimii vertailumateriaalina juoksutusten vaikutuksia arvioitaessa.

Mätäjoen yläjuoksulle Vantaan Kaivokselaan lasketun lisäveden vaikutus näkyi kesällä 1997 selvästi puron alajuoksulla saakka. Pitäjänmäen virtaamamittauspisteessä virtasi heinäkuun

loppupuolella 1997 noin 75-85 l/s vettä. Heinäkuu 1997 oli Helsingissä poikkeuksellisen lämmin ja vähäsateinen. Vastaavan kaltaisen kuivan kauden jälkeen kesällä 1995 Mätäjoen virtaama vaihteli välillä 20-45 l/s. Voidaan arvioida, että vähintään puolet heinäkuun 1997 loppupuolella Mätäjoesta mereen virranneesta vedestä oli peräisin lisäjuoksutuksista.

Toinen Mätäjoen tilan seurannan kannalta tärkeä parannus olisi jatkuvan virtaamamittauksen toteuttaminen mittapadon avulla. Mittapato toimisi samalla lähikoulujen opetuskohteena. Padon yhteyteen voisi mahdollisuuksien mukaan asentaa asteikkomittarin tai automaattisen näyttötaulun kertomaan kyseisen hetken virtaamasta ohikulkeville ihmisille. Tarkoituksena olisi tutkimuksellisen aspektin lisäksi saada ihmiset entistä enemmän kiinnostumaan Mätäjoen tilasta. Mittapato loisi samalla puistoon uuden vesielementin, koska padon yläpuolelle muodostuisi lampi. Tällä hetkellä (kesä 1997) Pitäjänmäen Puropuistoon suunnitellaan mittapatoa tekemäni aloitteen johdosta. Puistossa tullaan tekemään suuria muutoksia kesällä 1998 ja tässä yhteydessä suunnitelmissa on rakentaa myös mittapato (Koivistoinen 1997, suul; Puutarhakonsultit Oy 1997). Suunniteltu padon paikka sijaitsee Mätäjoen pääuomassa noin sata metriä tässä tutkimuksessa käytetystä virtaamamittauskohdasta etelään.

13.7 Mätäjoen tilaan ja virkistyskäyttöön kohdistuvat uhat

Mätäjoen tila on 1980-luvun alusta parantunut huomattavasti. Mätäjoen tulevaisuuteen kohdistuu silti puron ekologiseen tilaan tai virkistyskäyttöön mahdollisesti vaikuttavia uhkia.

Sadevesiviemäröinnin hulevedet muodostavat uhkatekijän kaupunkipurojen ekologialle (kuva 77). Mätäjoen valuma-alueen teollisuusalueiden ja useiden vilkkaasti liikennöityjen teiden (Vihdintie, Kehä I, Hämeenlinnan väylä) katuviemärien ja reunaojien vedet laskevat Mätäjokeen. Myös rantarata kulkee Mätäjoen valuma-alueen poikki. Vaarallisten aineiden käsittelyssä tai kuljetuksessa tapahtuvalla on-



Kuva 75. Rakentaminen voi olla uhka Mätäjoelle. Savikkoa lujitetaan kalkilla Talissa kesällä 1997. Mätäjoki virtaa takana näkyvässä metsässä.



Kuva 76. Vaarallisten aineiden säilytystä Mätäjoen valuma-alueella. Teollisuusalueiden sadevesiviemärit laskevat Mätäjokeen.

nettomuudella voisi olla suuri vaikutus Mätäjoen ekologiaan, muun muassa kalakantaan. Helsingissä sattuu vuosittain noin 50-150 kemikaalionnettomuutta ja noin 200 öljyvahinkoa (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993b). Vaarallisia kemikaaleja säilytetään Mätäjoen valuma-alueella osin ulkovarastoissa (kuva 75). Esimerkin haitallisten aineiden tehokkaasta kulkeutumisesta viemärien kautta puroon antoi ABB Strömbergin tehtaiden pihalla syksyllä 1995 syttynyt pieni palonaku. Sammutusvaahto pääsi sadevesiviemäriin kautta Mätäjokeen ja kuohui Pitäjänmäen putouksen alapuolella yli kävelysillan (HeSa 20.10.1995). Alkukesällä 1996 Mätäjoki kuohui samalla tavoin saippuavaahtoa, mutta päästön lähettä ei tuolloin saatu selville.

Onnettomuuksien lisäksi muita uhkia Mätäjoen valuma-alueella muodostaa Iso-Huopalahden suljettu kaatopaikka, joka kuuluu riskikaatopaikkojen luetteloon sekä uudet Mätäjoen varteen rakennettavat asuinalueet. Iso-Huopalahden kaatopaikalta tulevien päästöjen lisäksi uhan aiheuttaa kaatopaikan maamassojen heikko stabiilitetti. Maamassat ovat hitaassa liikkeessä pois päin mäen keskustasta kohti merta ja Mätäjokea (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1993a).

Rakentaminen voi uhata myös puroympäristöä. Mätäjoen valuma-alueelle Taliin ollaan parhaillaan rakentamassa uutta asuinalueita entisen kaupungin taimitarhan paikalle. Kannelmäkeen rakennetaan uusia pienkerrostaloja. Myös Hakunimaan-Maununnevan alueelle on suunnitteilla lisärakentamista. Talin uudisrakentaminen sijoittuu Mätäjoen välittömään läheisyyteen (Helsingin kaupunki 1996c, 1997). Vantaalla Kaivokselan eteläosan rakentamattomalle peltoalueelle on kaavoitettu uusi asuinalue. Samalla alueella on kaavavarauksella Kehä II -tielle, joka tulisi ylittämään Mätäjoen (HeSa 9.8.1995). Vantaalla Myyrmäkeen tullaan rakentamaan lisää asuntoja. Yhteensä Vantaalla Mätäjoen valuma-alueelle rakennetaan suunnitelmien mukaan 58000 kerrosneliömetriä vuosina 1997-2001 (Vantaan kaupunki 1996). Myös Espoossa Mätäjoen valu-

ma-alueelle tullaan rakentamaan melko runsaasti lisää asuinalueita. Kerrostalovaltaista rakentamista on suunnitteilla Mäkkylänmäen ja Uusmäen väliselle Pajuniitylle (Painiityn asuinalue). Samalla Uusmäkeen rakennetaan lisää pientaloja. Rakennettavat alueet sijoittuvat Konalanojan latvoille. Tällä hetkellä oja kulkee alueella pitkälti peltojen keskellä. Uusmäen pohjoispuoliset rakentamattomat alueet on varattu tulevaisuudessa julkisten palveluiden ja hallinnon työpaikka-alueeksi (Espoon kaupunki 1996). Uudet asuinalueet muodostavat potentiaalisen uhan puroille toisaalta rakentamisaikaisen kuormituksen takia, toisaalta kasvavana virkistyskäyttöpaineena rakentamisen valmistuttua (kuva 76). Rakentamiseen tosin liittyy usein läheisten virkistysalueiden kunnostaminen.

Suuren uhan puroluonnolle muodostaa ihmisten välinpitämättömyys. Roskaantuneisuus pilaa muutoin hyvälaatuisenkin puron imagon (kuva 78). Koirien ulosteet voivat paikoin lisätä merkittävästi veden bakteeripitoisuutta. Jos ihmiset eivät osaa arvostaa lähipuriaan, sen tila ei ainakaan parane.

Mätäjoen tulevaisuuden uhkakuvat eivät ole kovin suuria. Etenkin kemikaalionnettomuuksien tai öljyvahinkojen vaikutusten minimoimiseksi olisi silti syytä harkita riskialueiden hulevesien johtamista jonnekin muualle kuin Mätäjokeen tai sen sivuojiin. Riskialueina voidaan pitää teollisuusalueita, huoltamoita ja joitain vilkkaasti liikennöityjä tiealueita.

13.8 Kehittämisehdotuksia Helsingin kaupungille

Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelmassa vuosille 1994-1998 mainitaan yhtenä vesiensuojelun kohteena purot. Ohjelman mukaan puroja ja muita kaupungin läpi virtaavia vesiuomia tulisi kunnostaa ja niihin kohdistuvaa hajakuormaa vähentää. Purojen veden tulisi olla kirkasta ja soveltua mm. kahlaamiseen ja pienimuotoiseen kasteluun. Purojen merkitystä kaupunkikuvan monipuolistajina tulisi ohjelman mu-



Kuva 77. Mätäjokeen Pitäjänmäen teollisuusalueelta laskeva sadevesiviemäri.



Kuva 78. Roskaantuminen on suurin ongelma Mätäjoella. Kuva pääuomasta Marttilasta.

kaan kehittää (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 1994). Aivan viimeaikainen kehitys purojen tilan parantamiseksi Mätäjoella on ollut positiivista. Mätäjoen ja etenkin muiden Helsingin pienempien purojen tilan parantaminen vaatii kuitenkin edelleen runsaasti toimia kaupungilta.

Suurin ongelma Mätäjoella on roskaantuminen. Purovarsi tulisi siistiä säännöllisesti aina kevättulvan jälkeen ennen kasvillisuuden voimakaan kasvun alkua. Siivoamisella saavutettaisiin vähintään yhtä suuri imagohyöty ja "veden tilan parantuminen" ihmisten mielissä kuin hankalilla tai kalliilla veden laadun parannuskeinoilla. Ensisijaisia Mätäjoen ja sen sivuojien puhdistuskohteita ovat leikkipuistojen ja kulkuväylien välittömässä läheisyydessä sijaitsevat roskaantuneet kohdat.

Tärkeää Mätäjoen roskaantumisen vähentämiseksi ja koko valuma-alueen tilan kehittämiseksi on saada paikalliset asukkaat ymmärtämään lähipuronsa arvo. Mätäjoelle pitää saada luotua huomattavasti "mätää" parempi imago. Mätäjoen veden nykyinen laatu antaa tähän mahdollisuudet. Ensimmäinen askel Mätäjoen valuma-alueen tilan kehittämisessä oli veden lisäjuoksutuksen aloittaminen Silvolan tekoaltaista kesällä 1997. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen alustava suunnitelma luoda Mätäjoesta kaupungin mallipuro jatkaa samalla linjalla. Mätäjokea voitaisiin kehittää esimerkiksi biotooppikäytävänä ja viherväylänä, taimenjokena, opetuksellisena ja tutkimuksellisenä kohteena, historiallisena kohteena sekä yli 100 000 lähiseudun asukkaan lähijokena - kotipurona. Se voisi olla Helsingin esimerkki myös muille kaupungeille luonnollisen vesirakentamisen mallina. Oleellista on toimia paikallisten järjestöjen kanssa yhteistyössä ja saada aikaan parannuksia, jotka ylittävät ihmisten havainnointikynnyksen tai median uutiskynnyksen. Myös Mätäjoen nimen muuttamista Mätäsjoeksi tulisi jatkossa harkita.

Yksi ensisijainen valuma-alueen kehittämisen kohde on Kannelmäen-Malminkartanon alue. Tällä alueella asuu Mätäjoen pääuoman läheis-

syudessa ja puron välittömässä vaikutuspiirissä paljon ihmisiä. Kannelmäen virkistysalueiden kävelyteillä liikkuville ihmisille Mätäjoki ei nykyään erotu juuri lainkaan tiheän pensaikon läpi. Poikkeuksen tekee osin turhankin avoin Kannelmäen vesialtaan ympäristö. Linnustolle arvokaan Mätäjoen varren pensaikon säilyttäminen on tärkeää. Pensaikkoon voitaisiin kuitenkin tehdä puron rantaan saakka ulottuvia aukkoja siten, että toisen rannan pensaikko säilytettäisiin samalla kohdalla koskemattomana. Riittävän laajat, esimerkiksi 100-150 metrin välein tehdyt pensaista avoimet kohdat Mätäjoen varressa toisivat puron huomattavasti lähemmäs paikallista asukasta. Aukkojen yhteyteen voitaisiin laittaa penkkejä ja luontopolkumaisia tauluja Mätäjoen historiasta ja nykytilasta. Toisaalta aukkokohtat voisivat huonoimmassa tapauksessa lisätä Mätäjoen roskaantumista.

Mätäjoen purovarsi on historialtaan merkittävä. Vanhimmat merkit nykyisen Helsingin kaupungin alueen asutuksesta on löydetty Kaarelasta Mätäjoen valuma-alueelta (Huuhka 1990). Mätäjoen valuma-alueelle sijoitettavia muinaismuistoja on muutamaa poikkeusta lukuunottamatta kuitenkin vaikea havaita maastosta. Kohteiden selkeä merkitseminen ja tarvittaessa kunnostaminen lisäisi purovarren virkistyskäyttöarvoa. Samalla asukkaat oppisivat tuntemaan paremmin alueensa historiaa.

Helsingin purojen kehittämisen kannalta olisi tärkeää luoda nykyistä joustavimmat yhteistyön muodot kaupungin eri virastojen välille. Helsingin puroista vastaavat omalla sektorillaan rakennusviraston viherosasto, ympäristökeskus ja Helsingin Vesi. Näiden virastojen välille tulisikin luoda yhteistyöelin koordinoimaan purojen hoitoa ja kehittämistä.

Lisää Helsingin kaupungille suunnattuja ehdotuksia Mätäjoen tilan seurantaan ja kehittämiseen on esitetty liitteessä III.

14 Yhteenveto ja johtopäätökset

Mätäjoki sijoittuu tiheästi rakennetulle pääkaupunkiseudulle ja sen valuma-alueella asuu noin 70 000 ihmistä. Tiheä asutus lisää kuormitusta vesistöihin ja muuttaa usein niiden hydrologisia ominaisuuksia. Mätäjoen veden laatu poikkeaa selvästi luonnontilaisesta. Suolistoperäisten bakteerien määrä indikoi ihmistoiminnan vaikutusta valuma-alueella. Kaikista Mätäjoesta otetuista vesinäytteistä löytyi suolistoperäisiä bakteereita. Myös Mätäjoen ravinnepitoisuus, liuenneiden aineiden pitoisuus ja alkuaineista etenkin natriumin pitoisuus kertovat selvästi ihmisen aiheuttamasta kuormituksesta. Mätäjoen sivuojilla antropogeeninen vaikutus on suurempi kuin pääuomassa. Tutkimusvuoden aikana Mätäjoella ei sen sijaan havaittu kaupunkipuroille tyypillisiä poikkeuksellisen rajuja virtaamanvaihteluja. Virtaaman ja kiintoainepitoisuuden muutokset sateiden aikana olivat nopeita, mutta jäivät oletettua pienemmäksi. Selkeä kaupunkivaikutus Mätäjoen hydrologiassa ja veden laadussa oli kuitenkin havaittavissa.

Tutkimusvuosi oli normaalia vähäsateisempi. 1.7.1995-30.6.1996 välisenä aikana sadetta saatiin 85 % keskimääräisestä vuosittaisesta sademäärästä. Etenkin talvikuukausina sademäärä jäi pieneksi. Talven yhtäjaksoinen pakkauskausi sai kuitenkin lumen pysymään maassa aina huhtikuun alkuun saakka. Keväällä sulamisjakson alussa lumen vesiarvo oli lähellä pitkän ajan keskiarvoa. Tutkimusvuoden keskilämpötila jäi hieman vuosien 1961-90 vastaavaa alemmaksi.

Mätäjoen keskimääräinen virtaama mereen oli tutkimusvuonna 140 l/s. Tämä merkitsee valumana 5,8 l/s/km². Vuoden keskivirtaama oli vähäisten sateiden takia normaalia pienempi. Normaalivuoden keskivirtaaman mereen voidaan arvioida olevan noin 170 l/s. Valunta vuoden aikana oli 178 mm. Noin kolmasosa vuoden sadannasta kulkeutui valuntana pois valuma-alueelta. Mätäjoen valuma ja valunta jäivät pienemmiksi kuin keskimäärin Etelä-Suomessa.

Virtaamavaihtelut Mätäjoessa olivat melko nopeita. Ottaen huomioon katuvesiviemäroidyn alueen suuruuden, hetkelliset vaihtelut jäivät kuitenkin oletettua pienemmiksi. Syynä tähän on muun muassa Mätäjoen pääuoman pieni gradientti ja purouoman suuri leveys. Mätäjoen valuma-alue on myöskin kaupunkipuroksi melko suuri. Etenkin Mätäjoen ylivirtaamat jäivät tutkimusvuonna yllättävän mataliksi. Kevättulva oli valumaltaan melko pieni. Mätäjoen kevätylivaluma oli 31,6 l/s/km², mikä on huomattavasti pienempi arvo kuin lähi-alueiden metsä- ja peltovaltaisilta valuma-alueilla. Samaan aikaan tämän tutkimuksen kanssa Helsingin Mellunkylänpurolla tehdyssä seurannassa kevään ylivaluma oli samaa suuruusluokkaa kuin Mätäjoella. Kevättulvan ylivaluman eroja kaupunkialueiden ja maaseudun välillä kannattaisikin tutkia jatkossa tarkemmin.

Mätäjoen veden kiintoainepitoisuus oli oletettua pienempi. Kiintoaineen kulkeumaksi saatiin vuoden aikana vain 2,5 t/km². Useimmissa aiemmissa valuma-alue tutkimuksissa kiintoainekuljetus on ollut suurempi. Vähäistä kuljetusta selittää Mätäjoen heikko virtausnopeus, leveä uoma ja valuma-alueen savimateriaalin heikko erodoituvuus. Mätäjoen veden liuenneiden aineiden pitoisuus oli sen sijaan poikkeuksellisen korkea. Kaikkiaan 95,3 % vuotuisesta kokonaiskulkeumasta tapahtui liuenneessa muodossa. Erityisen suuria liuenneen aineiden pitoisuudet olivat juuri ennen kevättulvan alkua. Liuenneita aineita oli vedessä tuolloin hetkittäin yli 1,3 g/l. Syitä suureen liuenneiden aineiden pitoisuuteen on useita. Liukoisten epäorgaanisten ravinteiden suhteellinen osuus oli suuri ja etenkin ammoniumtyypen määrä talvella korkea. Mätäjoen vesi sisälsi huomattavia määriä emäskationeita, mikä osaltaan nosti liuenneiden aineiden pitoisuutta ja sähkönjohtavuutta. Tärkeimmät emäskationeiden lähteet Mätäjoella ovat Itämeren Litorina-vaiheen aikaiset savikot, merestä kulkeutuva aerosolipöly sekä katujen liukkaudenestoon käytetty tiesuola. Liuenneiden aineiden pitoisuus korreloi erittäin merkittävästi veden sähkönjohtavuuden kanssa. Liuenneiden aineiden

pitoisuus saadaan Mätäjoella kertomalla sähköjohtavuus empiirisellä kertoimella 6,6.

Kokonaiskulkeuman määrä Mätäjoessa oli tutkimusvuonna 53,9 t/km². Mätäjoen kokonaiskulkeuma oli suuruusluokaltaan normaali, kun kyseessä on vähäpeltoinen pieni valuma-alue.

Tutkimusjakson aikana Mätäjoen valuma-alueella ei saatu yhtään voimakkaampaa ukkossadetta. Sateiden aiheuttamat kiintoainepitoisuuden hetkelliset vaihtelut jäivät odotettua pienemmiksi. Puroveden kiintoainepitoisuus saavutti maksiminsa sateiden yhteydessä yleensä hiukan ennen virtaaman maksimia. Liuenneiden aineiden pitoisuus vedessä laski, kun puron virtaama kasvoi. Virtaaman jo tasaannuttua liuenneiden aineiden pitoisuus vedessä jäi useiksi päiviksi alemmalle tasolle kuin ennen sadetta. Viive (lag-time) sateen voimakkaimman intensiteetin ja virtaamahuipun välillä oli Mätäjoella noin kaksi-kolme tuntia.

Mätäjoki on ravinnekuormitukseltaan laskettava polytrofiseksi vesistöksi. Tutkimusvuonna Mätäjoen valuma-alueelta Iso-Huopalahteen kulkeutui 330,8 kg/km² typpeä ja 13,4 kg/km² fosforia. Aiempiin Mätäjokea koskeviin arvioihin verrattuna kesän alivirtaamakauden typpi- ja fosforihuuhtoumat osoittautuivat kaksin-kolminkertaisiksi. Mätäjoki on ravinne-
määrien perusteella kuormitetumpi kuin metsävaltaisten valuma-alueiden purot, mutta kuormitukseltaan pienempi kuin peltovaltaisten alueiden purot. Epäorgaanisen typen- ja fosforin suhteellinen osuus ravinteiden kokonaispitoisuuksista oli poikkeuksellisen suuri. Tämä kertoo ihmisen toiminnan aiheuttamasta kuormituksesta. Epäorgaaniset ravinteet ovat muodossa, jota levät voivat helposti käyttää. Etenkin epäorgaanisen ammoniumtypen pitoisuus nousi talvella poikkeuksellisen korkeaksi.

Ravinnekuormitus tulee Mätäjokeen monesta eri lähteestä. Liikenteen ja energiantuotannon aiheuttama ilmaperäinen kuormitus on pääkaupunkiseudulla suurta. Hulevedet kuljettavat ravinteita katualueilta Mätäjokeen. Koirien

ulosteet ja viheralueiden lannoitus lisäävät puroveden ravinnemääriä. Vantaan puolella peltoalueet kuormittavat myös vähäisessä määrin Mätäjokea.

Mätäjoen vesi on hygieeniseltä laadultaan tyydyttävää. Vedessä havaittiin kuitenkin hetkellisesti suuria määriä indikaattoribakteereita. Veden kohonnut bakteeripitoisuus kertoo ihmisen vesistöön aiheuttamasta kuormituksesta. Veden hygieeninen laatu oli huono pääuomassa Kannelmäen kohdalla ja muutamain paikoin sivuojilla. Mätäjokeen ei lasketa varsinaisia asumajätevesiä. Ulosteperäiset bakteerit ovat peräisin erilaisesta hajakuormituksesta. Tästä kertoo se, että puroveden suolistoperäisten bakteerien määrä talvella oli pieni. Tuolloin pakkaneen ja uoman jääkansi estivät bakteerien pääsyn uoman reunoilta puroon. Pieni bakteerimäärä osoitti, että Mätäjokeen ei laskettu jätevesiä. Onkin todennäköistä, että suurin osa Mätäjoen veden suolistoperäisistä bakteereista on peräisin koirien ja lintujen ulosteista. Koirien jätöksiä puroon pääsee muun muassa katuviemäröinnin hulevesien mukana.

Eräissä suunnitelmissa on ehdotettu uimapaikkaa Kannelmäen kohdalle Mätäjokeen pääuomaan rakennettuun altaaseen. Uimapaikan rakentaminen ei nykyisen vedenlaadun olosuhteissa ole suositeltavaa. Altaasta erikseen otetuissa kahdessa näytteessä vesi oli selvästi ulosteperäisten bakteerien likaamaa. Lisäksi Mätäjoesta läpi vuoden otetuista näytteistä 31 % ei täyttänyt uimavedelle asetettuja vaatimuksia. Vaikka Mätäjoen veden hygieeninen laatu olikin vain tyydyttävä, se on paranemassa ja on kaupunkipurolle jo kohtalainen.

Emäskationien natriumin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet Mätäjoessa osoittautuivat poikkeuksellisen suuriksi verrattuna lähialueiden valuma-alueisiin. Kationeita liukenee puroveteen valuma-alueen litorina-savikoista ja kulkeutuu valuma-alueelle mereltä kloridi- ja natriumpitoisena aerosolipölynä. Kaupunkialueelta aiheutuu myös ilmaperäistä kuormitusta puroon. Etenkin natriumin ja kalsiumin pitoisuudet purovedessä

olivat suuria. Mätäjoki kuljettaa Iso-Huopalahteen vuodessa enemmän liukoista natriumia ja kalsiumia kuin kiintoainesta. Natriumin pitoisuutta keväällä nosti selvästi tiesuolaus. Jatkossa olisi syytä miettiä uusia keinoja vähentää kaupunkialueilla tarvittavan tiesuolauksen määrää. Raudan pitoisuus Mätäjoessa osoittautui tutkimusjaksolla pieneksi.

Tässä tutkimuksessa käytetty analyysimenetelmä ei ollut riittävän herkkä mittaamaan raskasmetalleja suoraan vedestä. Tarkemmalla analyysimenetelmällä (esim. grafiittiunilla) voitaisiin tutkia ympäristölle haitallisten raskasmetallien pitoisuuksia ja selvittää erilaisten ihmistoiminnan indikaattorimetallien, kuten sinkin ja kuparin, määriä purovedessä. Tällöin voitaisiin tehdä myös tarkempia alueellisia tarkasteluja sivuojen valuma-alueiden välillä ja verrata tuloksia maankäyttöön. Samalla voitaisiin määritellä erilaisen kuormitustason alueita ja päästölähteitä.

Tämän tutkimuksen perusteella voidaan todeta, että kaupunkipurosta tulee ottaa näytteet eri vuodenaikoina ja eri virtaamaolosuhteiden vallitessa, jos halutaan saada alkuaineselvityksestä luotettavia tuloksia. Yhden, satunnaisena ajankohtana otetun näytteen pitoisuus saattaa poiketa huomattavasti keskimääräisestä.

Mätäjoen veden laatua ei ole aiemmin tutkittu talviaikana. Puroveden laatu talvella poikkesi monella tavoin odotetusta. Veden indikaattoribakteerien määrä oli hyvin pieni. Aiemmissa muiden vesistöjen tutkimuksissa talven bakteeripitoisuudet ovat olleet korkeita, koska bakteerit säilyvät pidempään kylmässä vedessä. Mätäjoen valuma-alueella bakteereita ei kuitenkaan talvella päässyt puroveteen ja veden laatu pysyi tältä osin hyvänä. Leutona talvena Mätäjoen veden hygieeninen tila olisi todennäköisesti paljon huonompi. Talvella Mätäjoen ammoniumtyypen pitoisuus käyttäytyi poikkeuksellisesti. Pitoisuus lähti kasvuun jo loppusyksyllä ja nousi lähes kevättulvan alkamiseen saakka. Talvella ravinteiden sidonta ja erilaiset hajoitusprosessit ovat hitaimmillaan, mikä osin selittää pitoisuuden nousua.

Muutos on kuitenkin luonnollisesta poikkeava ja luultavasti jonkin pistemäisen päästölähteen aiheuttama. Mahdollista on myös, että valuma-alueella on käytetty liukkaudenestoon ureaa ja tätä on kulkeutunut puroon. Mätäjoen ammoniumtyypen pitoisuuden vaihtelua talvella olisi syytä jatkossa seurata. Puroveden emäskationeiden määrä ja sähkönjohtavuus nousivat talvella korkeiksi. Tämä aiheutui pääosin tiesuolauksesta. Suuri osa purovedestä on talvella lähtöisin pohjavedestä, mikä osaltaan nostaa kationeiden pitoisuutta.

Mätäjoen veden laatu on Suomessa käytetyn yleisluokituksen perusteella välttävä. Veden laatu on 1980-luvun alusta huomattavasti parantunut ja täyttäisi pienin parannuksin tyydyttävän veden laadun vaatimukset. Arvioitaessa Mätäjoen veden laatua täytyy muistaa, että valuma-alueella asuu noin 70 000 ihmistä ja siellä sijaitsee useampia teollisuusalueita. Suhteutettuna väkilukuun ja maankäyttöön veden laatu on kohtuullinen. Veden laadun parantamiseksi tulisi teollisuusalueiden ja tärkeimpien Helsingin ulosmenoteiden sadevesiviemärit ohjata muualle kuin Mätäjokeen. Tiesuolausta tulisi mahdollisuuksien mukaan vähentää. Koirien ulosteiden entistä tarkempi kerääminen pois katualueilta vähentäisi puroon kohdistuvaa bakteerien ja ravinteiden kuormitusta. Liikenteestä ja energiantuotannosta peräisin olevan ilmaperäisen kuormituksen vähentämiseen pitäisi myös pyrkiä.

Mätäjoen vedet laskevat Iso-Huopalahden ja heikentävät matalan merenlahden tilaa. Kilonoja ja Iso-Huopalahden suljettu kaatopaikka aiheuttavat kuitenkin suuremman kuormituksen Iso-Huopalahden kuin Mätäjoki.

Mätäjoella suurimmat veden laadun ongelma-kohtat ovat pääuoma Kannelmäen kohdalla sekä Reimarlän- ja Ruosilantienojat. Reimarlanojaan pääsee pieniä määriä öljyistä likavettä sadevesiviemäristä. Ruosilantienojan vesi on poikkeuksellisen hapanta ja sisältää paljon liuenneita aineita. Kyseiset sivuojat ovat virtaamaltaan mitättömiä, mutta silti niiden tilan

parantamiseksi olisi ryhdyttävä välittömiin toimiin. Mätäjoen pääuomassa Kannelmäen kohdalla ongelman aiheuttaa lähinnä suuri veden bakteeripitoisuus. Koko valuma-alueetta ajatellen suurin ongelma on puron roskaantuneisuus. Roskat antavat purolle epäsiistin vaikutelman ja saavat ihmiset pitämään veden laatua todellista huonompana. Purouoman ja sen varren roskaantuneimpien kohtien siivoaminen ovatkin ensisijaisia tehtäviä Mätäjoen tilan parantamisessa.

Mätäjoen tilaan ei lähitulevaisuudessa kohdistu suuria uhkia. Teollisuusalueilla tai pääteillä tapahtuva kemikaali- tai öljyonnettomuus voisi kuitenkin uhata vakavasti Mätäjokea. Uusien asuinalueiden rakentaminen Mätäjoen läheisyyteen voi aiheuttaa lievän uhkatekijän purolle sekä rakentamisen aikana että sen jälkeen. Iso-Huopalahden suljettu kaatopaikka Mätäjoen alajuoksulla muodostaa riskitekijän. Riskiksi voidaan laskea myös ihmisten välinpitämättömyys tai tietämättömyys. Paikalliset asukkaat eivät yleensä ymmärrä, että kadulle jäävät roskat ja eläinten jätökset päätyvät viemärien kautta lähipuroon, eivätkä jätevedenpuhdistamolle. Jos asukkaat eivät osaa arvostaa puroa, purovarren roskaantuminen ja veden nuhraantuminen jatkuu. Suurin osa Mätäjoen valuma-alueen asukkaista onneksi on kiinnostunut puron tilasta ja haluaa sitä parantaa.

Mätäjoen ja sen valuma-alueen virkistyskäytön arvo on huomattava. Mätäjokea on aivan viime aikoina ryhdytty kehittämään paremmin virkistyskäyttöä palvelemaan suuntaan. Mätäjokeen alettiin laskea lisävetä Päijännetunnelista Silvolan tekoaltaiden kautta keväällä 1997. Lisäjuoksutus parantaneekin jatkossa Mätäjoen veden laatua. Tärkein veden lisäjuoksutuksen merkitys on kuitenkin virkistyksellinen. Sen avulla saadaan aikaan Mätäjokeen kesäksi esteettisesti riittävä alivirtaama. Veden lisäjuoksutuksen vaikutuksia tulisi seurata jatkotutkimuksin. Veden lisäjuoksutukselle olisi ekologinen tarve myös talven alivirtaamakaudella. Lisävetä tarvittaisiin talvella etenkin, jos Mätäjoen alajuoksuun suunnitelmien mukaan istutetaan taimenia.

Kyselytutkimuksen perusteella Mätäjoen ympäristön virkistysalueet osoittautuivat erittäin tärkeiksi valuma-alueen asukkaille. Paikalliset asukkaat toivoivat purovarren siistimistä ja puron tilan parantamista. Mätäjoesta ja sen vahvasta linnustosta oltiin ylpeitä. Sen sijaan Mätäjoen valuma-alue erotettiin huonosti naapuripuroista. Helsingin kaupungin tulisi Mätäjoen aluetta kehittämällä luoda purolle ja sen lähiympäristön virkistysalueille myönteinen ilmapiiri. Puron tilasta ja sen lähialueiden arvokkaista luonnon- ja kulttuurihistoriallisista kohteista tiedottamalla saataisiin alueen asukkaat tietoisemmiksi puroalueen ainutlaatuisuudesta keskellä pääkaupunkiseutua. Myös Mätäjoen nimen muuttamista Mätäsjoeksi tulisi harkita. Kaupungin, kaupunginosayhdistysten ja paikallisten asukkaiden yhteistyöllä Mätäjoesta voidaan luoda veden laadultaan hyvä kaupunkipuro, toimiva virkistysalue lähialueen ihmisille, biotooppikäytävä eläimistöille ja Helsingin mallipuro muille Suomen kaupungeille. Mätäjoki on jo nyt selvästi nimeään parempi. Tulevaisuudessa nimi on toivottavasti vain jäännös likaiselta 1900-luvulta.

Kirjalliset lähteet

- Aalderink, R. H. & L. Lijklema, J. B. Ellis (eds.) (1990). *Urban storm water quality and ecological effects upon receiving waters*. 352 p. International Association on Water Pollution Research and Control. Pergamon Press, Oxford.
- Aartolahti, Toive (1975). The morphology and development of the river valleys in southwestern Finland. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A III* 116. 69 p. Suomalainen tiedeakatemia, Helsinki.
- Ahola, Helena (1985). Vantaanjoen ja sen sivujokien veden hygieeninen laatu 1978-1984. Pro gradu-työ. Helsingin yliopiston Limnologian laitos. 108 s + 24 liitettä.
- Ahtiainen, Marketta (1991). Avohakkuun ja metsänojituksen vaikutukset purovesien laatuun. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A* 45. 122 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Analytical methods (1989). *Flame Atomic Absorption Spectrometry*. Publication nr 85-100009-00. 146 p. Varian.
- Antikainen, Sari & Ulla Smolander, Heikki Pitkänen, Olli Järvinen (1990). Näytteenottomenetelmän luotettavuus luonnonvesien raskasmetalliseurannassa. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A* 63. 45 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- 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. Raportti katurakennuspäällikölle. Helsingin kaupunki. 33 s. Julkaisematon..
- Cajander, H. (1952). Puro- ja ojavesitutkimukset 1951. Raportti katurakennuspäällikölle. Helsingin kaupunki. 21 s. Julkaisematon.
- Cajander, H. (1953). Puro- ja ojavesitutkimukset 1952. Raportti katurakennuspäällikölle. Helsingin kaupunki. 21 s. Julkaisematon.
- Cummins, K. W. (1979). The natural stream ecosystem. *Teoksessa: Ward, James & Jack Stanford (ed.). The ecology of regulated streams*, 7-25. Plenum Press, New York.
- Delleur, J. W. (1982). Introduction to urban hydrology and stormwater management. *Teoksessa: Kilber, David (ed.): Urban stormwater hydrology. American geophysical union. Water resources monograph* 7, 1-34. American geophysical union, Washington.
- Ekholm, Petri & Brian Kronvang, Maximilian Posch, Seppo Rekolainen (1995). Accuracy and precision of annual nutrient load estimates in Nordic rivers. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A* 205. 50 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Espoon kaupunki (1986). *Maaperäkartta GEO 10M*, 1:10 000, lehdet 56-59.
- Espoon kaupunki (1996). Espoon eteläosien yleiskaava. Selostus. *Espoon kaupunkisuunnittelukeskuksen suunnitelmia ja ohjelmia A* 40:1996. 106 s. + liit.
- Espoon vesi- ja viemärilaitos (1993). *Sadevesijohtokartta 1:2000, Lehdet T15-18*.
- Faust, Samuel D. & Osman M. Aly (1981). *Chemistry of natural waters*. 400 p. Ann Arbor Science Publishers Inc, USA.
- Glückert, Gunnar (1969). Profili Länsi-uusimaan korkeussuhteista. *Terra* 81:3, 134-137.
- Gregory, K. J. & D. E. Walling (1973). *Drainage Basin Form and Process. A geomorphological approach*. 456 p. Edward Arnold Ltd, Norwich.
- Gretener, Barbro (1994). The River Fyris. A Study of Fluvial Transportation. *UNGI Rapport* Nr 87. 241 p. Upsala University, Institute of Earth Sciences, Physical Geography. Upsala.
- GTK (1996). Geologian tutkimuskeskus, geokemian osasto. Suuralueellinen geokemiallinen purovesikartoitus 1990. Erillinen haku tietokannasta, 06/1996.
- Haapala, Kirsti & Maija Euren (1991). Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A* 81. 41 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Hall, M. J. (1982). Major hydrological effects of urbanisation. *Teoksessa: Hengeveld H. & C. de Vocht (eds.). Role of water in urban ecology. Developments in Landscape Management and Urban Planning* 5, 19-25. Elsevier Scientific Publishing Company, Netherlands.
- Hall, M. J. (1984). *Urban hydrology*. 299 p. Elsevier applied science publishers, Belfast.
- Heathwaite, A. L. (1993). Nitrogen Cycling in Surface Waters and Lakes. *Teoksessa: Burt, T. P. & A. L. Heathwaite, S. T. Trudgill (eds.). Nitrate: Processes, patterns and management*. 444 p. John Wiley & Son Ltd., Great Britain.
- Heikkinen, Olavi & Matti Tikkanen (1979). Valuma-alue toiminnallisena alueyksikkönä. *Terra* 91:1, 2-14.

- Heikkinen, Kaisa & Anna Visuri (1990). Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidätyimisestä virtaavan veden ekosysteemissä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 49*, 5-41. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Helenius, Lauri & Tapio Leinonen (1979). Taajama-alueiden huleveden määrällinen ja laadullinen riippuvuus maankäyttömuodoista ja hydrologisista tekijöistä. *Oulun yliopisto, vesirakennustekniikan laitos, julkaisu 5*. 120 s. + liit.
- Helsingin geotekninen kartta (1989). *Helsingin geotekninen kartta 1:10 000 /GEO 10M*. Lehdet F5-7, G5-7. Helsingin kaupungin geotekninen osasto.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (1993a). *Ympäristökeskuksen julkaisuja 5/93*. Maaperähygieeniset tutkimukset Helsingissä. 126 s. Helsingin kaupunki.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (1993b). *Ympäristökeskuksen julkaisuja 10/93*. Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 1993. 75 s. Helsingin kaupunki.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (1994). *Ympäristökeskuksen julkaisuja 3/94*. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelun tavoite- ja toimenpideohjelma vuosille 1994-98. 58 s. Helsingin kaupunki.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (1995). *Ympyrät 1995. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen vuosikirja*. 27 s. Helsingin kaupunki.
- Helsingin kaupunki (1970). *Helsingin kaupungin julkaisuja no:24*. 262 s. Helsingin kadunnimet.
- Helsingin kaupunki (1986). *Helsinki Atlas 1986*. 57 s. Helsingin kaupungin kiinteistövirasto.
- Helsingin kaupunki (1989). *Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta, julkaisu 6/1989*. Biologian ja maantiedon maasto-opetuskohteet Helsingissä 1989. 146 s.
- Helsingin kaupunki (1992) Helsingin yleiskaava, selostus. *Kaupunginkanslian julkaisusarja A 31/1992*. 118 + liit.
- Helsingin kaupunki (1994). *Helsingin kaupungin tietokeskuksen tilastoja 1994:6*. 136 s. Helsingin kaupungin tietokeskus.
- Helsingin kaupunki (1996a). *Helsingin kaupungin kantakartta 1:2000*. Lehdet F5-F7, G5-G7.
- Helsingin kaupunki (1996b). Mätäjoen vedenlaatutiedot 1987-1995. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Erillinen haku tietokannasta keväällä 1996.
- Helsingin kaupunki (1996c). *Kaavoituskatsaus 1996*. 12 s. Helsingin kaupungin kaupunginsuunnitteluvirasto.
- Helsingin kaupunki (1997). *Kaavoituskatsaus 1997*. 16 s. Helsingin kaupungin kaupunginsuunnitteluvirasto.
- Helsingin seutukaavaliitto (1980). Helsingin seudun esihistorialliset kiinteät muinaisjäännökset. *Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja C2 1980*. 134 s. + liit.
- Helsingin vesi- ja viemärilaitos (1992). *Oja- ja sadevesiverkosto 1:10 000*. Helsingin kaupunki.
- Hengeveld H. & C. De Vocht (eds.) (1982). *Role of water in urban ecology. Developments in Landscape Management and Urban Planning 5*. 362 p. Elsevier Scientific Publishing Company, Netherlands.
- HeSa 29.4.1995. Helsingin Sanomat. Mätäjoen kulttuurimaisema Helsingissä virkistyskäyttöön.
- HeSa 9.8.1995. Helsingin Sanomat. Kaivoksen kaava eteni valtuustoon.
- HeSa 20.10.1995. Helsingin Sanomat. Sammutusvaahto kuohui Mätäjoessa Pitäjänmäellä.
- HeSa 24.11.1996. Helsingin Sanomat. Vantaa uudistaa luontopolkujaan. Uusi kahden kilometrin reitti Mätäjoelle.
- HeSa 13.3.1996. Helsingin Sanomat. Vantaan valtuusto paneutui uuden suurlukion nimipulmaan.
- HeSa 21.4.1996. Helsingin Sanomat. Silvolan tekojärvestä aiotaan laskea vettä Mätäjokeen.
- HeSa 4.5.1997. Helsingin Sanomat. Malminkartanon täyttömäki kohoaa ylväänä kuin tunturi.
- HeSa 27.5.1997. Helsingin Sanomat. Mätäjoella kymmenittäin onkimassa istutuskaloja.
- HeSa 19.6.1997. Helsingin Sanomat. Solut ja virukset uivat sorsien seassa Mätäjoessa.
- HeSa 3.7.1997. Helsingin Sanomat. Malminkartanon täyttömäki muuttuu ympäristötaiteeksi.
- Hilkku, Virpi (1997). Aineskuljetus ja veden laatu Rekolanojassa, Itä-Vantaalla. Pro gradu-työ, Helsingin yliopiston maantieteen laitos. 94 s. + 2 liitettä. Julkaisematon.
- Huuhka, Mirja (1990). Kaarela, neliapila. *Helsingin kaupungin julkaisusarja. Helsingin kaupunginosat*. 115 s. Multiprint, Helsinki.
- Hytek (1996). Suomen ympäristökeskuksen Hydrologi-

- nen tietojärjestelmä. Erillinen haku tietokannasta, 08/1996.
- Hyvärinen, Veli (1986). Valunta. *Teoksessa*: Mustonen, Seppo (toim.). *Sovellettu hydrologia*, 152-223. Vesiyhdistys r.y., Mänttä.
- Hyvärinen, Veli & Ibrahim Gurer (1976). Virtaama-aineiston tilastoanalyysi. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 15. 208 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Hyvärinen H. & J. Donner, H. Kessel, A. Raukas (1988). The Litorina sea and Limnaea sea in the northern and central Baltic. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A III* 134, 25-34. Suomalainen tiedeakatemia, Helsinki.
- Hyyppä, Esa (1950). *Helsingin ympäristö. Maaperäkartan selitys*. 40 s. Geologinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Hämäläinen, Ilpo & Osmo Niiranen (1993). Helsingin purojen valuma-alueiden ja virtaamien karttatarkastelu. Raportti ja kartta 1:10 000. Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 7 s. + liit. Julkaisematon.
- Härme, Manu (1969). *Suomen geologinen kartta* 1:100 000, lehti 2043. Maamittaushallituksen kivipaino, Helsinki.
- Härme, Manu (1978). *Keravan ja Riihimäen kartta-alueiden kallioperä*. Suomen geologinen kartta 1:100 000. Kallioperäkartan selitykset 2043 Kerava, 2044 Riihimäki. 51 s. Geologinen tutkimuslaitos, Espoo.
- Ikonen, Iiro & Sinikka Suomalainen, Magnus Östman (1992). Turun kaupungin pienvesikartoitus. *Ympäristönsuojelutoimiston julkaisu 1/92. Turun maakuntamuseon monisteita* 3. 201 s. Turun kaupunki.
- Ilmatieteen laitos (1991). Tilastoja Suomen ilmastosta 1961-1990. *Ilmatieteen laitos nide* 90 osa 1a 1990. 125 s. + liit. Helsinki.
- Ilmatieteen laitos (1995). *Kuukausikatsaus Suomen ilmastoon, kesäkuu* 1995. Painatuskeskus, Helsinki.
- Ilmatieteen laitos (1996). Ilmastotilastot 1.7.1995-30.6.1996. Julkaisematon.
- Jalava, Hannu (1987). Helsingin purot. *Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta, julkaisu* 5/1987. 97 s. Helsingin kaupunki.
- Jalava, Hannu (1988). Helsingin purojen tilan seuranta kesällä 1988. Helsingin kaupunginkanslia, ympäristönsuojelutoimisto. 14 s. + liit. Julkaisematon.
- Johansen, Nils Bent (1985). *Discharge to receiving waters from sewer systems during rain*. 287 p. Ph. D. Thesis. Technical University of Denmark. Department of Environmental Engineering.
- Johansen, M. & A. Henriksen (1978). Chemistry of snow melt water: Changes in concentration during melting. *Water resources research* 14 :4, 615-619.
- Järvinen, Olli & Timo Vänni (1997). Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1995. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 78. 68 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Kallio, Kari & Lea Kauppi (1990). Ion Budgets of Small Forested Basins. *Teoksessa*: Kauppi P. & P. Anttila, K. Kenttämies (eds.): *Acidification in Finland. Finnish Acidification Research Programme Hapro 1985-1990*, 811-823. Springer-Verlag, Berlin.
- Kallio, Kari & Seppo Rekolainen, Petri Ekholm, Kirsti Granlund, Yki Laine, Holger Johnsson, Marcus Hoffman (1997). Impacts of climatic change on agricultural nutrient losses in Finland. *Boreal Environment Research* 2:1, 33-52.
- Katajisto, Heini (1997). *Mätäojan luontopolku*. Vantaan kaupungin ympäristökeskus. Moniste.
- Kauppi, Lea (1975). Orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. *Vesihallitus, tiedotus* 84. 72 s. Helsinki.
- Kaupunkisuunnittelu Oy (1971). *Iso-Huopalahti. Yleisuunnitelma*. Helsingin kaupungin kaupunginsuunnitteluvirasto, Espoon kauppalan asemakaavaosasto ja Oy Kaupunkisuunnittelu Ab. 44 s.+ 2 liitettä. T:mi P. Aho-nen offset, Helsinki.
- Kauranne, Kalevi & Mikko Sillanpää (1992). Alkuaineiden esiintyminen elollisessa luonnossa ja niiden käyttö teollisuudessa. *Teoksessa*: Koljonen, Tapio (toim.). *Suomen geokemian atlas, osa 2: moreeni*, 88-106. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Kenttämies, Kaarle & Sari Saukkonen (1996). Metsätalous ja vesistö. Yhteistutkimusprojektin "Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta" (METVE) yhteenveto. *MMM:n julkaisu* 4/1996. 100 s. Maa- ja metsätaloustu-ministeriö, Helsinki.
- Ketola, Turo (1996). Aineskuljetus ja veden laatu Mel-lunkylänpurossa, Itä-Helsingissä. Pro gradu-työ, Helsingin yliopiston maantieteen laitos. 90 s. Julkaisematon.
- Kiirikki, Mikko (1991). Espoon pienvesi-inventointi 1991. *Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu* 10/91. 56 s. Espoon kaupunki.

- Kivinen, Yrjö (1994). Pienet valuma-alueet sovelletun hydrologian ja ympäristötutkimuksen työkaluina. Vesi- ja ympäristöhallitus, Hydrologian toimisto, 5 s. Julkaisematon moniste.
- Kohonen, Tapani (1982). Influence of sampling frequency on the estimates of runoff water quality. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 27. 30 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Koljonen T. & N. Gustavsson, P. Noras, H. Tanskanen (1992). Alkuainekuvaukset ja geokemialliset kartat. *Teoksessa*: Koljonen, Tapio (toim.). *Suomen geokemian atlas, osa 2: moreeni*, 143-217. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Komiteamietintö (1968) Vesianalyysitoimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1968: B19. Helsinki. 242 s. + liit.
- Komiteamietintö (1969) Vesien laatuluokitustoimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1969: B96. 200 s. + liit. Helsinki.
- Kulberg A. (1993) & K. H. Bishop, A. Hagerby, M. Jansson, R. C. Petersen. Ecological significance of dissolved organic carbon in acidified waters. *Ambio* 22:5, 331-337.
- Kuusisto, Esko (1984). Snow accumulation and snowmelt in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 55. 149 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Kuusisto, Esko (1986). Sadanta. *Teoksessa*: Mustonen, Seppo (toim.). *Sovellettu hydrologia*, 9-46. Vesiyhdistys r.y., Mänttä.
- Kämäri, Juha & Martin Forsius, Matti Johansson, Maximilian Posch (1992). Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. *Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Selvitys* 111, 1992. 59 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Laaksonen, Reino (1970). Vesistöjen veden laatu. *Maaja vesiteknillisiä tutkimuksia* 17. 132 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Laaksonen, R. & V. Malin (1985). Regional water quality in Finland. *Aqua Fennica* 15:2, 201-209.
- Laitala, Matti (1967). *Suomen geologinen kartta* 1:100 000, lehti 2034. Maamittaushallituksen kivipaino, Helsinki.
- Laitala, Matti (1991). *Helsingin kartta-alueen kallioperä. Kallioperäkartan selitys*. Suomen geologinen kartta 1:100 000, lehti 2034. 47 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lahermo, Pertti & Heikki Rainio (1990). Suolat (Na+Cl) Suomen pohjavesissä. *Vesitalous* 2/1990, 11-18.
- Lahermo, Pertti & Pauli Väänänen (1993). Geologian Tutkimuskeskuksen ympäristögeokemiallinen purovesi- ja sedimenttikarttoitus valmistumassa. *Vesitalous* 5/1993, 19-27.
- Lahermo, Pertti & Maija Ilmasti, Risto Juntunen, Matti Taka (1990). *Suomen geokemian atlas, osa 1. Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen karttoitus*. 66 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- 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. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lahermo, P. & P. Väänänen, T. Tarvainen, R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit*. 149 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lahti, Kirsti & L. Hiisivirta (1995). Causes of waterborne outbreaks in community watersystems in Finland: 1980-1992. *Water Science and Technology* 31:5-6, 33-36.
- Lehtonen, Eija & Sirpa Penttilä (toim.) (1991). Porvoonjoen kuormitus selvitys. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A* 68. 180 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Lepistö, Ahti (1996). Hydrological processes contributing to nitrogen leaching from forested catchments in Nordic conditions. *Monographs of the Boreal Environment Research* 1 1996. 72 p. Vammalan kirjapaino, Vammala.
- Lepistö, Ahti (1990) & Pertti Seuna. Hydrological Characteristics Affecting the Runoff Water Acidity. *Teoksessa*: Kauppi P. & P. Anttila, K. Kenttämies (eds.): *Acidification in Finland. Finnish Acidification Research Programme Hapro 1985-1990*, 825-847. Springer-Verlag, Berlin.
- Lepistö, Ahti & Yrjö Kivinen (1997). Effects of climatic change on hydrological patterns of a forested catchment: a physically based modelling approach. *Boreal Environment Research* 2:1, 19-31.
- Leppäjärvi, Raija (toim.) (1993). *Hydrologinen vuosikirja 1990*. 197 s. Vesi- ja ympäristöhallitus.
- Lunden, Kai (1974). Aurajoki liettyneiden ja liuenneiden aineiden kuljettajana vuonna 1973. *Laudatur-tutkimus*, Turun yliopiston maantieteen laitos. 84 s. Julkaisematon.

- Luontoretket 1996 (1996). Espoon, Helsingin, Kauniaisten ja Vantaan kaupunkien ympäristökeskukset. 12 s. Moniste.
- Lääkintöhallitus (1979). *Lääkintöhallituksen yleiskirje* N:o 1683. Terveydenhoitolain (469/65) ja -asetuksen (55/67) nojalla annetut yleisiä uimaloita ja uimarantoja koskevat määräyksen ja ohjeet. 17 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Lääkintöhallitus (1983). *Lääkintöhallituksen työryhmien mietintöjä* Nro 14 II. Talousveden terveydelliset riskitekijät. II Veden mikrobiologinen laatu. 120 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Lääkintöhallitus (1988). *Lääkintöhallituksen ohjekirje* nro 3/1988. Yleisten uimaloiden ja uimarantojen terveydellinen valvonta. 21 s. + liite. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Madëra, V. (1982). Physical and Aesthetic Examination. *Teoksessa: Suess, Michael (ed.) Examination of Water for Pollution Control. Volume 2 Physical, Chemical and Radiological Examination*, 1-43. World Health Organization Regional Office for Europe. Pergamon Press, England.
- Malmqvist, Per-Arne (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources*. 335 p. Chalmers university of technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg, Sweden.
- Mansikka, Mikko (toim.) (1984). Nekasu - Luonnonolosuhteiden huomioonottaminen suunnittelussa. *Yhteiskuntasuunnittelun jatkokoulutuskeskus raportti B* 32. 128 s. TKK offset, Espoo.
- 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. 138 s. Helsinki.
- Melanen, Matti (1981). Quality of runoff water in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 123-190. Vesihallitus, Helsinki.
- Melanen, Matti (1986). Kaupungistuminen. *Teoksessa: Mustonen Seppo (toim.) Sovellettu hydrologia*, 408-411. Vesiyhdistys r.y. Mäntän kirjapaino, Mänttä.
- Melanen, Matti & Risto Laukkanen (1981). Quantity of storm runoff water in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 3-39. Vesihallitus, Helsinki.
- Melanen, Matti & Heikki Tähtelä (1981). Particle deposition in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 40-122. Vesihallitus, Helsinki.
- Mäkinen, Kirsti (1995). Ojien ja pienten lampien veden laatu kesällä 1994. Vantaan kaupunki, ympäristökeskus. 16 s. Julkaisematon.
- 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 (1965). Hygieenisen vesianalyysin indikaattoriorganismien määritysmenetelmien arviointi. *Teoksessa: Dahlström, Harri & Ilppo Kangas (toim.) Limnologisymposium 1964*, 100-105. Suomen limnologisen yhdistys r.y.
- Niemelä, Seppo (1979). Mikrobiologisen havaintoaineiston tilastollisen käsittelyn alkeet. *Helsingin yliopiston mikrobiologian laitoksen julkaisuja* 17. 2p. 53 s. Helsingin yliopisto.
- Niemelä S. I. & R. M. Niemi (1989). Species distribution and temperature relations of coliform populations from uninhabited watershed areas. *Toxicity Assessment: An International Journal* 4, 271-280.
- Niemi, Jorma (1984). Vedenlaadun välisistä korrelaatioista järvisä. *Vesitalous* 5/1984, 17-21.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1988a). Vantaanjoen vesistön bakteeripitoisuudet kesällä 1986. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 78. 21 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi (1988b). Vantaanjoen hygieniaprojektin yhteenveto. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 132. 29 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Niemi R. M. & J. S. Niemi (1988c). Annual Variation and Reliability of Fecal indicators in a Polluted River. *Toxicity Assessment: An International Journal* 3, 657-677.
- Niemi, Jorma & Maarit Niemi (1991). Hygienian indikaattoribakteerien esiintymien kuormitetuissa joissa sekä luonnontilaisilla ja hajakuormitetuilla alueilla. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 299, 57-61. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi, Tuula Aarnio (1987). Hygienian indikaattorit Vantaan- ja Keravanjoissa vuonna 1985. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 37. 16 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Niemi, Maarit & Jorma Niemi, Jukka Ahtiainen (1988). Käsitellyn jäteveden ja hajakuormitettujen sekä luonnontilaisten vesien hygienia. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja* 42, 40-122. Vesihallitus, Helsinki.

sen monistesarja nro 131, 70 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Niemi, Maarit & Jorma Niemi, Seppo Niemelä (1989). Vantaanjoen vesistöalueen hygieeninen laatu vuosina 1985 ja 1986. *Vesitalous* 4/1989, 52-55.

Niemi, Jorma & Maarit Niemi, Väinö Malin, Marja-Liisa Poikolainen (1996). Suomen jokien ja järvien hygieeninen laatu 1963-1993. *Vesitalous* 2/1996, 1-6.

Pajala, Heikki (1989). Savijoen valuma-alueen kiintoaine-erosio. Pro gradu-tutkielma, Helsingin yliopiston maantieteen laitos. 54 s. + liit. Julkaisematon.

Peltonen, Simo (1996). Maaperäerosio ja pintaveden laatu Unajanjoen valuma-alueen alaosassa Lounais-Suomessa. *Terra* 108:3, 143-159.

Pennanen Vappu & Pirkko Kortelainen, Jaakko Mannio (1986). Comparative study of the estimation of humic matter in natural waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 65, 80-88. Vesihallitus, Helsinki.

Perry, R. & A. E. McIntyre (1986). Impact of motorway runoff upon surface water quality. *Teoksessa: Solbè, J. F. de L. G. (ed.) Effects of land use on fresh waters. Agriculture, Forestry, Mineral Exploitation, Urbanisation*, 53-67. Ellis Horwood Limited, West Sussex, England.

Pesonen, Lauri (1996a). Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen tarkkailu. *Teoksessa: Pesonen, Lauri (toim.) (1996). Ympäristökeskuksen julkaisuja 3/96. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1995*, 16-61. Helsingin kaupunki.

Pesonen, Lauri (1996b). Veden laatuoluokitus Helsingin ja Espoon merialueilla. *Teoksessa: Pesonen, Lauri (toim.) (1996). Ympäristökeskuksen julkaisuja 3/96. Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1995*, 108-111. Helsingin kaupunki.

Petterson, E. G. (1925). Har Vanda å tidigare utmyntat i Stor Hoplax viken? *Terra* 37, 29-34.

Pietiläinen, Olli-Pekka (1992). Liukoinen reaktiivinen fosfori ja kokonaisfosfori maankäytöltään erilaisten pienten valuma-alueiden valumavesissä. Pro gradu-tutkielma. Helsingin Yliopisto, Limnologian laitos. Julkaisematon.

Pietiläinen, Olli-Pekka & Seppo Rekolainen (1991). Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* 21:1, 127-136.

Pikomala 4.10.1995. Pikomalan sanomat. Pitäjänmä-

kiseura vaatii: Mätäjoen koski ja sen ympäristö kunnostettava virkistysalueeksi Pitäjänmäellä.

Pikomala 22.5.1996. Pikomalan sanomat. Isojoen meri- taimenia istutettiin Mätäjokeen.

Pitkänen, Heikki (1987). Joet rannikkovesien ravinnekuormittajina Suomessa. Lisensiaattityö, Helsingin yliopisto, Limnologian laitos. 90 s. Julkaisematon.

Poikolainen, Marja-Liisa (1988). Suomen vesistöjen hygieeninen tila Vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisterin kuvaamana. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* Nro 89. 73 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Puutarhakonsultit Oy (1997). *Strömbergin puisto ja Puropuistikko, perusparantaminen. Yleissuunnitelma 1:500*. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, viherosasto. Helsinki 1997.

Ranta, Esa & Hannu Rita, Jari Kouki (1991). *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Kolmas korjattu painos*. 569 s. Yliopistopaino, Helsinki.

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

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

Rekolainen, Seppo (1992). Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 359 s. 9-11. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Räike, Antti (1994). Valtakunnallinen pienvesi-inventointi. Alustavat tulokset vuosilta 1989-1993. 38 s. *Vesi- ja Ympäristöhallituksen monistesarja* nro 588. 98 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Salminen, Pekka (toim.) (1971). *Haaga-Vantaa Virkistysalue-suunnitelma*. 36 s. Kaupunginsuunnitteluvirasto. Arkkitehtitoimisto KSS, Helsinki 1971.

Salo, Pekka & Kari Valta, Hannu Mansikkaniemi (1985). Lapväärtinjoen ja Hyypänjoen valuma-alueiden eroosiotutkimus. *Vesihallitus, tiedotus* 267. 76 s. Vesihallitus, Helsinki.

Salonen, Seija & Tom Frisk, Tellervo Kärmeniemi, Jorma Niemi, Heikki Pitkänen, Kimmo Silvo, Heidi Vuoristo (1992). Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä - vaikutusten arviointi. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 96. 139 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

- Seuna, Pertti (1982a). Influence of forestry draining on runoff and sediment discharge in the Ylijoki basin, North Finland. *Aqua Fennica* 12, 3-16.
- Seuna, Pertti (1982b). Pienten alueiden valumien toistuvuusanalyysi. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 48. 77 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Seuna, Pertti (1983). Small basins - a tool in scientific and operational hydrology. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 51, 61 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Seuna, Pertti (1992). Research on small hydrological basins of Finland - a review. Julkaisussa: Fossdal Marit (toim.). Vann- og stoffbalanse i små nedbørfelt. *Nordisk hydrologisk program NHP-rapport* 29, 6-17.
- Seppänen, Harri. (1984). *Sovellettu limnologia* I. 828B. 239 s. Otapaino, Espoo.
- Seppänen Harri (1990). *Vesihygienia ja desinfektio*. 150 s. Karisto Oy, Hämeenlinna.
- Seppänen, Harri (1991). Vesihygienia ja desinfektio. *Vesitalous 5/1991*, 27-30.
- SFS 3014 (1984). Veden fekaalisten streptokokkien lukumäärän määrittäminen pesäkemenetelmällä. *SFS-käsikirja 94. Mikrobiologiset vesitutkimusmenetelmät*, 95-101. Kyriiri Oy, Helsinki.
- SFS 3021 (1979). Veden pH-arvon määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3022 (1974). Veden sähkönjohtavuuden määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3024 (1974). Veden sameuden nefelometrinen määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3025 (1986). Veden fosfaatin määrittäminen. 10 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3026 (1986). Veden kokonaisfosforin määrittäminen. 11 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3029 (1976). Veden nitriittityypin määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3030 (1990). Veden nitriitti- ja nitraattityypin summan määrittäminen. 5 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3032 (1976). Veden ammoniumtyypin määrittäminen. 6 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3036 (1981). Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Mn} -arvon tai KMnO₄ -luvun määrittäminen). Hapetus permagnaatilla. 2 p. 5 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3037 (1976). Veden kiintoaineen määrittäminen. 2 p. 3 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3044 (1980). Veden, lietteen ja sedimentin metallipitoisuudet. Määrittäminen atomiabsorptiospektrometrisesti liekkimenetelmällä. Yleisiä periaatteita ja ohjeita. 8 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 4088 (1988). Veden lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien lukumäärän määrittäminen kalvosuodatusmenetelmällä. *SFS-käsikirja 94. Mikrobiologiset vesitutkimusmenetelmät*, 85-88. Kyriiri Oy, Helsinki.
- SFS 5505 (1988). Jäteveden epäorgaanisen ja orgaanisen typen määrittäminen. Modifioitu Kjeldahlmenetelmä. 5 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5752 (1993). Veden nitraatin määrittäminen. 5 s. Fotometrinen salisylaattimenetelmä. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 27027. (1994). Veden laatu. Sameuden määrittäminen. 11 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- Simons, Daryl & Fuat Sentürk (1977). *Sediment transport technology*. 807 p. Water Resources Publication, Michigan.
- Solantie, Risto & Matti Ekholm (1985). Water balance in Finland during the period 1961-1975 as compared to 1931-1960. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 59, 24-53. Vesihallitus, Helsinki.
- Soveri, Jouko (1985). Influence of meltwater on the amount and composition of groundwater in quaternary deposits in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 63. 92 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Soveri, Jouko (1991). Maantiesuolat. *Teoksessa: Santalahti, Päivi & Oroza Valentina, Raimo Laakia, Meri Koivusalo, Elina Hemminki (toim.): Auto, terveys ja ympäristö*, 85-93. Gaudeamus, Helsinki.
- Stelczer, K. (1981). *Bed-load transport. Theory and practice*. 295 p. Water Resources Publications, Michigan.
- Stolberg, Felix & Olga Oksiyuk, Peura Pekka, Pertti Sevola (1992). Typpikuormituksen vähentämisen tarve Kyröjoen vesistöissä. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 394. 30 s. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri, Helsinki.
- Sundborg, Åke (1967). Some aspects on fluvial sediments and fluvial morphology. I. General views and graphic methods. *Geografiska Annaler* 49A :2-4, 333-343.

Sundman, Mikael (1980). Kaupungin rakentumisen vaiheet. *Helsingin kaupunginsuunnitteluvirasto YB 1/80*. 41 s. Helsingin kaupunki.

Suomen säädöskokoelma N:o 292/96 (1996). Sosiaali- ja terveysministeriön päätös yleisten uimarantojen veden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Oy Edita, Helsinki 1996.

Suomen ympäristökeskus (1995). *Ympäristön tila. Hydrologiset kuukausitiedotteet* N:o 6-12, kesäkuu 1995 - joulukuu 1995. Print Oy, Helsinki.

Suomen ympäristökeskus (1996). *Ympäristön tila. Hydrologiset kuukausitiedotteet* N:o 1-6, tammikuu 1996 - kesäkuu 1996. Print Oy, Helsinki.

Suominen, Martin (1991). Mikrobiologinen vertailunäytetutkimus. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 322. 16 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Taimeninstituutti (1996). Lehdistötiedote 14.5.1996. Kylätapahtuma Helsingin Mätäjoen puolesta!

Tamminen, Timo (1983). Ammoniumtyppikuormituksen vaikutus murtoveden planktiseen perustuotantoon ja hajotustoimintaan. *Vesihallitus, tiedotus* 230. 94 s. Vesihallitus, Helsinki.

Tanotorvi 8.5.1991. Kaarelan kulttuuri- ja kotiseutulehti. Mätäjoen deltaxta alkulähteille.

Tarvainen, Timo (1996). *Environmental applications of geochemical databases in Finland. Synopsis*. 75 p. Geological Survey of Finland, Espoo.

Tikkanen, Matti (1989). Geomorphology of the Vantaanjoki drainage basin, southern Finland. *Fennia* 167:1, 19-72.

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.

Topografinen kartta n:o 2034 (1991). *Topografinen kartta* 1:50 000 n:o 2034 Helsinki. Maamittaushallitus, Helsinki.

Topografinen kartta n:o 2043 (1991). *Topografinen kartta* 1:50 000 n:o 2043 Vantaa. Maamittaushallitus, Helsinki.

Vantaanjoen suojeluyhdistys (1983). *Vantaanjoki*. Van-

taanjoen suojeluyhdistys, Hel-sinki.

Vantaan kaupunki (1981). *Maaperäkartta* Mp GEO 10, 1:10000.

Vantaan kaupunki (1992). Yleiskaavaehdotuksen selostus. *Vantaan kaupunki* A8:1992. YKe 92. 60 s. + liit.

Vantaan kaupunki (1993). Vantaan kulttuurihistorialliset ympäristöt. *Vantaan kaupunki, asemakaavaosasto* A3/1993. 268 s. + liit.

Vantaan kaupunki (1995). *Viemärintikartta* 1:5000.

Vantaan kaupunki (1996). Vantaan asunto-ohjelma 1997-2001. *Vantaan kaupunki* A 7 :1996. 24 s.

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

Vesihallitus (1984). Hydrologiset havainto- ja mittausmenetelmät. *Vesihallituksen julkaisuja* 47. 88 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.

Vesi- ja ympäristöhallitus (1988). *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja* 20. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. 48 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.

Vesi- ja ympäristöhallitus (1991). Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 85. 153 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1991.

Vetrek (1997) - Suomen ympäristökeskuksen hydrokemiallis-biologinen tietojärjestelmä. Erillinen haku tietokannasta 7/1997.

Viitasalo, Ilkka (1971). Vesistöjen perusselvitys ja tilan ennuste. *Teoksessa: Iso-Huopalahti. Yleissuunnitelma*, liite 1 8 s. Espoon kauppalaan asemakaavaosasto, Helsingin kaupungin kaupunginsuunnitteluvirasto ja Oy Kaupunkisuunnittelu Ab, Helsinki.

Virkkala, K. (1959). *Suomen geologinen kartta, lehti* 2043 *Kerava. Maaperäkartan selitys*. 99 s. Geologinen tutkimuslaitos, Helsinki.

Visuri, Anna & Kaisa Heikkinen (1990). Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 49, 45-72. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Wahlström, Erik & Tapio Reinikainen, Eeva-Liisa Hallanaro (1992). *Ympäristön tila Suomessa*. 364 s. Gaudemus, Forssa.

Westerström, Göran (1986). Estimating urban snowmelt runoff by the temperature index approach. *Luleå Uni-*

versity, Series A 140. *Avdelning för Vattenteknik*. 25 p. Högskolan i Luleå.

Wetzel, Robert (1983). *Limnology (2nd ed.)*. 762 p. Saunders College Publishing, USA.

WHO (1978). *Water quality surveys. A guide for the collection and interpretation of water quality data*. Unesco, WHO. 350 p. Sydenhams Printers, United Kingdom.

Wolman, Gordon (1967). A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. *Geografiska Annaler* 49A:2-4, 385-395.

Yli-Kuivila, Jukka & Anna-Liisa Kivimäki, Timo Kinnunen (1993). Talvi ja tieliikenne -projekti. Tiesuolaus ja pohjavedet. Nykytilan selvitys. *Tielaitoksen selvityksiä* 49/1993. 67 s. Tielaitos, Helsinki.

YTV (1988). Pääkaupunkiseudun viherrakentamisen tavoiteohjelma. *Pääkaupunkiseudun julkaisusarja A* 1988:1. 68 s. YTV, pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta. YTV offset, Helsinki.

YTV (1996). *Pääkaupunkiseudun tietorekisteri, rakennustasoinen väestö* 1.1.1996. CD-ROM ja YTV-kaupunkien seutukartta 1996.

Suulliset lähteet:

Anttonen, Severi (1997). Silvolan tekoaltaan-Mätäjoen välisen putkistojärjestelmän suunnittelija. Severi Anttonen ky. Puhelinkeskustelu 28.7.1997.

Fagström, Peter (1996). Helsingin kaupungin rakennusvirasto, läntinen piiri. Puhelinkeskustelu 7.10.96.

Koivistoinen, Mikko (1997). Helsingin kaupungin rakennusvirasto, viherosasto. Tapaaminen 29.7.1997.

Korkala, Sirkka-Liisa (1996). Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Tapaaminen, kesäkuu 1996.

Ottavainen, Marja (1996). Suomen Kennelliitto ry. Puhelinkeskustelu 6.2.1996.

Runko, Ylermi (1995). Kaupunkisuunnittelulautakunnan puheenjohtaja (eläkkeellä). Puhelinkeskustelu 26.07.1995.

Varis, Eero (1997). Vantaan vesi- ja viemärilaitos. Puhelinkeskustelu 30.7.1997.

Kiitokset

Kiitän dosentti Matti Tikkasta Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratoriolta tämän työn ohjauksesta ja innostamisesta purotutkimukseen. Turo Ketolalle kiitokset hyvästä yhteistyöstä ja kumppanuudesta puro-projektissa. Tämän työn AAS-analyysit teki mahdolliseksi Juhani Virkasen opastus ja neuvot. Kiitokset hänelle.

Kiitän projektin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen yhdyshenkilöä Ikka Viitasaloo sekä ympäristökeskuksen laboratorion henkilökuntaa. Lämpimät kiitokset Seija Kalsolle ja Sirkka-Liisa Korkalalle.

ABB-Strömbergin Pitäjänmäen laitoksen kiinteistöpäällikölle Pertti Sihvoselle kiitokset luvasta sijoittaa mittalaitteet tehdasalueelle ja joustavasta suhtautumisesta kaikkina vuorokaudenaikoina tapahtuneisiin käynteihin alueella.

Kiitokset Helsingin Vedelle limnigrafian lainaamisesta tutkimuksen käyttöön ja Helsingin yliopiston meteorologian laitokselle pluviografian lainasta.

Parhaat kiitokset myös seuraaville henkilöille: Pertti Lahermo GTK; Yrjö Kivinen Suomen ympäristökeskus; Pekka Vuori Helsingin kaupungin tietokeskus; Maria Kuula YTV. Lisäksi monilta muilta henkilöiltä olen saanut arvokasta tietoa tutkimusta varten. Kiitän heitä kaikkia.

virtaama 1	= näytteenottovuorokauden keskivirtaama
virtaama 2	= näytteenottovuorokauden ja edellisen vuorokauden keskivirtaama
sademäärä 1	= edellisen yön (klo 20-08) sademäärä (Helsinki-Vantaa)
sademäärä 2	= edellisten kolmen vuorokauden sademäärä
lämpötila 1	= näytteenottovuorokauden keskilämpötila (Helsinki-Vantaa)
lämpötila max	= näytteenottovuorokauden maksimilämpötila
lämpötila min	= näytteenottovuorokauden minimilämpötila
N-tot	= kokonaistypen pitoisuus
nitraatti	= nitraattityypen pitoisuus
ammonium	= ammoniumtypen pitoisuus
nitriitti	= nitriittityypen pitoisuus
pH	= veden pH
sähkönjoht.	= veden sähkönjohtavuus
P-tot	= kokonaisfosforin pitoisuus
ortofosfaatti	= ortofosfaattifosforin pitoisuus
kiintoaine	= kiintoaineen pitoisuus
liuenmut aine	= liuenneen aineen pitoisuus
happi%	= hapen kyllästysaste vedessä
vedenlämpö	= vedenlämpötila 0,1 metrin syvyydellä
FC	= fekaalisten koliformien määrä vedessä
EC	= alustava <i>E. Coli</i> -bakteerien määrä
FS	= fekaalisten streptokokkien määrä
VFS	= varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrä
org. aines	= orgaanisen aineksen suhteellinen osuus kiintoaineesta
*	= merkitsevä korrelaatio, 95 % todennäköisyys
**	= hyvin merkitsevä korrelaatio, 99 % todennäköisyys
***	= erittäin merkitsevä korrelaatio, 99,9 % todennäköisyys
kesä	= kesäkuu 1996, heinä- ja elokuu 1995
syksy	= syys-, loka-, marras- ja joulukuu 1995
talvi	= tammi-, helmi- ja maaliskuu 1996
kevät	= huhti- ja toukokuu 1996

Aineistolle on tehty logaritmimuunnos ennen korrelaatioanalyysiä (ks. luku 11).

	virtaama 1	virtaama 2	sademäärä 1	sademäärä 2	lämpötila ka	lämpö max	lämpö min	N-tot	nitraatti	ammonium	nitriitti	pH
virtaama 1	1											
virtaama 2	0,975***	1										
sademäärä 1	0,641*	0,543	1									
sademäärä 2	0,525	0,538	0,357	1								
lämpötila ka	-0,352	-0,279	-0,506	-0,454	1							
lämpö max	-0,458	-0,395	-0,510	-0,407	0,939***	1						
lämpö min	0,001	0,087	-0,325	-0,269	0,717**	0,482	1					
N-tot	0,145	0,089	0,439	0,305	-0,029	-0,023	0,237	1				
nitraatti	0,282	0,199	0,666*	0,296	-0,419	-0,299	0,005	-0,259	1			
ammonium	0,149	0,176	-0,118	0,557*	0,035	0,046	0,160	-0,231	0,426	1		
nitriitti	-0,373	-0,269	-0,409	0,277	0,378	0,421	0,203	-0,269	-0,455	-0,102	1	
pH	-0,426	-0,520	-0,160	-0,687**	0,343	0,333	0,203	-0,092	-0,465	-0,465	0,827***	
sähköjoht.	-0,399	-0,521	-0,020	-0,750**	0,122	0,138	-0,092	-0,229	0,531	0,785**	-0,397	
P-tot	-0,204	-0,096	-0,172	0,396	0,031	0,053	0,204	-0,252	0,458	0,849***	-0,340	
ortofofaatti	-0,177	-0,059	-0,264	0,399	0,065	0,103	0,187	-0,252	0,567*	0,435	-0,326	
kiintoaine	0,268	0,330	0,225	0,376	0,011	-0,023	0,356	-0,165	0,308	0,435	-0,326	
liuennut aine	-0,432	-0,556*	-0,047	-0,633*	-0,063	-0,057	-0,157	-0,048	-0,308	-0,281	0,726**	
happi%	0,169	0,073	-	0,412	-0,774*	-0,755*	-0,014	0,565	0,226	0,323	-0,156	
vedeniämpö	-0,336	-0,230	-0,414	-0,350	0,859***	0,724**	0,843***	-0,009	0,085	0,524	0,101	
FC	0,007	0,047	0,211	0,533	-0,014	0,007	0,167	0,042	0,447	0,658*	-0,220	
EC	0,033	0,048	0,242	0,591*	-0,106	-0,066	0,205	0,099	0,448	0,636*	-0,199	
FS	-0,269	-0,222	-0,248	0,137	0,391	0,330	0,224	-0,047	0,017	0,789**	0,141	
VFS	-0,156	-0,098	-0,167	0,221	0,388	0,328	0,245	0,013	-0,012	0,677*	-0,005	
org. aines	0,451	0,381	0,425	-0,296	-0,067	-0,101	0,169	0,272	-0,305	-0,713*	0,475	
sähköjoht.	1											
P-tot	-0,633*	1										
PO4	-0,672*	0,961***	1									
kiintoaine	-0,552	0,762**	0,706**	1								
liuennut aine	0,897***	-0,432	-0,469	-0,454	1							
happi%	0,141	-0,091	0,065	-0,242	0,179	1						
vedeniämpö	-0,130	0,373	0,349	0,280	-0,188	-0,669*	1					
FC	-0,348	0,575*	0,530	0,441	-0,191	0,108	0,152	1				
EC	-0,335	0,540	0,510	0,401	-0,155	0,259	0,039	0,987***	1			
FS	-0,273	0,424	0,519	0,127	-0,138	0,450	0,532	0,564*	0,564*	1		
VFS	-0,409	0,397	0,474	0,174	-0,383	-0,133	0,534	0,513	0,926***	1		
org. aines	0,494	-0,707*	-0,667*	-0,130	0,418	-0,034	-0,327	-0,531	-0,493	-0,464	1	

Liite I A. Kesän (kesä-elokuu) korrelaatiot.

	virtaama 1	virtaama 2	sademäärä 1	sademäärä 2	lämpötila ka	lämpö max	lämpö min	N-tot	nitraatti	ammonium	nitriitti	pH
virtaama 1	1											
virtaama 2	0,976***	1										
sademäärä 1	0,514*	0,529*	1									
sademäärä 2	0,589*	0,652**	0,465	1								
lämpötila ka	0,212	0,251	0,412	0,304	1							
lämpö max	0,155	0,206	0,387	0,285	0,978**	1						
lämpö min	0,320	0,357	0,484*	0,383	0,976***	0,937***	1					
N-tot	0,195	0,138	-0,138	-0,274	-0,540*	-0,552*	-0,471	1				
nitraatti	0,233	0,190	0,005	-0,258	-0,619*	-0,642**	-0,513*	0,862***	1			
ammonium	-0,235	-0,380	-0,597*	-0,380	-0,672**	-0,695**	-0,685**	0,321	0,245	1		
nitriitti	-0,093	-0,156	-0,058	-0,198	0,546*	0,526*	0,544*	-0,004	-0,081	-0,068	1	
pH	-0,360	-0,386	-0,422	-0,248	0,398	0,414	0,323	-0,341	-0,524*	0,106	0,468	1
sähköjoht.	-0,570*	-0,613**	-0,589*	-0,563*	-0,514*	-0,530*	-0,509*	0,419	0,369	0,617**	0,235	0,199
P-tot	0,451	0,520*	0,409	0,619**	0,795***	0,798**	0,788***	-0,350	-0,439	-0,695**	0,254	0,079
ortofosfaatti	0,542*	0,509*	0,203	0,368	0,734***	0,662**	0,732***	-0,279	-0,412	-0,227	0,416	0,252
kiintoaine	0,696**	0,751***	0,314	0,541*	0,322	0,233	0,399	0,157	0,087	-0,328	-0,032	-0,124
liuennut aine	-0,542*	-0,597*	-0,533*	-0,580*	-0,547*	-0,556*	-0,542*	0,433	0,382	0,626**	0,188	0,185
happi%	0,178	0,192	0,019	0,309	-0,150	-0,134	-0,086	0,109	0,100	0,077	-0,158	-0,064
vedenlämpö	0,285	0,324	0,501*	0,394	0,858***	0,867***	0,857***	-0,598*	-0,573*	-0,716**	0,375	0,144
FC	0,579*	0,606**	0,449	0,426	0,277	0,282	0,345	0,087	-0,040	-0,273	-0,030	0,049
EC	0,470	0,470	0,245	0,221	0,234	0,241	0,285	0,229	0,005	-0,143	0,099	0,185
FS	0,318	0,377	0,025	0,508*	0,636**	0,656**	0,613**	-0,433	-0,598*	-0,340	0,171	0,301
VFS	0,207	0,240	-0,010	0,437	0,310	0,372	0,349	-0,155	-0,262	-0,138	0,246	0,017
org. aines	-0,422	-0,340	0,013	-0,262	0,022	0,090	-0,030	0,045	-0,076	-0,271	-0,144	0,094
	sähköjoht	P-tot	ortofosfaatti	kiintoaine	liuennut aine	happi%	vedenlämpö	FC	EC	FS	VFS	org. aines
sähköjoht.	1											
P-tot	-0,751***	1										
PO4	-0,495**	0,729***	1									
kiintoaine	-0,239	0,439	0,505*	1								
liuennut aine	0,980***	-0,817***	-0,552*	-0,281	1							
happi%	-0,067	0,030	0,016	0,087	-0,098	1						
vedenlämpö	-0,703**	0,757***	0,549*	0,099	-0,706**	-0,052	1					
FC	-0,215	0,201	0,230	0,630**	-0,136	0,231	0,184	1				
EC	-0,036	0,087	0,223	0,512*	0,059	0,201	0,096	0,925***	1			
FS	-0,451	0,697**	0,754***	0,399	-0,493*	0,177	0,490*	0,295	0,312	1		
VFS	-0,235	0,478	0,413	0,078	-0,264	0,100	0,315	0,168	0,163	0,667**	1	
org. aines	-0,099	0,117	-0,313	-0,289	-0,134	-0,077	-0,025	-0,169	-0,257	-0,255	-0,005	1

Liite I B. Syksyn (syys-joulukuu) korrelaatiot

	virtaama 1	virtaama 2	sademäärä 1	sademäärä 2	lämpötila ka	lämpö max	lämpö min	N-tot	nitraatti	ammonium	nitriitti	pH
virtaama 1	1											
virtaama 2	0,955***											
sademäärä 1	-0,127	1										
sademäärä 2	0,335	0,512	1									
lämpötila ka	0,624*	0,378	0,426	1								
lämpö max	0,582*	0,511	0,227	0,250	1							
lämpö min	0,603*	0,596*	0,484	0,573	0,940***	0,764**	1					
N-tot	0,194	0,272	-0,419	-0,036	0,132	0,356	-0,084	1				
nitraatti	0,047	0,268	-0,246	0,446	-0,269	-0,314	-0,107	0,161	1			
ammonium	0,256	0,298	-0,136	0,099	0,408	0,602*	0,172	0,893***	-0,145	1		
nitriitti	0,594*	0,638*	-0,150	0,263	0,549*	0,665*	0,355	0,791**	0,006	0,875***	1	
pH	-0,143	-0,191	0,179	-0,064	-0,383	-0,518	-0,187	-0,577*	0,294	-0,782**	-0,691*	1
sähköjoht.	0,346	0,531	-0,267	0,450	0,374	0,441	0,286	0,787**	0,289	0,805**	0,819**	-0,634*
P-tot	0,133	0,130	-0,057	0,061	0,414	0,603	0,125	0,739**	-0,335	0,914***	0,782**	-0,797**
ortofofaatti	0,494	0,414	0,106	0,052	0,721**	0,800**	0,512	0,445	-0,586*	0,759**	0,73**	-0,717**
kiintoaine	0,413	0,379	-0,120	-0,039	0,161	0,304	-0,053	0,667*	-0,154	0,721**	0,786**	-0,457
liuennut aine	0,479	0,483	-0,356	-0,160	0,203	0,322	0,077	0,783**	-0,034	0,729**	0,786**	-0,551
happi%	-0,261	-0,525	0,172	-0,719**	-0,187	-0,146	-0,257	-0,426	-0,664*	-0,393	-0,499	0,315
vedenlämpö	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FC	-0,129	0,475	0,193	0,193	0,441	0,417	0,385	-0,127	-0,320	0,107	0,019	-0,306
EC	0,002	-0,073	0,497	0,232	0,497	0,478	0,446	-0,123	-0,274	0,116	0,076	-0,269
FS	-0,122	-0,311	0,091	-0,450	0,304	0,422	0,103	0,160	-0,592*	0,229	0,077	-0,259
VFS	-0,220	-0,386	0,099	-0,412	0,260	0,346	0,095	0,045	-0,555	0,118	-0,039	-0,256
org. aines	0,074	0,115	-0,412	-0,159	-0,401	-0,505	-0,251	-0,520	0,199	-0,623*	-0,511	0,448
sähköjoht		P-tot	ortofofaatti	kiintoaine	liuennut aine	happi%	vedenlämpö	FC	EC	FS	VFS	org. aines
1		1					1					
P-tot	0,644*											
PO4	0,505	0,807**	1									
kiintoaine	0,486	0,698*	0,605*	1								
liuennut aine	0,601*	0,546	0,519	0,720**	1							
happi%	-0,823**	-0,241	-0,095	-0,169	-0,211	1						
vedenlämpö	-	-	-	-	-	-	1					
FC	-0,111	0,352	0,328	-0,138	-0,141	0,146	-	1				
EC	-0,097	0,335	0,348	-0,101	-0,112	0,111	-	0,978***	1			
FS	-0,202	0,386	0,355	0,012	0,198	0,596*	-	0,613*	0,561	1		
VFS	-0,261	0,302	0,261	-0,135	0,079	0,583*	-	0,678*	0,605*	0,978***	1	
org. aines	-0,283	-0,642*	-0,435	-0,527	-0,453	-0,049	-	-0,510	-0,481	-0,638*	-0,596	1

Liite I C. Talven (tammimaaliskuu) korrelaatiot

	virtaama 1	virtaama 2	sademäärä 1	sademäärä 2	lämpötila ka	lämpö max	lämpö min	N-tot	nitraatti	ammonium	nitriitti	pH
virtaama 1	1											
virtaama 2	0,972***											
sademäärä 1	0,484	1										
sademäärä 2	-0,004	0,314	1									
lämpötila ka	0,409	0,128	0,640	1								
lämpö max	0,392	0,504	-0,292	-0,349	1							
lämpö min	0,461	0,528	-0,429	-0,526	0,957***	1						
N-tot	0,111	0,472	0,112	0,119	0,859**	0,702*	1					
nitraatti	0,654	0,159	-0,137	-0,425	-0,135	0,091	0,774*	1				
ammonium	-0,181	0,667*	0,081	-0,436	0,202	0,363	0,916***	0,489	1			
nitriitti	-0,092	-0,162	-0,087	-0,247	-0,413	-0,218	0,950***	0,591	0,971***	1		
pH	-0,105	-0,070	-0,094	-0,213	-0,375	-0,168	-0,733*	-0,521	-0,795*	-0,801**	1	
sähköjoht.	-0,955***	-0,023	-0,460	-0,075	0,559	0,454	0,451	0,521	0,386	0,314	-0,178	
P-tot	0,529	0,544	0,392	0,229	-0,553	-0,519	-0,541	-0,505	0,422	0,539	-0,610	
ortofofaatti	0,279	0,292	0,373	-0,064	-0,255	-0,135	-0,161	0,575	0,703	0,743*	-0,854**	
kiintoaine	0,686*	0,601	0,699*	0,221	-0,360	-0,173	-0,396	0,765*	0,659	0,433	-0,737*	
liuennut aine	-0,945***	-0,953***	-0,353	0,021	-0,582	-0,197	-0,088	0,469	0,692*	0,336	0,433	-0,204
happi%	0,880**	0,940***	0,157	-0,269	0,585	0,602	0,487	0,121	0,467	0,426	0,347	0,217
vedenlämpö	0,174	0,179	-0,042	0,060	0,635	0,458	0,657	-0,042	0,499	-0,369	-0,297	0,217
FC	-0,177	-0,290	0,328	0,567	-0,377	-0,572	-0,005	-0,638	-0,406	-0,906***	-0,922***	0,864**
EC	-0,218	-0,337	0,307	0,609	-0,340	-0,552	0,041	-0,638	-0,607	-0,453	-0,459	0,126
FS	0,467	0,511	0,378	0,253	-0,248	-0,166	-0,134	-0,697*	-0,662	-0,508	-0,509	0,198
VFS	0,455	0,498	0,343	0,220	-0,264	-0,180	-0,159	0,157	0,259	0,078	0,168	-0,333
org. aines	-0,069	0,010	-0,416	-0,594	0,152	0,178	-0,067	0,157	0,268	0,072	0,170	-0,329
								-0,301	-0,155	-0,382	-0,413	0,415
sähköjoht.	1											
P-tot	-0,340	1										
PO4	-0,069	0,778*	1									
kiintoaine	-0,461	0,834**	0,784*	1								
liuennut aine	0,994***	-0,339	-0,064	-0,451	1							
happi%	-0,951***	0,341	0,112	0,379	-0,942***	1						
vedenlämpö	-0,412	-0,595	-0,773*	-0,472	-0,452	0,373	1					
FC	0,181	-0,112	-0,446	-0,094	0,180	-0,218	0,127	1				
EC	0,208	-0,185	-0,521	-0,159	0,198	-0,267	0,203	0,990***	1			
FS	-0,374	0,868**	0,597	0,649	-0,383	0,456	-0,342	0,138	0,051	1		
VFS	-0,361	0,860**	0,581	0,641	-0,364	0,453	-0,358	0,177	0,086	0,995***	1	
org. aines	-0,091	-0,345	-0,372	-0,369	-0,045	0,311	0,277	0,240	0,178	0,004	0,062	1

Liite I D. Kevään (huhti-toukokuu) korrelaatiot

Mätäjoki-kysely:

1. Asuinpaikka:
2. Sukupuoli: M / N
3. Ikä: -18 18-35 35-50 50-
4. Tiedättekö minkä niminen puro virtaa ohitsemme?
5. Missä kyseinen puro laskee mereen?
6. Mätäjoen nimeä on ehdotettu muutettavaksi joko Piijoeksi tai Mätäsjoeksi. Kannatatteko jotain uusista nimistä vai pitäisittekö nimen ennallaan?
7. Arvioikaa puron vedenlaatua asteikolla 1 - 5, jossa yksi vastaa huonoa ja viisi erinomaista.
8. Oletteko tyytyväinen purovarren nykyiseen tilaan, vai mitä esimerkiksi kaupungin pitäisi sille mielestänne tehdä.

Ehdotuksia Helsingin kaupungille Mätäjoen tilan seurantaan ja kehittämiseen

1. Kiireellisimmät toimenpiteet:

- * Ruosilantienojaa kuormittavan päästölähteen selvittäminen ja poistaminen.
- * Reimarlanojan muista sivuojista poikkeavan veden laadun syyn selvittäminen.
- * Mätäjoen purovarsien ja -uoman roskaantuneimpien kohtien siivoaminen (ensisijaisesti roskista uomiin muodostuneet padot, leikkipuistojen ja ylikulkusiltojen vieressä olevat roskaantuneet kohdat).

2. Melko kiireelliset toimenpiteet:

- * Malminkartanonojan veden laadun ja mahdollisten päästölähteiden tarkempi selvitys ja ojanvarren virkistysalueiden kehittäminen.
- * Koko Mätäjokuoman perkaaminen roskista. Roskia keräävien kohtien puhdistus kerran vuodessa kevättulvan jälkeen. Yleinen roskaantumisen vähentäminen.
- * Veden happipitoisuuden parantaminen esimerkiksi jo aloitetuin veden lisäjuoksutuksin tai pohjapadoin. Veden lisäjuoksutuksella on ekologinen tarve myös talvisaikaan.
- * Mätäjoen mielikuvan parantaminen ja kehittäminen, niin että paikalliset asukkaat mieltävät sen arvokkaana pienvesistöinä. Tämä edellyttää aiempaa laajempaa tiedotusta, purouoman siistimistä ja yhteistyötä paikallisten ihmisten sekä järjestöjen kanssa. Mätäjoen virkistysalueiden kokonaissuunnitelma Iso-Huopalahdelta aina Vantaan Kaivokselaan saakka.

3. Muita ehdotuksia Mätäjoen tilan parantamiseksi ja puroalueen kehittämiseksi:

- * Runsaasti kemikaaleja käyttävien tai säilyttävien yritysten valvonnan tehostaminen. Sadevesiviemärien ohjaaminen teollisuusalueilta, huoltamoilta ja vilkkaimmilta tiealueilta muualle kuin Mätäjokeen. Katualueiden entistä tehokkaampi puhdistaminen.
- * Kannelmäen ja Malminkartanon välisen alueen purovarren kehittäminen. Purouoma paikoin näkyviin pensaikon keskeltä.
- * Historiallisten kohteiden inventointi, tarvittava kunnostaminen ja merkitseminen maastoon Mätäjoen valuma-alueella.
- * Koirien jätösten entistä tarkempi kerääminen pois katualueilta ja puistoista veden hygieenisen laadun parantamiseksi.
- * Liukkaudenestoon käytetyn tiesuolan määrän vähentäminen mahdollisuuksien mukaan sekä Helsingin kaupungin että Uudenmaan tiepiirin kunnossapitämällä tiealueilla.

- * Pyrkiminen liikenteen ja energiatuotannon aiheuttaman ilmaperäisen kuormituksen vähentämiseen.
- * Toiminnallisen valuma-alueajattelun tuominen mukaan kaupunkisuunnitteluun. Alueiden tarkastelu myös muiden kuin keinotekoisien hallinnollisten aluejakojen perusteella.
- * Yhteistyön kehittäminen kaupungin sisällä eri virastojen välillä. Puroista vastaavien rakennusviraston viherosaston, ympäristökeskuksen ja Helsingin Veden välinen yhteistyöelin koordinoimaan toimintaa.
- * Mätäjoen veden lisäjuoksutuksen vaikutusten selvittäminen. Vertailuaineistona tämän tutkimuksen tulokset veden laadusta..
- * Mittapato Mätäjoen virtaaman ja veden laadun pitkäaikaista seuranta varten. Pato olisi samalla opetuskohde paikallisille kouluille ja toimisi vesielementtinä puistossa. (Suunnitteilla Pitäjänmäen Puropuistoon).

