



# Vantaan Kylmäojan ekologinen tila pohjaeläimistön perusteella arvioituna

Pro gradu  
Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Akvaattiset tieteet / limnologia  
Maria Tiensuu  
Toukokuu 2008



# Sisällysluettelo



<b>1 Johdanto</b>	<b>4</b>
1.1 Kaupunkivirtavesille tyypillisiä piirteitä	5
1.2 Pohjaeläimet virtavesien EU:n vesipuitteidirektiivin mukaisen ekologisen tilan indikaattoreina	6
1.3 Lentokentiltä tulevan kuormituksen luonnehdinta ja vaikutukset	7
1.4 Työn tarkoitus ja tutkimuskysymysten asettelu	
<b>2 Käytetyt analyysit ja menetelmät</b>	<b>8</b>
2.1 Tutkimusalueen sijainti ja kuvailu	8
2.1.1 Kylmäojan korpi	9
2.1.2 Pelimannintie	10
2.1.3 Ilolanpuisto	10
2.1.4 Vesikuja	10
2.1.5 Simosentie	10
2.1.6 Tasankopolku	11
2.1.7 Ristipuro	11
2.1.8 Viertola	11
2.2 Valuma-alueen rajaus	12
2.3 Aineiston kerääminen ja tutkimusmenetelmät	12
2.3.1 Pohjaeläimet	12
2.3.2 Veden laatu	13
2.3.3 Fysikaaliset ympäristötekijät	14
<b>3 Tulokset</b>	<b>15</b>
3.1 Pohjaeläimet	15
3.1.1 Pohjaeläinyhteisöjen samankaltaisuus puron eri osissa	15
3.1.2 Pohjaeläinyhteisöjen rakenne näytealueilla	16
3.1.3 Puron ekologinen tila on huono	16
3.2 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu	17
3.2.1 Puron eri osien samankaltaisuus veden laadun perusteella	17
3.2.2 Lämpötila	18
3.2.3 Happipitoisuus	18
3.2.4 Kemiallinen hapenkulutus	19
3.2.5 Happamuus	19
3.2.6 Lämpökestoiset koliformiset bakteerit	20
3.2.7 Sähkönjohtavuus	21
3.2.8 Väri	21
3.2.9 Ravinteet	22
3.3 Valuma-alueen maankäyttömuodot	23
3.4 Puron morfologian luonnehdinta	24
<b>4 Tulosten tarkastelu</b>	<b>25</b>
4.1 Pohjaeläimet	25
4.1.1 Ravinnonkäytön merkitys Kylmäojan pohjaeläinyhteisöissä on suuri	25
4.1.2 Rinnakkaisnäytteiden välisiä eroja selittävät tekijät	25
4.1.3 Vertailu aiempiin pohjaeläintutkimusten tuloksiin	26
4.1.4 Onko Kylmäoja saastunut pohjaeläimistön perusteella?	26
4.1.5 Syitä puron huonoon ekologiseen tilaan	28
4.2 Veden laatu	29
4.2.1 Fysikaalis-kemiallisten parametrien vertailu tutkimusalueiden välillä	29
4.2.2 Rinnakkaisnäytteiden välisiä eroja selittävät tekijät	29
4.2.3 Veden fysikaalis-kemiallisen laadun arviointi	30
4.2.4 Tutkimukseen vaikuttavista epävarmuuksista	30
4.2.5 Onko Kylmäoja saastunut veden laadun perusteella?	30
4.3 Kylmäojan kunnostustarve	31
<b>5 Johtopäätökset</b>	<b>32</b>
<b>6 Kiitokset</b>	<b>33</b>
7 Viitteet	34
8.1 Liite. Vesianalyysien tulokset	40
8.2 Liite. Havaitut pohjaeläintaksonit ja niiden abundanssit	42



# Tiivistelmä



Pohjaeläinten kasvuun ja lisääntymiseen vaikuttavat sekä fysikaaliset ja kemialliset olosuhteet että biologiset vuorovaikutussuhteet. Kaupungistumiseen liittyvät maankäytön muutokset, kuten kasvillisuuden raivaus, maan tiivistäminen, ojittaminen ja päällystäminen, muuttavat valuma-alueen ominaisuuksia sekä hajakuormituksen määrää. Jo viiden prosentin osuus läpäisemätöntä maanpintaa valuma-alueella muuttaa sekä veden laatua että pohjaeläinyhteisöjen rakennetta. Ekologisen tilan heikentyminen johtuu pohjaeläinten lajirikkauden ja erityisesti saastumiselle herkkien päivänkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten toukkien (EPT-lajien) määrän vähenemisestä. Myös valuma-alueella sijaitsevan lentokentän valumavesien on todettu heikentävän alapuolella sijaitsevien uomien ekologista tilaa ja veden laatua.

Tässä tutkimuksessa oli tarkoitus selvittää Vantaalla sijaitsevan kolmihaaraisen Kylmäojan ekologinen tila pohjaeläimistön avulla. Lisäksi haluttiin tutkia valuma-alueen vaikutus pohjaeläimistöön puron eri osissa, sillä Kylmäojan valuma-alueella on luonnonsuojelualuetta, runsaasti kaupunkiasutusta sekä suurimpana pistekuormittajana Helsinki-Vantaan lentokenttä. Näytteitä otettiin seitsemältä eri paikalta lokakuussa 2007. Pohjaeläimiä tukevana aineistona tarkkailtiin veden laatua viiden kuukauden ajan pääsääntöisesti samoilta paikoilta.

Puron ekologinen tila oli huono ja sekä pohjaeläinyhteisöjen rakenne että veden laatu erosivat alueellisesti. Lentokentän valumavesiä vastaanottavassa läntisessä haarassa pohjaeläinyhteisö oli vähälajista ja sitä dominoi saastumista hyvin sietävä surviaissääsken toukkiin kuuluva *Polypedilum pedestre* -tyypin laji. Veden pH ja happipitoisuus olivat läntisessä haarassa alhaisempia ja kemiallisen hapenkulutuksen sekä väriluvun arvot korkeampia kuin muualla purossa. Alajuoksun ylimmällä näytteenottopaikalla tila oli läntisen haaran kaltainen. Tulokset indikoivat lentokenttäkuormituksen olevan yksi syy läntisen haaran pohjan hapettomuuteen sekä hapettomien sedimenttipartikkelien kulkeutuvan virtauksen mukana myös alajuoksulle.

EPT -lajeja havaittiin itäiseltä haaralta ja alajuoksun alimmalta näytteenottopaikalta. Puroa ympäröivän kaupunkiasutuksen vaikutus pohjaeläimistöön jäi odotettua pienemmäksi, sillä monimuotoisin pohjaeläinyhteisö havaittiin alajuoksun alimmalta näytteenottopaikalta. Kylmäojan luonnontilaisimpana osana pidetyllä itäisellä haaralla pohjaeläintaksonien monimuotoisuus jäi ennakoitua vähäisemmäksi, mikä johtui yksipuolisesta ja tiiviistä savipohjasta sekä tasaisen maanpinnan aiheuttamasta alhaisesta veden virtausnopeudesta. Tämä viittaa Kylmäojan olevan ekologiselta tilaltaan hyvää huonompi luontaisesti.



# I. Johdanto

## 1.1 Kaupunkivirtavesille tyypillisiä piirteitä

Vesiekosysteemien toimintaan vaikuttavat monet fysikaaliset, kemialliset ja biologiset toiminnot (Peeters ym., 2002). Virtavesien morfologia ja veden laatu on riippuvainen niin maa-perästä, valuma-alueen pinnanmuodoista ja kasvillisuudesta kuin ihmistoiminnoistakin, jotka muuttavat maanpinnan peitettä ja veden virtausta (Allan ja Johnson, 1997). Kaupungistumiseen liittyvät maankäytön muutokset, kuten kasvillisuuden raivaus, maan tiivistäminen, ojit-taminen ja päällystäminen, puolestaan muuttavat valuma-alueen ominaisuuksia (Hachmöller, Matthews ja Brakke, 1991; Booth ja Jackson, 1997; Couceiro ym., 2007) sekä hajakuormituksen määrää (Roy ym., 2003). Päällystetyn maanpinnan vuoksi sekä veden suotautumiskapasiteetti että maan kyky varastoida vettä heikentyvät, mikä saa maanpinnan kyllästymään entistä nopeammin ja useammin (Booth ja Jackson, 1997), jolloin valuma-alueen pohjavesivarastot vähenevät (Finkenbine, Atwater ja Mavinic, 2000; Groffmann ym., 2003) ja tulvien esiintymistiheys kasvaa (Booth, 1990). Suuri osa kaupungistumisen vesistöjen laatua heikentävästä vaikutuksesta johtuu valuma-alueen maanpinnan päällystämisen (Finkenbine, Atwater ja Mavinic, 2000) ja sen aiheuttamasta luonnollisten tekijöiden muodostaman tasapainon järkkymisestä (Malmqvist ja Rundle, 2002). Pelkkään päällystettyyn maanpintaan verrattuna tehokkaalla läpäisemättömän maanpinnan määrällä kaupungistumisen hydrologisia vaikutuksia voidaan arvioida vieläkin tarkemmin, sillä se huomioi vain sellaisen läpäisemättömän pinnan, joka on suoraan yhteydessä vesistöön putkien avulla (Booth ja Jackson, 1997; Hatt, 2004).

Kaupungistumisen vesistöjä heikentävä vaikutus alkaa kehityksen hyvin aikaisessa vaiheessa, ja jo noin kymmenen prosenttia tehokasta läpäisemättömästä maanpintaa valuma-

alueella saa aikaan korjaamattomia ja merkittäviä muutoksia vesiekosysteemissä (Booth ja Jackson, 1997). Jo viiden prosentin osuus läpäisemättömästä maanpintaa valuma-alueella kasvattaa monien ionien ja kiintoaineen pitoisuuksia vedessä (Schoonover, Lockaby ja Pan, 2005) sekä muuttaa pohjaeläinyhteisöjen rakennetta (Schiff ja Benoit, 2007). Uoman ekologisen tilan on havaittu vaihtuvan hyvästä tyydyttäväksi, kun läpäisemättömän maanpinnan osuus valuma-alueella kasvaa yli viidentoista prosentin (Roy ym., 2003). Ekologisen tilan heikentyminen johtuu pohjaeläinten lajirikkauden ja erityisesti saastumiselle herkkien päivänkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten toukkien (EPT-lajien) määrän vähentämisestä (Walsh ym., 2001; Morse, Huryn ja Cronan, 2003). Pohjaeläimistön kokonaistaksonimäärä on pienempi saastuneilla alueilla kuin häiriintymättömillä paikoilla (Richards ja Minshall, 1992). Kaupunkivesistöjen pohjaeläinyhteisöjen poikkeavuuteen luonnontilaisiin alueisiin verrattuna vaikuttavat monet syyt, kuten lisääntynyt sedimentaatio ja sopivien habitaattien väheneminen sekä kuormitus piste- ja hajallaan olevista lähteistä (Whiting ja Clifford, 1983). Myös eroosion, pienentyneen virtausnopeuden, muuttuneen ravintoverkon sekä myrkyllisten kemikaalien on epäilty vaikuttavan herkkien lajien katoamiseen kaupunkivesistöistä (Jones ja Clark, 1987). Sedimenttikoostumuksen muutoksen lisäksi valuma-alueen kaupungistuminen vähentää pohjaeläimille ravintoa ja suojaan tarjoavan karkean karikkeen ja puuaineksen määrää uomissa (Paul ja Meyer, 2001). Kaupunkikehityksen vesistövaikutuksia arvioidessa tulisi valuma-alueen lisäksi ottaa huomioon myös sen yläpuolisen alueen maankäyttö (Booth ja Jackson, 1997), sillä sekä purokäytävän että koko valuma-alueen maankäytöllä on vaikutusta niin uoman vesikemiaan kuin habitaattien yhtenäisyyteenkin (Allan, Erickson ja Fay, 1997). Hyvin korkeiksi nousseissa kokonaistyyppi- ja

kokonaisfosforipitoisuuksissa pohjaeläintaksonien määrä jää alhaiseksi lisääntyneen primäärituotannon ja vähentyneen happipitoisuuden vuoksi (Sandin, 2003). Yleisimpiä kaupunkivesistöjen pohjaeläimiä ovat surviaissääsken toukat (Chironomidae) ja harvasukasmadot (Oligochaeta) (Whiting ja Clifford, 1983; Capitulo, Tangorra ja Ocón, 2001), sillä ne viihtyvät kaupunkiuomien runsaasti hienojakoista aineesta sisältävässä sedimentissä (Malmqvist, Nilsson ja Svensson, 1978).

Ihmiset hyödyntävät ekosysteemejä erilaisen palveluiden muodossa (Bolund ja Hunhammar, 1999). Varsinkin kaupungeissa luonnonmukaisten alueiden tuottamat hyödykkeet ovat tarpeellisia, sillä esimerkiksi melun tai ilmansaasteiden vähennyksen on tapahduttava paikallisesti (Bolund ja Hunhammar, 1999). Kaupunkien viheralueet, kuten puistot, metsäalueet, joutomaa ja vesistöjen reunat, tarjoavat eläimille asuinpaikkoja ja kulkureittejä, joita kutsutaan ekologisiksi verkostoiksi (Jim ja Chen, 2003). Ne ovat monimuotoisuuden kannalta hyvin tärkeitä, sillä ne mahdollistavat elinvaatimuksiltaan erilaisten lajien selviytymisen pirstaloituneissa ympäristöissä ja toimivat puskurivyöhykkeinä kaupunkiympäristön häiriöille vähentäen niiden haitallisia vaikutuksia (Ahern, 1995). Parhaimmillaan kaupunkiluonto voikin olla hyvin monimuotoista koostuen niin sukkession alku- kuin loppuvaihetta ilmentävistä biotoopeista (Niemelä, 1999). Taajamissa pienvesien ekologista ja virkistyskäytöllistä merkitystä on vasta asutuksen tiivistymisen myötä alettu ymmärtää (Järvelä ym., 2007).

## 1.2 Pohjaeläimet virtavesien EU:n vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilan indikaattoreina

Ekologisen tilan arviointia ympäristöhallinnossa ohjeistaa Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY), jonka mukaan sisävesien ja rannikkoalueiden tulisi olla hyvässä ekologisessa tilassa vuoteen 2015 mennessä. Tavoitteen täytäntöön panemiseksi on Suomessa säädetty laki (1299/2004) ja asetus (1040/2006) vesienhoidon järjestämisestä, mutta päämäärään pääseminen on haastavaa. Varsinkin pienvesien, kuten purojen ja lampien, osalta tarvitaan aktiivista ennallistamista (Vuori ym., 2006). Pienvesillä on merkittävä rooli myös metsien monimuotoisuuden säilyttämiseksi, minkä vuoksi purojen, lampien, lähteiden ja pysyvien vedenjuoksu-uomien välittömät lähiympäristöt ovat metsälain mukaan erityisen tärkeitä elinympäristöjä (Metsälaki 1093/1996, 10 §).

Virtavesissä ekologinen tila määritetään vesikasvillisuuden, pohjaeläimistön ja kalaston koostumuksen ja runsaussuhteiden perusteella (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2000). Kalastossa huomioidaan lisäksi sen ikäjakauma. Veden fysikaalis-kemialliset tekijät vaikuttavat vesistön tilan arviointiin vain toisisijaisesti, biologisia tekijöitä tukevana parametreinä (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2000). Pohjaeläimet soveltuvat hyvin saastumisen indikaattoreiksi virtavesiin, sillä eri taksonit edustavat laajaa kirjoa saastumisen sietämisessä sekä reagoivat ympäristömuutoksiin tarpeeksi hitaasti, lisäksi pohjaeläimien keräys ja tunnistus voidaan suorittaa ilman kalliita erikoisvälineitä (Goodnight, 1973). Pohjaeläimiä myös esiintyy kaikentyyppisissä uomissa ja ne ovat usein monimuotoisempia taksonien ja toiminnallisten ryhmien suhteen kuin kalat (Lammert ja Allan, 1999).

Pohjaeläinten kasvuun ja lisääntymiseen vaikuttavat fyysiset ja kemialliset olosuhteet, ravinnon laatu ja saatavuus, habitaattien rakenne ja monimuotoisuus sekä biologiset vuorovaikutussuhteet (Wetzel, 2001). Nämä ympäristökijät voidaan jakaa paikallisiin tekijöihin, kuten sedimentin rakenne, veden alkaliniteetti, ravinnepitoisuus, rantakaistan kasvillisuus, keskimääräinen vedenkorkeus ja uoman leveys, sekä alueellisiin tekijöihin, kuten leveysaste, ilman lämpötila ja sadanta (Murphy ja Davy-Bowker, 2005). Paikalliset olosuhteet selittävät yhteisöstruktuurin koostumuksesta suuremman osan kuin alueelliset (Lammert ja Allan, 1999; Heino ym., 2007a). Kaupungistumisen on todettu olevan pohjaeläinyhteisöjä voimakkaasti muuttava tekijä ja varsinkin asutustiheyden ja tehokkaan päällystetyn maanpinnan pinta-alan merkitys on suuri (Walsh ym., 2001). Pohjaeläintaksonien ja varsinkin päiväntaksonien, vesiperhosten ja koskikorentojen lajien (EPT-lajit) runsaudet voidaan laskea nopeasti ja ne soveltuvat hyvin erilaisten häiriöiden biologisiksi indikaattoreiksi, kun taas pohjaeläintiheys riippuu enemminkin sedimentin raakoista kuin uomaan kohdistuvista muutoksista (Roy ym., 2003).

### 1.3 Lentokentiltä tulevan kuorituksen luonnehdinta ja vaikutukset

Lentokenttien alapuolella sijaitsevilla uomien osissa ammoniumtyppipitoisuuksien on todettu olevan korkeampia kuin lentokentän yläpuolisissa uomien osissa (Turnbull ja Bevan, 1995). Tähän on syynä maaperään varastoitunut typpi, joka lähtee liikkeelle sateen ja sulamisvesien mukana ja valuu lähivesistöihin. Lentokentältä valuvat vedet heikentävät veden

laadun lisäksi myös niitä ympäröivien uomien ekologian tilaa (Morse, Huryn ja Cronan, 2003), sillä lentokentän vaikutusalueen yläpuolisissa uomien osissa pohjaeläimistö on paljon monimuotoisempaa kuin lentokentän alapuolisissa osissa (Turnbull ja Bevan, 1995). Alapuolisten uomien pohjaeläimistö on usein koostunut lähes pelkästään kaksisiipisten (Diptera) lajeista, mikä laskee sekä kaikkien että EPT-lajien monimuotoisuutta (Morse, Huryn ja Cronan, 2003).

Lentokenttien merkittävimmän vesistöihin kohdistuvan ympäristövaikutuksen muodostavat jäänestoon ja -poistoon käytettävät kemikaalit, joita kulkeutuu lentokenttää ympäröiviin puroihin ja jokiin. Helsinki-Vantaan lentokentällä eniten käytetty jäänesto- ja -poistokemikaali on propyleeniglykoli, jonka lisäksi käytetään myös natriumasettaattia, kaliumformiaattia liukkaudentorjuntaan (Kamppi, 2006). Jäänestoaineet sisältävät vähän fosfaatteja (< 1 %) (Jouttijärvi, 1990) ja kuluttavat hajotessaan runsaasti happea vastaanottavasta vesistöstä ( $0,8 - 1,3 \text{ g O}_2 / \text{g C}_3\text{H}_8\text{O}_2$ ) (Kamppi, 2006). Kemikaalien pääkäyttökäusi on talvisin, jolloin niitä kerätään mahdollisuuksien mukaan sekä viemäriverkkoon että imuriautoihin, mutta kaikkea kemikaalinestettä ei saada talteen vaan osa pääsee valumaan lentokenttää ympäröiviin puroihin. Lisäksi ylivuottilanteissa ja kesäkaudella lentokoneiden seisontatasojen vedet johdetaan sellaisinaan Kylmäojaan (Kamppi, 2006).

## 1.4 Työn tarkoitus ja tutkimuskysymysten asettelu

Työn pohjana oli Vantaan kaupungin ympäristökeskuksen halu kartoittaa Kylmäojan pohjaelämistöä ja veden laatua sekä pohtia valuma-alueen ihmistoiminnan vaikutusta näihin.

### Tutkimuskysymykset olivat seuraavat:

1. Millainen on Kylmäojan pohjaelämistö ja sen perusteella puron ekologinen tila?
2. Onko Kylmäojan pohjaeläinlajistossa alueellisia eroja?
3. Millainen on Kylmäojan veden laatu ja onko siinä alueellisia eroja?
4. Jos alueellisia eroja pohjaelämistössä ja/tai veden laadussa on, voidaanko niitä selittää kaupunkiasutuksen ja/tai valuma-alueen suurimman pistekuormittajan, Helsinki-Vantaan lentokentän, vaikutuksella?
5. Tarvitseeko Kylmäoja kunnostusta hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi? Jos tarvitsee, millaista se voisi olla?

### Tutkimuskysymyksiä kuvasivat nollahypoteesit:

- A. Kylmäojan eri haarat (näytteenottopaikat) eivät eroa toisistaan pohjaelämistön perusteella,  $H_0: \mu_i = \mu_j$ . Vaihtoehdohypoteesin mukaan pohjaeläinyhteisöissä on alueellisia eroja,  $H_1: \mu_i \neq \mu_j$ .
- B. Kylmäojan eri haarat (näytteenottopaikat) eivät eroa toisistaan veden fysikaalis-kemiallisen laadun perusteella,  $H_0: \mu_i = \mu_j$ . Vaihtoehdohypoteesin mukaan veden laadussa on alueellisia eroja,  $H_1: \mu_i \neq \mu_j$ .



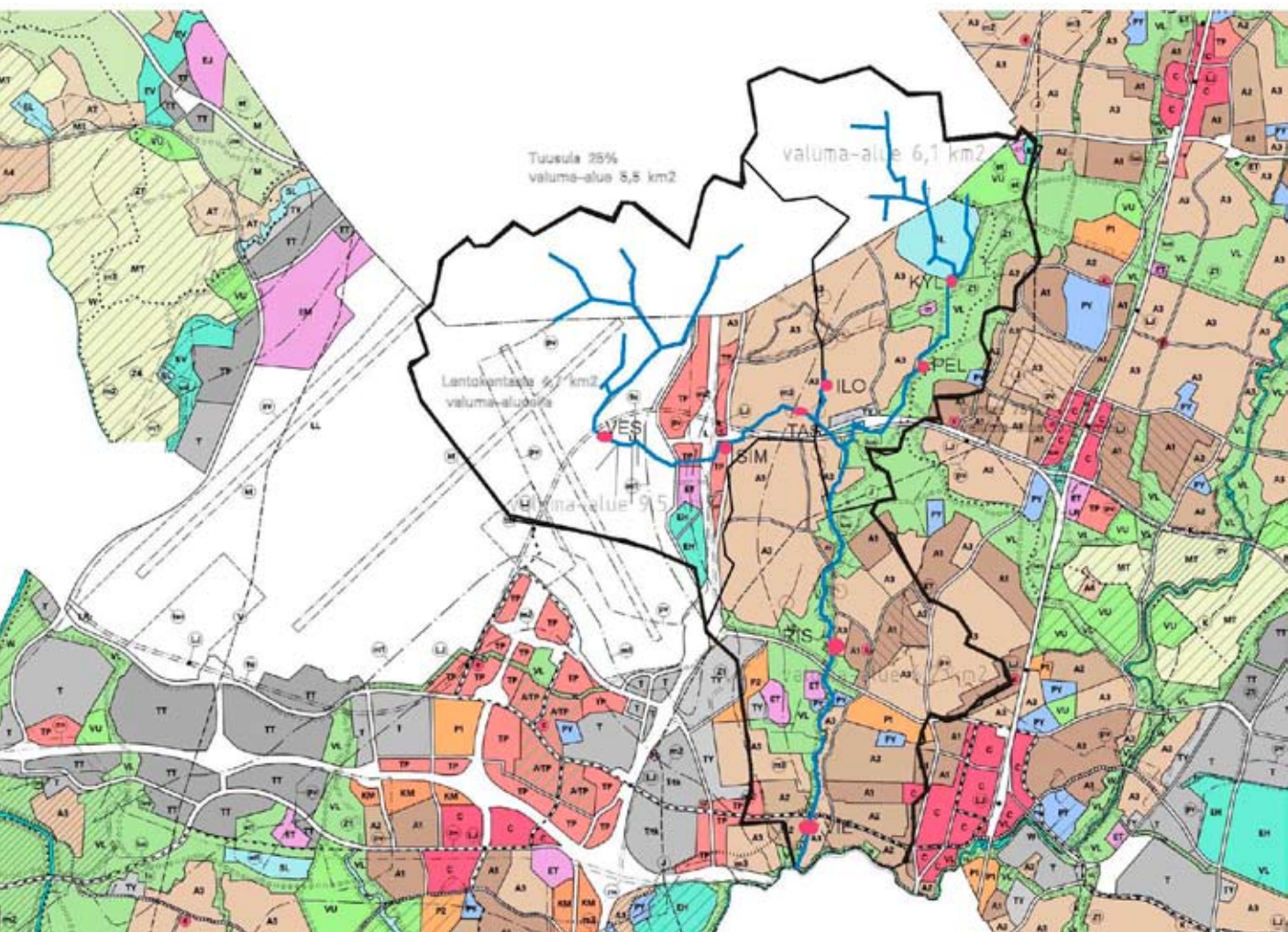
## 2.2 Käytetyt analyysit ja menetelmät

### 2.1 Tutkimusalueen sijainti ja kuvailu

Kylmäoja on Vantaan halki virtaava puro, joka kuuluu Vantaanjoen päävesistöalueen Kervanjoen suuvesistöalueeseen 21.091. Se koostuu kolmesta päähaarasta, itäisestä, keskimäisestä ja läntisestä (kuva 1). Itäinen haara virtaa rauhoitetun Kylmäojan korven suoalu-

een läpi Ilolan pientaloalueelle ja edelleen Ristipuroon. Keskimäinen haara saa alkunsa Maantienkylän soilta, virtaa läpi Ilolanpuiston ja laskee läntiseen päähaaraan Vantaan Ilolassa. Läntinen haara saa alkunsa Tuusulan puolelta Ruohosuolta, virtaa Helsinki-Vantaan lentokentän itäpuolelta läpi Poorkaski -suon ja jatkuu edelleen Tuusulanväylän ja Vanhan Tuusulantien alitse Ilolan ja Harjusuon kaupunginosien halki Ristipuroon.

**Kuva 1.** Kylmäojan valuma-alue (rajattu mustalla viivalla) (Paukku, 2007) ja näytepaikat (kuvasse punaiset ellipsit). Kuvassa Helsinki-Vantaan lentokenttää ilmentää risti puron läntisellä puolella. Vihreä alue on lähivirkistysaluetta (puistoja/metsää), vaalea beige asuinalueita, tumma punainen ja keltainen liike-/toimisto-/palvelu-alueita, tumma turkoosi hautausmaata ja vaalea turkoosi luonnonsuojelualuetta.





Itäinen ja läntinen haara yhtyvät hieman ennen Ristipuron tekokoskea, jota on viimeksi kunnostettu ruoppaamalla, levittämällä ja rakentamalla padon tilalle luonnonmukainen koskimainen kalatie talvella 2006-2007. Kosken eteläpuolella purokäytävällä on arvokasta eläimistöä sekä kasvistoa ja purokäytävää onkin suojeltu rakentamiselta ja voimakkailta hoitotoimenpiteiltä Vantaan yleiskaavassa 2007 luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeänä alueena (luo-alue) Ruskeasannan puistosta Läntiselle Valkoisenlähteentielle asti (Vantaan kaupunki, 2007). Luo-aluetta on lisäksi Simonsillan kohdalla Ristipuron altaan pohjoispuolella purolaaksossa sekä pohjoisempaan puron itäisellä haaralla Ilolan eteläpuolella (Ojala, 2005). Ruskeasannan puistosta alajuoksun suuntaan puro on tiheän kaupunkiasutuksen ja teiden ympäröimä Keravanjoelle asti.

Tässä tutkimuksessa vesinäytepaikkoja oli kuusi ja pohjaeläinnäytepaikkoja seitsemän. Itäisellä ja läntisellä haaralla sekä alajuoksulla näytepaikkoja oli kaksi kullakin, keskimmäiseltä haaralta otettiin ainoastaan pohjaeläinnäytteitä yhdeltä paikalta (Ilolanpuisto). Itäinen haara (Kylmäojan korpi ja Pelimannintie) on luonnontilaisin ja siksi siellä olevat paikat olivat vertailupaikkoja muille paikoille. Keskimmäisestä haarasta ei ollut aiempaa tietoa, se valittiin näytepaikaksi alueellisen kattavuuden laajentamiseksi. Läntiseen haaraan (Simosentie/Vesikuja ja Tasankopolku) valuvat lentokentän vedet ja sen oletettiin siksi olevan saastunut. Alajuoksulla (Ristipuro ja Viertola) muilta haaroilta virtaavat vedet sekoittuvat ja siellä puron lähiympäristö on kaupunkimaisiin, minkä odotettiin vaikuttavan tuloksiin. Näytepaikkojen määrää rajoitti puron pieni koko – potkuhaavilla suoritettavaan pohjaeläinnäytteenottoon soveltuvia paikkoja ei purossa ole enempää.

### 2.1.1 Kylmäojan korpi

Kylmäojan korven näytteenottopaikka (kuva 2) sijaitsee puron itäisessä haarassa Pohjois-Vantaalla, missä on luonnonsuojelulain mukaan rauhoitettavaa tervaleppäkorpea sekä kuusi-valtaista metsäkortekorpea (Uudenmaan ympäristökeskus, 2002). Näytealue oli rauhoitetun alueen eteläosassa, jossa puronvarren itäpuolta oli muokattu ojituksin ja puustoharvennuksin sähkölinjan vuoksi. Puronvarren länsipuoli puolestaan oli hyvinkin luonnontilaisista ja kasvillisuudeltaan monimuotoista.

Kuva 2. Kylmäojan korpi.





Kuva 3. Pelimannintie.

### 2.1.2 Pelimannintie

Pelimannintien näytteenottoaika (kuva 3) sijaitsi Ilolan kaupunginosassa pientaloasuinalueen reunassa. Puro virtasi laaksossa, jossa oli lehtomaista kasvillisuutta. Länsipuolella pientaloasutus oli lähellä uomaa. Näytteenottoaika oli pitkä ja kivinen koski.

### 2.1.3 Ilolanpuisto

Ilolanpuiston näytteenottoaika (kuva 4) sijaitsi itäisen ja läntisen haaran välissä olevalla keskimmaisella haaralla hiekkaisen kävelytien ja pientaloasutuksen välissä. Purokäytävällä

Kuva 5. Vesikujan näytteenottoaika



Kuva 4. Ilolanpuisto.

aluskasvillisuus oli tiheää. Ympäröivä asutus oli vaikuttanut voimakkaasti puroon, sitä oli mm. siirretty uudisrakentamisen vuoksi n. 200 m näytteenottoaikaan alapuolelta.

### 2.1.4 Vesikuja

Lentokentän suljetulla alueella puron läntisessä haarassa sijaitseva Vesikujan näytealue (kuva 5) oli lähellä 2. kiitorataa. Vesikujalle puro virtasi lentokentän vierestä putkessa ja näytealue koostui putken alapuolisesta 10 m pituisesta ja 2 m levyisestä lammesta sekä sen alapuolisesta mittapadosta, jonka jälkeen puro vapaa virtaus jatkui. Pohjaeläinnäytteet otettiin virtaavalta osuudelta. Näytealueen eteläpuoli oli voimakkaasti ihmisen muokkaamaa täyttömaata, kun taas pohjoispuolella ojitetun suoalueen päällä kasvoi tuoretta kangasmetsää.

### 2.1.5 Simosentie

Simosentien näytteenottoaika sijaitsi vain parin sadan metrin päässä Vesikujasta, mutta kuitenkin lentokentän suljetun alueen ulkopuolella. Vesinäytteet otettiin Simosenttieltä siksi, että kuukausittainen luvan saaminen lentokentän alueelle olisi ollut hankalaa. Pohjaeläinnäytteenotto tehtiin kuitenkin Vesikujalta lentokenttäalueen sisäpuolelta. Simosentien näytealue sijaitsi lähellä tietä asutukseen kaavoitetulla alueella, jolla oli kuitenkin vain muu-



Kuva 6. Tasankopolun näytteenottoaika.

tama asuintalo. Näistä kaikki eivät kuuluneet viemäriverkkoon. Simosentien ja Vesikujan välissä oli soistunutta metsämaata, Simosentien päädyssä vesinäytteenottoaikaan vieressä sijaitsi asukkaiden itse tekemä käytettyjen esineiden kaatopaikka.

### 2.1.6 Tasankopolku

Tasankopolun näytteenottoaika (kuva 6) sijaitsi Ilolassa lähellä alikulkutunnelia, jossa puro virtasi Tuusulantien alitse. Puro virtasi laaksossa keskellä pientaloasutusta ja näytealue oli kivinen koski. Purokäytävällä kasvoi tiheää lehtomaista aluskasvillisuutta. Tasankopolku valittiin näytealueeksi, koska se on kasvistollisesti merkittävä alue Vantaalla ja toisaalta koska lähistön asukkaat ovat useasti valittaneet lentokentältä tulevan glykolin aiheuttamista hajuhaitoista.

### 2.1.7 Ristipuro

Vesinäytteet otettiin Ristipuron tekokosken eteläpuolelta Simonkyläntien ylittävän sillan alapuolelta, pohjaeläimet tekokoskesta (kuva 7). Tiet ja asutus olivat lähellä näytealuetta, mutta tekokoski sijaitsi puistoalueen keskellä. Näytteenottoaika valittiin tutkimukseen siksi, että haluttiin selvittää pohjaeläimistön rakenne eläimistön ja kasviston perusteella arvokkaalla puistoalueella. Puistoalueella puron pohja oli kuitenkin niin pehmeää ja upottavaa, ettei pohjaeläinnäytteenotto potkuhaavilla olisi siitä onnistunut. Siksi pohjaeläinnäytteenotto jouduttiin suorittamaan tekokoskesta, vaikka tiedettiin, ettei siihen ole välttämättä ehtinyt muodostua pysyvää pohjaeläinyhteisöä tuoreen kunnostuksen ja kalatien rakentamisen vuoksi.



Kuva 7. Ristipuron näytteenottoaika.

### 2.1.8 Viertola

Viertolan näytteenottoaika (kuva 8) sijaitsi vain pari sataa metriä pohjoiseen kohdasta, jossa Kylmäoja laskee Keravanjokeen. Näytealue rajoittui itäpuolella pientalotonttien vesirajaan asti ulottuviin puutarhoihin, länsipuolella hiekkaiseen kävelytiehen ja sen viereiseen nurmikkoon. Se sijaitsi vain muutaman kymmenen metrin päässä sillalla kulkevasta Tikkurilantiestä. Odotuksena oli, että lentokentältä tulevat valumavedet ehtisivät laimentua luonnontilaisilta alueilta tulevalla vedellä ennen Viertolaa ja että Viertolan näytteiden poikkeavuutta muista näytteistä selittäisi näytteenottoaikkaa ympäröivä tiivis kaupunkiasutus.

Kuva 8. Viertolan näytteenottoaika.



## 2.2 Valuma-alueen rajaus

Valuma-alueen rajaus tehtiin Vantaan kaupungin kuntatekniikan keskuksessa (Paukku, 2007) ja sen perusteella määritettiin valuma-alueen maankäyttömuodot ja niiden suhteelliset osuudet MapInfo Professional -ohjelman versiolla 8.6 avaamalla päällekkäin kantakartta ja ortoilmakuva sekä siirtämällä valuma-alueen rajat kartta-aineistoon. Maankäyttöluokkina käytettiin metsää (johon kuuluivat puistoalueet ja suot), peltoa, lentokenttää, teollisuutta ja asutusta. Vantaan kaupungin MapInfossa nämä luokat olivat valmiiksi merkittyinä kartta-aineistoon. Myös lentokenttäalueen pinta-ala oli valmiiksi määritetty kuntatekniikan keskuksessa. Koska lentokenttäalueella oli mielestäni suurempi vaikutus Kylmäojan veden laatuun kuin muilla maankäyttömuodoilla, ei sen alueella olevia metsiä otettu huomioon. Valuma-alueen maaperä on pääosin savea, johon on sekoittunut hiekkaa, soraa, moreenia, silttiä ja turvetta (Maaperäkartta, 1981).

## 2.3 Aineiston kerääminen ja tutkimusmenetelmät

### 2.3.1 Pohjaeläimet

Pohjaeläinnäytteet otettiin 9.10.2007 Kylmäojan korvesta, Pelimannintieltä ja Tasankopolulta sekä 10.10.2007 Vesikujalta, Ilolanpuistosta, Ristipuron tekokoskesta ja Viertolasta. Kultakin paikalta otettiin viisi rinnakkaisnäytettä, yksi aina kymmenen metrin välein 50 m mittaiselta tutkimusalueelta. Tutkimusalueiksi valittiin koskijaksot, mikäli se oli mahdollista. Näytepaikkojen määrää rajoittivat puron pieni koko sekä potkuhaaville soveltuvien paikkojen vähyys. Havaintojakson pituus oli ympäristöhallituksen suositusten mukainen (Kantola

ym., 2001), mutta rinnakkaisnäytteiden lukumäärässä poikettiin suosituksista. Ympäristöhallinnon ohjeistus rinnakkaisnäytteiden määräksi 2 habitaattityyppiä kohden ei sovellu Kylmäojalle, sillä näytepaikoilla pohjan laatu ei vaihdellut 50 m:n tutkimusalueella juuri ollenkaan.

Näytteenottovälineenä käytettiin ympäristöhallinnon tuoreimman ohjeistuksen mukaan käsi- eli potkuhaavia (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus, 2008). Näytteenotto suoritettiin standardin SFS 5077 (Suomen standardoimisliitto, 1989) mukaan pitämällä haavia vastavirtaan parisenttimetriä pohjan yläpuolella, potkimalla pohjaa 30 s ajan siirtyen samalla metrin matkan taaksepäin ja heilutellen haavia edestakaisin vasemmalta oikealle. Haavin sisältö kaadettiin 0,5 mm seulaan, jota huuhdeltiin vedellä niin kauan, kunnes seuloksen määrä ei enää vähentynyt. Tähän meni ajallisesti yhdestä viiteentoista minuuttia. Seulokset siirrettiin lusikan ja pinsettien avulla 5 dl vetoisiin, tiiviskantisiin muovipurkkeihin, joihin lisättiin myös denaturoitua etanolia (94 %) 0,1 - 1 dl seuloksen laadusta ja tilavuudesta riippuen. Näytteitä säilytettiin poimintaan asti jääkaapissa (+ 4 °C).

Tunnistus tehtiin preparointimikroskoopin (Olympus) suurennosta 10x - 60x käyttäen suku- tai lajitasolle. Surviaissäskien toukat jaoteltiin ensiksi habitaatin, koon, värin ja ulkonäön perusteella ryhmiä, joista sitten preparoitiin 2 - 3 kpl ryhmää ja paikkaa kohden. Preparaatteja tarkasteltiin mikroskoopilla (Leica) käyttäen eri suurennoksia (20x, 40x ja 100x). Surviaissäskien taksonimäärityksen yhteydessä kiinnitettiin huomiota niiden men- tumissa mahdollisesti ilmeneviin epämuodostumiin, mutta aineiston laajuuden vuoksi epämuodostumia ei käsitelty kvantitatiivisesti. Käytetty määrittäjäkirjallisuus vaihteli luokkien mukaan: hyönteiset (Wesenberg-Lund, 1943; Edigton ja Hildrew, 1995; Wallace, Wallace ja

Philpison, 1990), harvasukasmadot (Brinkhurst, 1971), simpukat ja kotilot (Zhadin, 1952; Macan ja Cooper, 1969), äyriäiset (Gledhill, Sutcliffe ja Williams, 1976) ja surviaissääsket (Wiederholm, 1983; Nilsson, 1996; Vallengren, 1999).

Tuloksista laskettiin kokonaisuus- ja taksonimäärä rinnakkaisnäytettä kohden sekä näistä keskiarvo ja -hajonta. Pohjelaäinluokkien paikkojen mukaista järjestäytymistä tarkasteltiin PC-ORD -ohjelman (versio 4.14) Non-metric Multidimensional Scaling -analyysillä (NMS), joka perustuu paikkojen koordinaatteihin t-ulotteisessa avaruudessa sekä niiden perusteella laskettaviin paikkojen väliin etäisyyksiin (Ranta, Rita ja Kouki, 2005). Etäisyydet ovat sitä suurempia mitä enemmän paikat eroavat toisistaan (Lepš ja Šmilauer, 2003). Koordinaattien estimaattien muuntaminen mahdollisimman hyvin havaittuja koordinaatteja vastaaviksi suoritetaan testisuureen avulla ja etäisyyksien välisiä korrelaatioita joudutaan laskemaan niin kauan, kunnes testisuureen arvo ei enää pienene (Ranta, Rita ja Kouki, 2005). Iteratiivisen prosessin vuoksi menetelmä soveltuu hyvin pienille aineistoille (Ramette, 2007). Analyysissä paikkojen välisen etäisyyden mittauksessa käytettiin Sörensenin etäisyyttä ja ryhmittelyn kannalta merkittävimpien akselien parametrien etsintä suoritettiin Monte Carlo -permutaatiotestillä.

Nollahypoteesia A testattiin niin ikään PC-ORD -ohjelmalla käyttäen Multi-response Permutation Procedure -analyysiä (MRPP), joka vertasi näytteiden yksilö- ja taksonimääriä toisiinsa alueellisen erilaisuuden mittaamiseksi. MRPP -analyysissä paikkojen välisiä välimatkoja mitattiin Sörensenin etäisyyksillä. Koska vähäisten havaintojen pohjalta ajetussa monimuuttuja-analyysissä tärkeimpien selittävien tekijöiden merkitys ylikorostuu (Økland ja Eilertsen, 1994) ja näytepaikkoja oli vain seitsemän, ei monimuuttuja-analyysin katsottu soveltuvan analyysituloksiin.

Lisäksi aineistosta laskettiin ympäristöhallinnon vesistöjen ekologisessa luokittelussa käyttämien kolmen pohjelaäinindeksin arvot. Tyypille ominaisten taksonien määrä -indeksin (1) (Hämäläinen ym., 2002) arvo ilmoittaa tutkittavan vesimuodostuman tyypille ominaisten pohjelaäintaksonien lukumäärän tutkittavassa vesimuodostumassa. EPT-indeksi (2) (Lenat, 1988; Eaton ja Lenat, 1991) perustuu tutkittavassa pohjelaäinyhteisössä olevien saastumiselle herkkien päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) eli EPT-taksonien määrään – indeksi saa sitä suurempia arvoja, mitä useampia EPT-lajeja näytteessä on. Suhteellisessa mallinkaltaisuusindeksissä (3) (Percent Model Affinity, PMA) (Novak ja Bode, 1992) tutkittavan vesimuodostuman pohjelaäinyhteisön taksonien ja niiden runsaussuhteita verrataan samantyyppisen, luonnontilaisen vertailuyhteisön vastaaviin eli indeksi kuvaa sitä, kuinka paljon tutkittavalla paikalla on sellaisia pohjelaäintaksonia, jotka sinne kuuluisivat luontaisesti.

### 2.3.2 Veden laatu

Veden laatua arvioitiin fysikaalis-kemiallisten parametrien perusteella. Kustannussyistä rinnakkaisnäytteitä ei otettu kolmea vaan kaksi kultakin alueelta 24.5, 2.7, 24.7, 4.9 ja 9.-10.10.2007. Näytteenottovaikeuksien vuoksi Simosenttieltä ei saatu näytettä syyskuussa ja kustannussyistä johtuen Ilolanpuistosta sekä Vesikujalta näytteet otettiin vain lokakuussa. Näytteenotto suoritettiin käsin upottamalla näytepullo rannalta veteen n. 5 cm:n syvyyteen tai käyttämällä näytteenottokeppiä apuna. Ensimmäisen ja viimeisen vesinäytteen otti kirjoittaja, muut Vantaan elintarvike- ja ympäristölaboratorion näytteenottaja. Näytteistä määritettiin Vantaan ympäristölaboratoriossa sameus, kiintoaineen määrä, rauta-, kloridi- ja sulfaattipitoisuudet, pH, happipitoisuus, säh-

könjohtavuus, väriluku, kemiallinen hapenku-  
lutus, kokonaisfosforipitoisuus ja lämpökes-  
toisten koliformisten bakteerien pitoisuus sekä  
Helsingin kaupungin ympäristölaboratoriossa  
kokonaistyyppipitoisuus. Näistä tarkemmin tar-  
kasteltiin kahdeksaa jälkimmäistä parametria.

Parametrien kuukausittaisten arvojen pe-  
rusteella näytteenottoaikat ajettiin PC-ORD  
-ohjelman (versio 4.14) Non-metric Multidi-  
mensional Scaling -analyysillä (NMS), jossa  
paikkojen välisen etäisyyden mittauksessa käy-  
tettiin Sörensenin etäisyyttä ja ryhmittelyn  
kannalta merkittävimpien akselien parametri-  
en etsintä suoritettiin Monte Carlo -permutaa-  
tiotestillä. Nollahypoteesia B testattiin SAS  
-ohjelman (versio 9.1) Generalized Linear Mo-  
del -analyysivalikoiman toistettujen mittaus-  
ten varianssilla, joka vertasi parametrien sekä  
ajallista että paikallista vaihtelua. Ennen vari-  
anssianalyysiä parametrien arvot muunnettiin  
yhtälöllä  $\log(x+1)$  ja aineiston normaalisuutta  
testattiin Shapiro-Wilk -testillä. Monimuuttu-  
ja-analyysiä ei sovellettu aineistoon, sillä vä-  
häisten havaintojen pohjalta ajatussa  
monimuuttuja-analyysissä tärkeimpien selittä-  
vien tekijöiden merkitys ylikorostuu (Økland  
ja Eilertsen, 1994). Veden fysikaalis-kemialli-  
sen laadun selvittämistä varten on kirjallisuus-  
dessa useita raja-arvoja ja ohjepitoisuuksia,  
mutta tässä työssä käytettiin ympäristöhallin-  
non veden laatuokituksen (Suomen ympäris-  
tökeskus, 2006) arvoja, sillä suomalaisten  
raja-arvojen katsottiin soveltuvan parhaiten  
pienelle savimaan valuma-alueelle.

### 2.3.3 Fysikaaliset ympäristötekijät

Virtaama mitattiin siivikkomittarilla (Seba  
Hydrometrik) pohjaeläinnäytteenoton yhtey-  
dessä 9.-10.10.2007. Mittaus suoritettiin laske-  
malla siivikon pyörimismäärän kolmenkym-  
menen sekunnin aikajaksolla kahdesta kohtaa  
uoman poikkileikkausta kahdelta syvyydeltä: 5  
cm pinnan alapuolelta sekä 15 cm pinnan ala-  
puolelta. Puron syvyysprofiili määritettiin mit-  
taamalla syvyys rantatörmästä rantatörmään.  
Virtaaman määrittämistä varten laskettiin en-  
siksi uoman poikkipinta-ala pohjan muodon  
perusteella pelkän suorakulmion tai suorakul-  
mion ja kolmion avulla. Saatu poikkipinta-ala  
kerrottiin siivikon pyörähdyslukujen keskiar-  
von sekä siivikon piirin tulolla. Muita tarkkail-  
tuja ympäristötekijöitä olivat uoman leveys ja  
syvyys, roskat, laskuojien määrä ja glykolin  
haju näytteenottoalueilla, pohjan laatu sekä  
detrituksen määrä ja laatu pohjaeläinnäytteis-  
sä. Mainittuja tekijöitä arvioitiin aistinvaraises-  
ti kesän ja syksyn 2007 aikana.



# 3 Tulokset

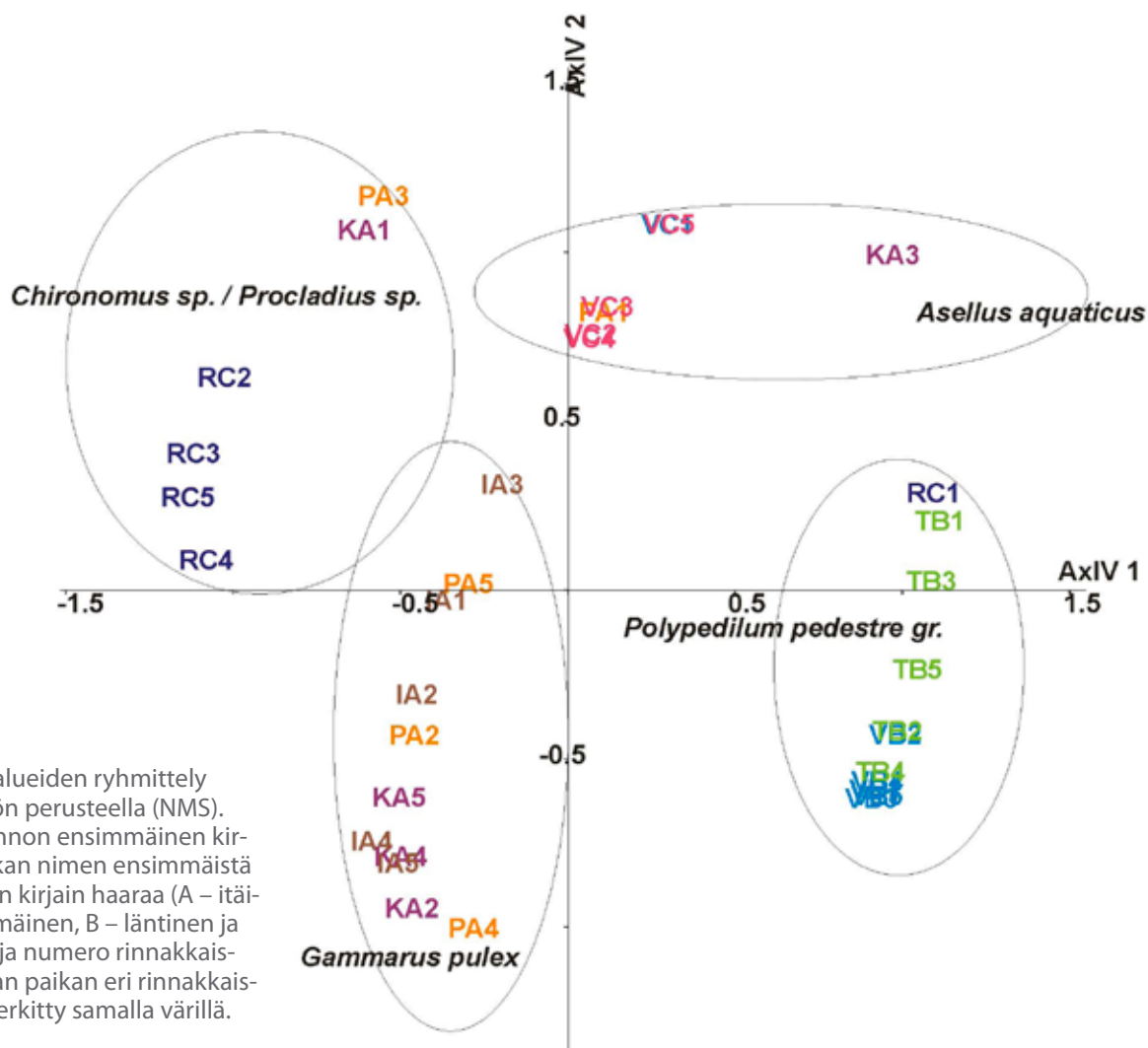
## 3.1 Pohjaeläimet

### 3.1.1 Pohjaeläinyhteisöjen samankaltaisuus puron eri osissa

Kaikilla näytteenottoaikoilla oli yksi dominoiva laji, jonka yksilömäärä oli moninkertainen muihin saman paikan lajeihin verrattuna. NMS -ryhmittelyanalyysissä näytteenotopaikat ryhmittyivät dominoivien lajien mukaan. Valtalaji Kylmäojan korvessa, Pelimannintiellä ja Ilolanpuistossa oli purokatka (*Gammarus pulex*) sekä Vesikujalla ja Tasankopolulla surviaissääskiin kuuluva *Polypedilum pedestre-*

tyypin laji (kuva 9). Ristipurossa suurin yksilömäärä oli niin ikään surviaissääskiin kuuluvalla lajilla (*Chironomus* sp.), kun taas Viertolassa vesisiira (*Asellus aquaticus*) dominoi lajistoa. Kaikkien paikkojen tarkat yksilömäärät ovat liitteenä (liite 2).

Pohjaeläimistö puron eri osissa oli erilaista ja tutkimuspaikkojen väliset erot olivat tilastollisesti merkitseviä ( $p < 0,05$ ) pohjaeläimistön perusteella. Näin ollen nollahypoteesi A ”Kylmäojan eri alueet (näytteenotopaikat) eivät eroa toisistaan pohjaeläimistön perusteella” voidaan hylätä ja hyväksyä vaihtoehtohypoteesi, jonka mukaan puron pohjaeläinyhteisöissä on alueellisia eroja.

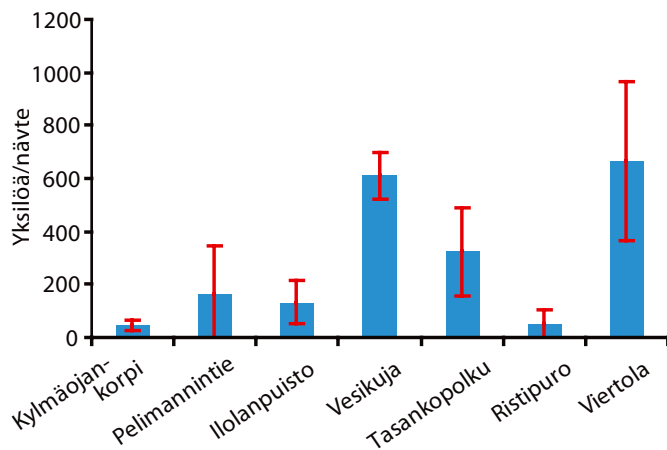


Kuva 9. Näytealueiden ryhmittely pohjaeläimistön perusteella (NMS). Kuvassa havainnon ensimmäinen kirjain kuvaa paikan nimen ensimmäistä kirjainta, toinen kirjain haaraa (A – itäinen ja keskimäinen, B – läntinen ja C – alajuoksu) ja numero rinnakkaisnäytettä. Saman paikan eri rinnakkaisnäytteet on merkitty samalla värillä.

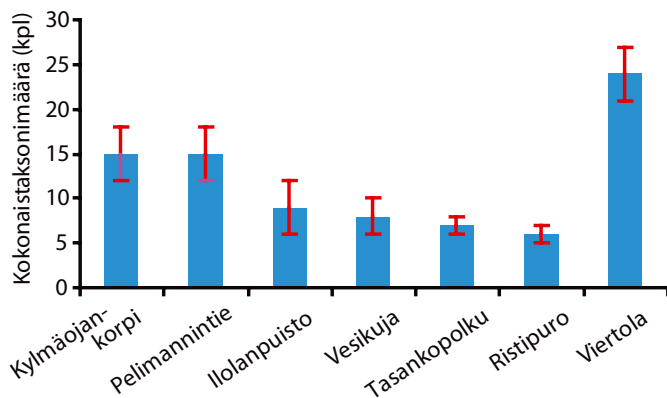
### 3.1.2 Pohjaeläinyhteisöjen rakenne näytealueilla

Aritmeettisellä keskiarvolla laskettuna suurimmat näytekohtaiset pohjaeläintiheydet olivat Viertolassa (kuva 10). Vesikuja oli ainoa paikka, jossa yksilömäärien keskihajonta oli selvästi pienempää kuin keskiarvo.

Viertolassa oli myös monimuotoisin lajisto (kuva 11). Taksonimäärien perusteella näytepaikat jakautuivat kolmeen ryhmään: Kylmäojan korpi ja Pelimannintie; Ilolanpuisto, Vesikuja, Tasankopolku ja Ristipuro; Viertola. Keskimmaisessä ryhmässä lajiston monimuotoisuus oli pienintä.



Kuva 10. Keskimääräiset näytekohtaiset pohjaeläintiheydet ja niiden keskihajonnat näytteenottopaikoilla.



Kuva 11. Keskimääräiset taksonien lukumäärät ja niiden keskihajonnat näytteenottopaikoilla.

### 3.1.3 Puron ekologinen tila on huono

Ympäristöhallinnon virtavesien ekologiseen luokitukseen käyttämien kolmen pohjaeläinindeksin perusteella Kylmäojan ekologinen tila on huono kaikilla näytepaikoilla (taulukko 1). Kaksisiipisten lahkoon kuuluvia surviaissääskien toukkia havaittiin kaikilta näytteenotto- paikoilta, mutta vain osassa Vesikujan, Tasan-

kopolun ja Ristipuron näytteistä havaittiin surviaissääskien toukkien mentumeiden epämuodostumia. Läntisen haaran ja Ristipuron surviaissääskitaksonit olivat saastumista sietäviä, kun taas itäiseltä haaralta havaitut surviaissääskitaksonit olivat saastumista sietämättömiä.



**Taulukko 1.** Virtavesien ekologiseen luokitteluun ympäristöhallinnossa käytettävien pohjaeläinindeksien arvot. Luokka-asteikko on erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä ja huono.

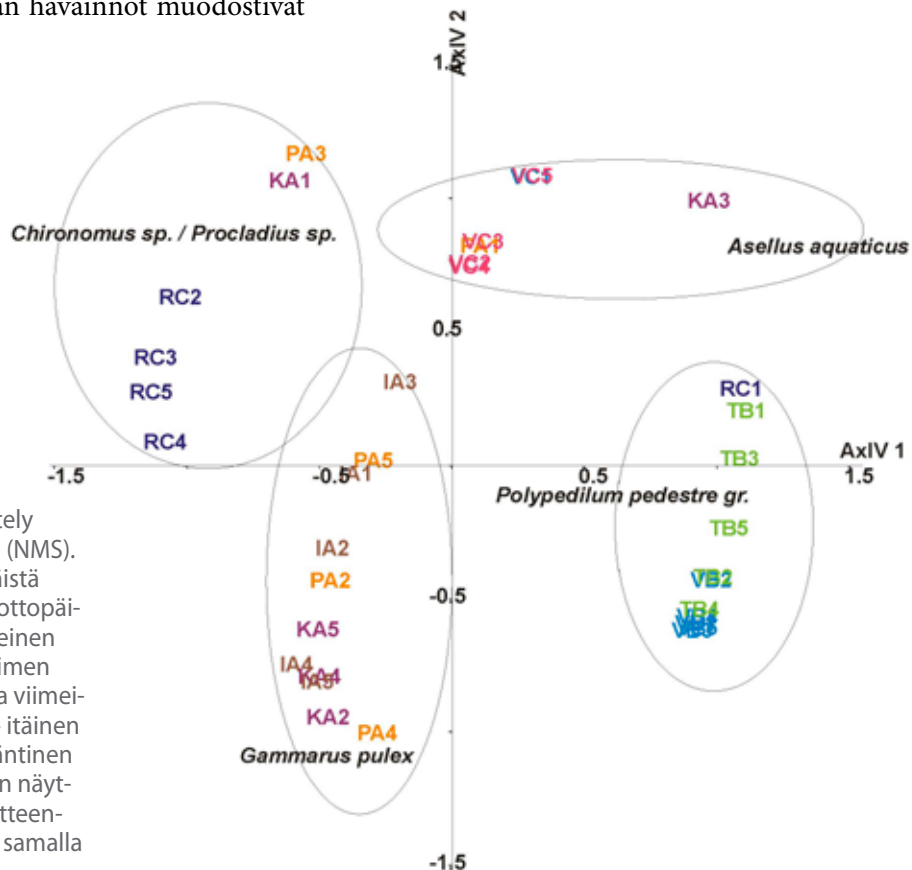
	Tyyp.om.taks.	EPT	PMA	Luokka
Kylmäo. k.	4	2	0,023	Huono
Pelimannin.	4	1	0,007	Huono
Ilolanpuisto	2	0	0,009	Huono
Vesikuja	1	0	0,098	Huono
Tasankop.	1	0	0,013	Huono
Ristipuro	0	0	0,003	Huono
Viertola	5	5	0,033	Huono

## 3.2 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu

### 3.2.1 Puron eri osien samankaltaisuus veden laadun perusteella

Veden laatuparametrien perusteella näytteenottoaikat eri näytteenottoaikoiheen sijoittivat NMS -analyysissä kolmeen eri ryhmään (kuva 12). Kylmäojan korven heinäkuun alun ja syyskuun näytteenotokerrat muistuttivat paljon toisiaan ja poikkesivat selvästi kaikista muista havaintopaikoista ja näytteenotokeroista. Simosentien ja Tasankopolun muodostamat läntisen haaran havainnot muodostivat

oman ryhmän, vaikka pari havaintoa päätyikin kolmanteen ryhmään. Kolmas ryhmä koostui itäisen haaran ja alajuoksun havainnoista, lukuun ottamatta toukokuun Ristipuron havaintoa, joka sijoittui läntisen haaran ryhmään. Ajallisesti eniten toisiensa kaltaisia keskenään olivat lokakuun näytteenotokerrat. Kaikkien parametrien tarkat arvot ovat liitteenä (liite 1).

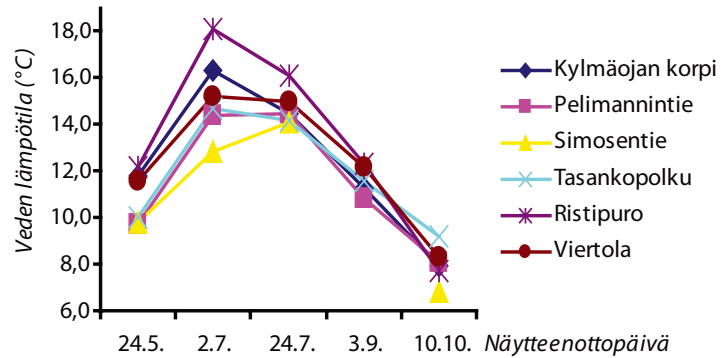


Kuva 12. Näytealueiden ryhmittely vesikemian perusteella (NMS). Kuvassa neljä ensimmäistä merkkiä ovat näytteenottopäivämääriä, toiseksi viimeinen merkki kuvaa paikan nimen ensimmäistä kirjainta ja viimeinen merkki haaraa (A – itäinen ja C – alajuoksu). Saman näytteenottoaikat eri näytteenottopäivät on merkitty samalla värillä.

### 3.2.2 Lämpötila

Lämpötilat vaihtelivat sekä näytteenotokertojen että -paikkojen mukaan (kuva 13). Alhaisimmat lämpötilat tosin olivat koko tutkimusjakson ajan Simosentiellä.

**Kuva 13.** Kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvona lasketun lämpötilan vaihtelu tutkimuspaikoilla.

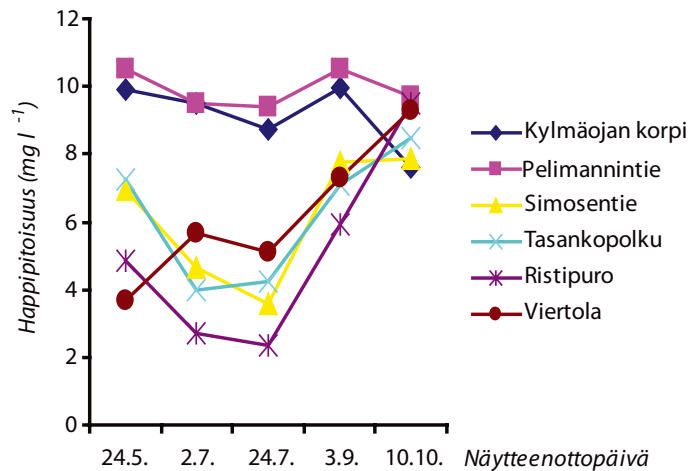


### 3.2.3 Happipitoisuus

Happipitoisuuksissa näytteenottoaikat jaotettiin kahteen ryhmään: Pelimannintiellä ja Kylmäojan korvessa happipitoisuus oli erinomaista ympäristöhallinnon veden laatuluokituksen (Suomen ympäristökeskus, 2006) mukaan, mutta poikkeavana havaintona oli Kylmäojan korven välttävä happipitoisuus lo-

kakuussa (kuva 14). Muilla näytepaikoilla veden laatu oli happipitoisuuksien mukaan huonompaa, kaikkein huonointa Ristipurossa (taulukko 2). Näytepaikat erosivat toisistaan happipitoisuuksien perusteella tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ).

**Kuva 14.** Happipitoisuuksien vaihtelu näytepisteillä. Pitoisuudet ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvona.



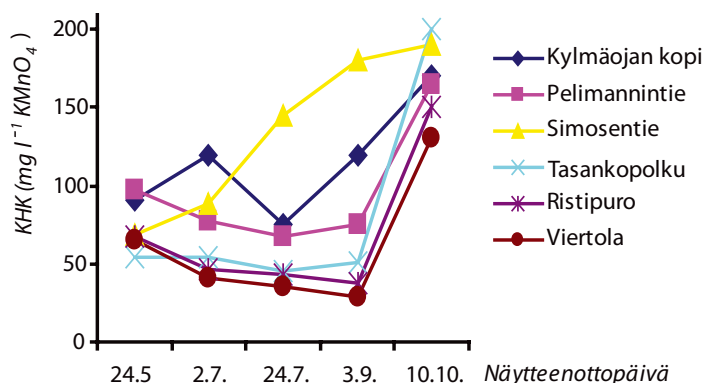
**Taulukko 2.** Happipitoisuuksien mukaiset veden laatuluokat (Suomen ympäristökeskus, 2006). Taulukossa E ilmentää erinomaista (80-110 %), H hyvää (80-110 %), T tyydyttävää (70-120 %), V välttävää (40-150 %) ja Hu huonoa (vakavia happiongelmia) veden laatuluokkaa ja x kuvaa puuttuvaa havaintoa.

	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.	Keskiarvo
Kylmäo. k.	E	E	E	E	H	E
Pelimannin.	E	E	E	E	E	E
Ilolanpuisto	x	x	x	x	E	x
Vesikuja	x	x	x	x	V	x
Simosentie	V	V	V	x	V	V
Tasankop.	V	V	V	V	T	V
Ristipuro	Hu	Hu	Hu	Hu	V	Hu
Viertola	V	V	V	V	E	V

### 3.2.4 Kemiallinen hapenkulutus

Kemiallinen hapenkulutus oli korkea varsinkin Simosentiellä ja Tasankopolulla (kuva 15 ja taulukko 3). Kemiallisen hapenkulutuksen arvoihin korrottavasti vaikuttavan glykolin hajua havaittiin Vesikujalla kesäkuun alussa ja loka-

kuussa, Tasankopolulla touko-, kesä- ja lokakuussa sekä Ristipurossa touko- ja lokakuussa. Näytepaikat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ) kemiallisen hapenkulutuksen perusteella.



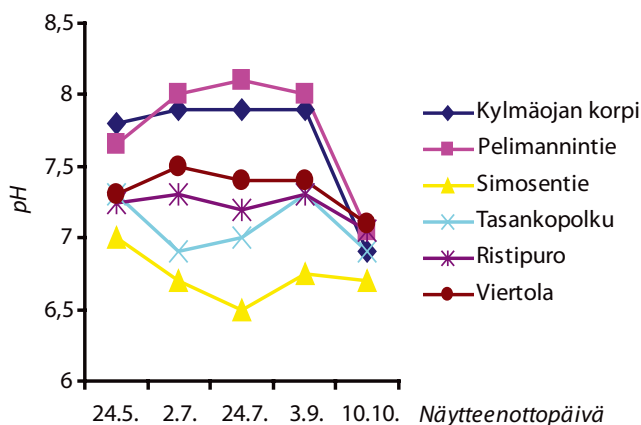
Kuva 15. Kemiallisen hapenkulutuksen arvot näytteenottojaksolla. Arvot ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja.

**Taulukko 3.** Kemiallisten hapenkulutuksien arvot suhteessa Suomen sisävesien keskimääräiseen arvoon (10-20 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> ≈ 40-79 mg l<sup>-1</sup> KmnO<sub>4</sub>) (Suomen ympäristökeskus, 2004). Taulukossa = keskimääräisen arvon mukainen, + korkeampi kuin keskimääräinen arvo, x tulos puuttuu.

	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.
Kylmäo. k.	+	+	=	+	+
Pelimannin.	+	=	=	=	+
Ilolanpuisto	x	x	x	x	=
Vesikuja	x	x	x	x	+
Simosentie	=	+	+	x	+
Tasankop.	=	=	=	=	+
Ristipuro	=	=	=	=	+
Viertola	=	=	=	=	+

### 3.2.5 Happamuus

Veden pH oli korkeinta itäisellä haaralla ja alhaisinta läntisellä haaralla (kuva 16). Heinä-syyskuussa pH oli itäisellä haaralla jopa emäksistä (taulukko 4). Kaikki näytepaikat erosivat toisistaan pH:n perusteella tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ).



Kuva 16. pH:n vaihtelu näytealueittain. Arvot ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja.

**Taulukko 4.** pH:n arvot asteikolla, jossa pH 6,5 - 7,5 luokitellaan neutraaliksi. Taulukossa e kuvaa emäksistä, n neutraalia ja x puuttuvaa tulosta.

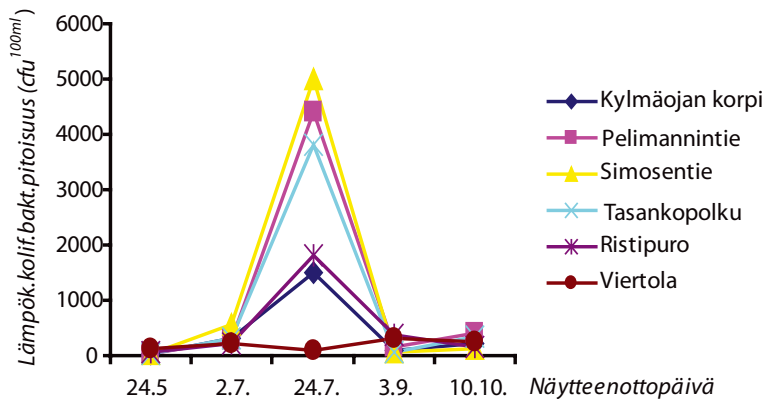
	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.
Kylmäo. k.	e	e	e	e	n
Pelimannin.	e	e	e	e	n
Ilolanpuisto	x	x	x	x	n
Vesikuja	x	x	x	x	n
Simosentie	n	n	n	x	n
Tasankop.	n	n	n	n	n
Ristipuro	n	n	n	n	n
Viertola	n	n	n	n	n

### 3.2.6 Lämpökestoiset koliformiset bakteerit

Lämpökestoisten koliformisten bakteerien pitoisuuksissa ei ollut suuria eroja näytteenotto-paikkojen välillä lukuun ottamatta Kylmäoajan korven heinäkuun lopun arvoa sekä Simosentien touko-heinäkuun arvoja (kuva 17). Siitä huolimatta paikat erosivat toisistaan tilastolli-

sesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ).

Veden laatuluokituksessa lämpökestoisten koliformisten bakteerien perusteella sijoittuvat kaikki näytepisteet korkeintaan tyydyttävään luokkaan toukokuun tuloksia lukuun ottamatta (taulukko 5).



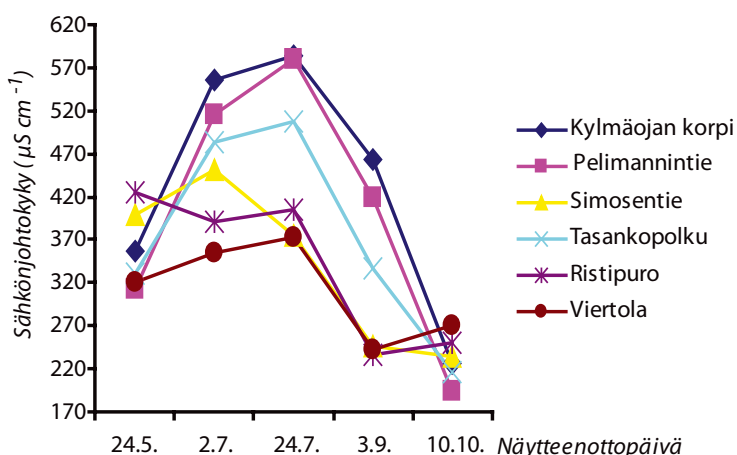
**Kuva 17.** Lämpökestoisten koliformisten bakteerien pitoisuuden vaihtelu näytepisteillä. Pitoisuudet ovat keskiarvoja kahdesta rinnakkaisnäytteestä.

**Taulukko 5.** Bakteeripitoisuuksien mukaiset veden laatuluokat (Suomen ympäristökeskus, 2006). Taulukossa E ilmentää erinomaista (<10 kpl/100 ml), H hyvää (<50 kpl/100 ml), T tyydyttävää (<100 kpl/100 ml), V välttävää (<1000 kpl/100 ml) ja Hu huonoa (>1000 kpl/100 ml) veden laatuluokkaa ja x kuvaa puuttuvaa havaintoa.

	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.	Keskiarvo
Kylmäo. k.	T	V	Hu	T	V	V
Pelimannin.	H	V	V	V	V	V
Ilolanpuisto	x	x	x	x	T	x
Vesikuja	x	x	x	x	V	x
Simosentie	H	V	V	x	T	T
Tasankop.	H	V	V	T	V	V
Ristipuro	T	V	V	V	V	V
Viertola	V	V	V	V	V	V

### 3.2.7 Sähkönjohtavuus

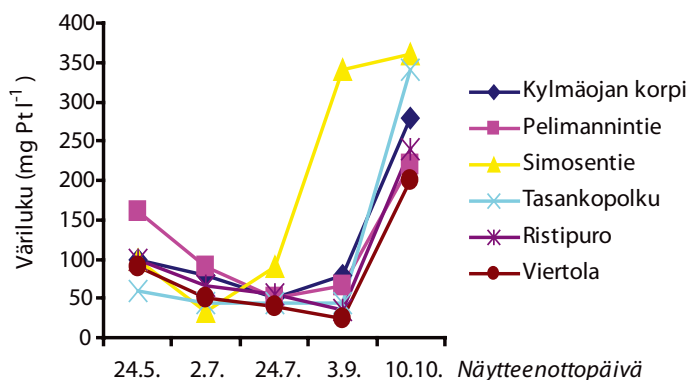
Sähkönjohtavuudessa Simosentien, Ristipuron ja Viertolan tulokset erosivat muiden paikkojen tuloksista alhaisimmilla arvoillaan (kuva 18). Lokakuuksi Ristipuron ja Viertolan sähkönjohtavuuksien arvot nousivat, mutta kaikilla muilla paikoilla sähkönjohtavuuksien arvot tuolloin laskevat. Tilastollisesti paikkojen väliset erot sähkönjohtavuudessa olivat merkitseviä ( $p < 0,05$ ).



Kuva 18. Sähkönjohtavuuden vaihtelu, arvot ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja

### 3.2.8 Väri

Näytteenottoaikat erosivat toisistaan myös värilukujen perusteella tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ). Vaikka veden väriluvut olivat suurimpia läntisellä haaralla (kuva 19), heinä-syyskuun erinomaiset väriarvot nostivat Simosentien, Tasankopolun ja Ristipuron hyvään luokkaan (taulukko 6). Itäisellä haaralla värilukuun perustuva veden laatuluokka oli keskimäärin vain tyydyttävää, vaikkei vesi siellä ollutkaan tummaa kuten läntisellä haaralla, ja Viertolassa välttävää.



Kuva 19. Värilukujen arvot näytteenottojaksolla. Arvot ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja.

**Taulukko 6.** Värilukujen mukaiset veden laatuluokat (Suomen ympäristökeskus, 2006). Taulukossa E ilmentää erinomaista (<50 mg Pt/l), H hyvää (50-100 mg Pt/l), T tyydyttävää (<150 mg Pt/l), V välttävää (>150 mg Pt/l) ja Hu huonoa (ei määritelty) veden laatuluokkaa ja x kuvaa puuttuvaa havaintoa.

	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.	Keskiarvo
Kylmäo. k.	H	H	H	H	V	T
Pelimannin.	V	H	H	H	V	T
Ilolanpuisto	x	x	x	x	H	x
Vesikuja	x	x	x	x	V	x
Simosentie	H	E	H	x	V	H
Tasankop.	H	E	E	E	V	H
Ristipuro	H	H	H	E	V	H
Viertola	T	T	T	V	V	V

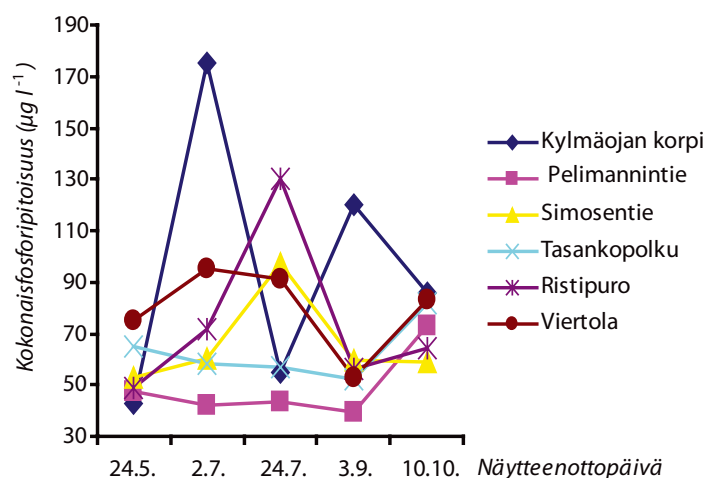
### 3.2.9 Ravinteet

Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu oli Kylmäojan korvessa suurinta, kun taas tasaisinta se oli Simosentiellä (kuva 20). Lokakuussa Kylmäojan korven, Pelimannintien, Tasankopolun ja Viertolan arvot olivat hieman korkeampia kuin Ilolanpuiston, Vesikujan ja Ristipuron. Veden laatuluokituksen mukaan (Suomen ympäristökeskus, 2006) näytteenottoaikkojen kemiallinen tila oli kokonaisfosforipitoisuuden mukaan välttävä Pelimannintietä ja Ilolanpuistoa lukuun ottamatta (taulukko 7).

Kokonaistyyppipitoisuuden arvot vaihtelivat runsaasti Kylmäojan korvessa, selvästi myös Pelimannintiellä (kuva 21). Simosentien kokonaistyyppipitoisuus nousi jokseenkin tasaisesti koko näytteenottojakson ajan, Tasankopolun arvot nousivat selvästi vasta syyskuulta lokakuulle ja Ristipuron arvot nou-

sivat ensin heinäkuussa ja pienen laskun jälkeen uudelleen lokakuuhun mennessä. Viertolan arvot laskivat heinäkuusta syyskuuhun ja nousivat runsaasti syyskuusta lokakuuhun aivan kuten Ristipuronkin arvot. Lokakuussa Ilolanpuiston, Vesikujan, Tasankopolun, Simosentien ja Viertolan arvot olivat korkeampia kuin Pelimannintien ja Kylmäojan korven.

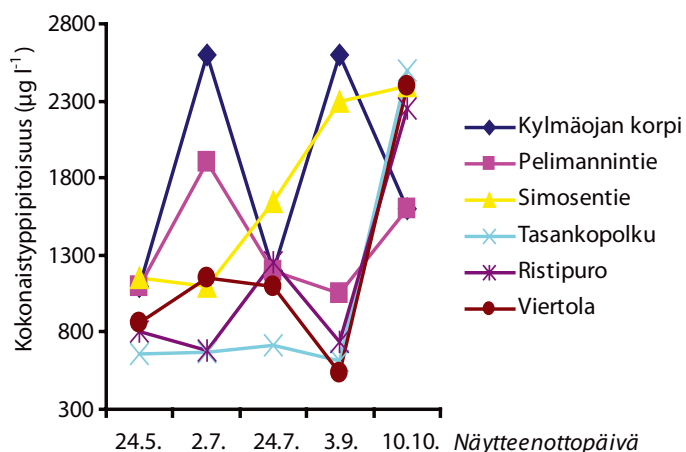
Koska paikkojen väliset erot myös kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksissa olivat tilastollisesti merkitseviä ( $p < 0,05$ ), voidaan nollahypoteesi B ”Kylmäojan eri alueet (näytteenottoaikat) eivät eroa toisistaan vesikemian perusteella” hylätä ja hyväksyä vaihtoehdotyhypoteesi, jonka mukaan puron eri alueet eroavat toisistaan veden fysikaalis-kemiallisen laadun perusteella.



Kuva 20. Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu, pitoisuudet ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja.

Taulukko 7. Kokonaisfosforipitoisuuksien mukaiset veden laatuluokat (Suomen ympäristökeskus, 2006). Taulukossa E ilmentää erinomaista (<12 µg/l), H hyvää (<30 µg/l), T tyydyttävää (<50 µg/l), V välttävää (50-100 µg/l) ja Hu huonoa (>100 µg/l) veden laatuluokkaa ja x kuvaa puuttuvaa havaintoa.

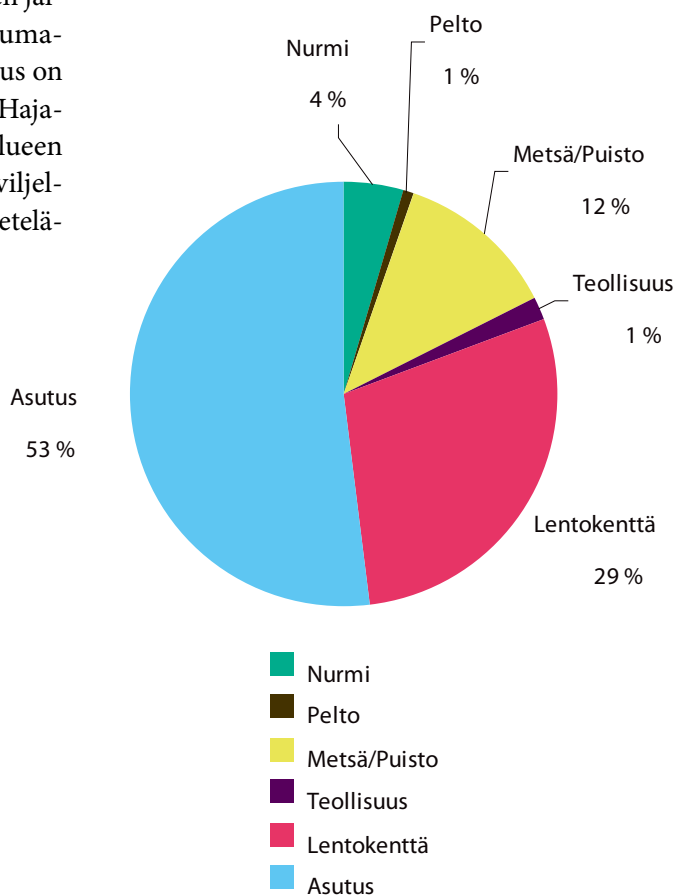
	24.5.	2.7.	24.7.	3.9.	10.10.	Keskiarvo
Kylmäo. k.	T	Hu	V	Hu	V	V
Pelimannin.	T	T	T	T	V	T
Ilolanpuisto	x	x	x	x	T	x
Vesikuja	x	x	x	x	V	x
Simosentie	V	V	V	x	V	V
Tasankop.	V	V	V	V	V	V
Ristipuro	T	V	V	V	V	V
Viertola	V	V	V	V	V	V



Kuva 21. Kokonaistyyppiipitoisuuden vaihtelu, pitoisuudet ovat kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvoja.

### 3.3 Valuma-alueen maankäyttömuodot

Kylmäojan valuma-alueella Helsinki-Vantaan lentokentän osuus on 29 % (kuva 22). Päällystettyä maa-alaa on lentokentän alueen lisäksi runsaasti keskimmäisen haaran ja itäisen haaran eteläosassa sekä haarojen yhdistymisen jälkeisellä osuudella. Asutuksen osuus valuma-alueesta on yli puolet, puronvarressa asutus on suurimmaksi osaksi pientalomuotoista. Haja-asutusta on hieman varsinkin valuma-alueen länsi- ja koillisosissa, mutta palstapeltoviljelmää on vain yksi Ristipuron tekkosken eteläpuolella.



Kuva 22. Maankäyttömuotojen suhteelliset osuudet Kylmäojan valuma-alueella.

### 3.4 Puron morfologian luonnehdinta

Puron leveys näytealueilla vaihteli runsaan puolen metrin ja kahden metrin välillä. Kokonais-syvyydet olivat 5 - 30 cm kaikilla näytealueilla. Pohjan laatu oli samantyyppistä Pelimannin-tiellä ja Viertolassa, Kylmäojan korvessa ja Ilolanpuistossa sekä Vesikujalla, Tasankopolulla ja Ristipurossa (taulukko 8). Karkeaa detritusta oli runsaiten itäisellä haaralla, kun taas hienoa detritusta oli paljon läntisellä haaralla.

Läntisellä haaralla sedimentti oli paikoin täysin mustaa sulfidiliejua ja sedimentin pinnalla oli paikoin valkeita, limaisia, kotilon-

muotoisia bakteerikasvustoja (taulukko 9). Vesisammalta ei läntisellä haaralla kasvanut ollenkaan ja Viertola oli näytteenottopaikoista ainoa, jossa esiintyi varsinaisia vesimakrofyyttejä (*Potamogeton alpinus*). Roskia esiintyi koko puron alueella, mutta varjoisuus oli alajuoksulla vähäisempää kuin yläjuoksulla. Näytealueella puroon laskevia ojia oli vain Kylmäojan korvessa.

Virtaama oli Tasankopolulla, Ristipurossa ja Viertolassa selvästi suurempaa kuin muilla näytepaikoilla. Suurin virtaama oli Viertolassa (kuva 23).

**Taulukko 8.** Näytepaikkojen sedimentin laatua kuvaavia parametrejä arvoineen.

Taulukossa detrituksen määrää arvioitu asteikolla 0 ei juuri ollenkaan, 1 vähän, 2 aika paljon, 3 runsaasti.

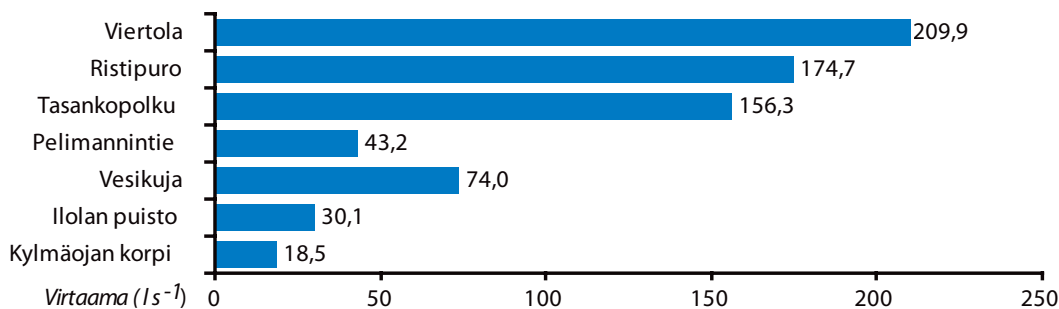
PAIKKA	SEDIMENTIN LAATU	SEDIMENTIN VÄRI	KARKEAA DETTRITUSTA	HIENOA DETTRITUSTA
Kylmäojan k.	SAVI+HIEKKA	RUSKEA	2	0
Pelimannintie	ISOT KIVET+SORA	RUSKEA	3	1
Ilolanpuisto	SAVI+HIEKKA	RUSKEA	2	0
Vesikuja	MUTA+SAVI	MUSTA	1	3
Tasankopolku	MUTA+SAVI	MUSTA	3	2
Ristipuro	ISOT KIVET+SORA	MUSTA	1	1
Viertola	ISOT KIVET+SORA	RUSKEA	2	1

**Taulukko 9.** Pohjan laatua kuvaavia tekijöitä näytealueilla.

Taulukossa tekijöitä arvioitu asteikolla 0 ei juuri ollenkaan, 1 vähän, 2 aika paljon, 3 runsaasti.

PAIKKA	BAKTEERI-/ SIENIKASVUSTOJA	VESI- SAMMALTA	VESI- KASVEJA	ROSKIA	LASKUOJIA	VARJOISUUS
Kylmäojan k.	0	1	0	0	2	3
Pelimannintie	0	2	0	1	0	2
Ilolanpuisto	0	0	0	1	0	2
Vesikuja	2	0	0	0	0	3
Tasankopolku	2	0	0	1	0	3
Ristipuro	3	0	0	2	0	1
Viertola	0	3	1	1	0	1

**Kuva 23.** Virtaamat näytealueittain.







## 4. Tulosten tarkastelu

### 4.1 Pohjaeläimet

#### 4.1.1 Ravinnonkäytön merkitys Kylmäojan pohjaeläinyhteisöissä on suuri

Ravinnon hankinnassa pohjaeläimet voidaan jaotella erilaisiin funktionaalisiin ryhmiin, jotka poikkeavat toisistaan pääasiallisen ravintonsa partikkelikoon sekä proteiini- ja klorofyllipitoi-suuksien perusteella (Cummins ja Klug, 1979). Ryhmiin kuuluvat suodattajat, pilkkojat, raastajat, keräilijät ja pedot (Kalff, 2003). Pilkkojat käyttävät ravinnokseen karkeaa detritusta (CPOM), suodattajat/keräilijät hienoa detritusta (FPOM) ja raastajat pääasias- sa pinnoilla kasvavia leviä (Vannote ym., 1980).

Purokatkojen, surviaissääskien toukkien, vesisiirujen ja vesiperhosen toukan (*Hydropsyche pellucidula*) suuria määriä puron eri haaroissa selittää niiden ravinnonkäyttö: itäisellä ja keskimmaisella haaralla pudonneita puun lehtiä ja niistä syntynyttä karkeaa detritusta (CPOM) oli purossa runsaasti ja pilkkoihin kuuluvien vesisiiran ja purokatkan ravinto koostuu enimmäkseen karkeasta detrituksesta, kuten vanhenevasta kasvillisuudesta, sekä levistä ja muista selkärangattomista (Moore, 1975). Lehtikarikkeen määrän lisääntymisen on todettu kasvatta-van pilkkojien abundanssia (Andersson ja Danell, 1982; Jonsson, Malmqvist ja Hoffsten, 2001). Läntisellä haaralla ja Ristipurossa hienoa detritusta sekä bakteeri- ja sienikasvustoja oli paljon – keräilijöihin/suodattajiin kuuluvien surviaissääskien toukkien ravinto on enimmäkseen hienoa detritusta sekä siinä olevia mikro-organismeja, lukuun otamatta petoihin kuuluvia Tanypodinae -alaheimon lajeja (Ward ja Williams, 1986). Purokatkan puuttumiseen läntiseltä haaralta vaikutti todennäköisesti myös veden pH – purokatkat esiintyvät runsaana vesissä, joissa kalsiumpitoisuus on vähintään kohtalainen ja pH pysyvästi 5,7 yläpuolella (Allan, 1995).

Vesiperhosista löytyy kaikkia funktionaali- sia ryhmiä (Cummins ja Klug, 1979). Viertolassa suuren yksilömäärän omanneet *Hydropsyche* -suvun vesiperhoslajit käyttävät ravintonaan pieniä hiukkasia (FPOM) ja viihtyvät siksi parhaiten alajuoksulla (Hachmöller, Matthews ja Brakke, 1991). *Hydropsyche pellucidula* -lajin yksilöt käyttävät ravinnokseen myös hajonneiden vesikasvien osia (Malmqvist, Nilsson ja Svensson, 1978) ja Viertola oli ainoa paikka, jossa kasvoi vesimakrofyyttejä. Ravinnonkäytön lisäksi myös fysikaaliset ympäristötekijät vaikuttavat pohjaeläinyhteisön koostumukseen ja esimerkiksi virtaama vaikuttaa pohjaeläinten paikalliseen jakautumiseen samallakin alueella (Wetzel, 2001). Eräiden *Hydropsyche* -suvun lajien on todettu esiintyvän hyvin suurilukuisina vesisammaleis- sissa koskihabitaateissa, joissa veden virtausnopeus on suuri (Edington, 1968). Vesisammaleinen kivipohja ja sopiva virtausnopeus selittivät myös vesisiiran runsaan yksilömäärän Viertolassa (Peeters ym., 2002). Koskikorenon (*Taeniopteryx nebulosa*) sekä päivänkorentoihin kuuluvan isosilmäsuri- vaisen (*Baetis rhodani*) esiintyminen ainoastaan Viertolassa johtuu niin ikään näiden lajien preferenssistä nopeasti virtaavia koskiosuuksia kohtaan (Sandin, 2003).

#### 4.1.2 Rinnakkaisnäytteiden välisiä eroja selittävät tekijät

Ryhmittelyanalyysissä rinnakkaisnäytteiden sijoittuminen eri ryhmiin johtuu useimmiten mikrohabitaattien nopeasta vaihtelusta ja/tai näytteenoton virheestä (Cao, Bark ja Williams, 1997). Pelimannintien kolmas rinnakkaisnäyte erosi muista paikan rinnakkaisnäytteistä, koska se otettiin kosken reunasta pehmeältä pohjalta. Kylmäojan korven kolmas rinnakkaisnäyte puolestaan ryhmittyi Viertolan kanssa, sillä se otettiin ison kiven päältä toisin kuin

muut paikan rinnakkaisnäytteet. Ristipuron ensimmäinen rinnakkaisnäyte otettiin muita paikan rinnakkaisnäytteitä syvemältä. Sedimentin raakoon on todettu olevan merkittävä tekijä pohjaeläinyhteisöjen taksonikoostumuksessa (Lammert ja Allan, 1999). Pohjaeläinten runsaus on yleensä suurinta sedimentin tai alustojen huokoisissa väleissä, missä hienoa orgaanista ainesta on runsaasti ja missä ne ovat suojassa niin veden virtaukselta kuin saalistajiltakin (Wetzel, 2001).

#### 4.1.3 Vertailu aiempiin pohjaeläintutkimusten tuloksiin

Kylmäojan pohjaeläimistöä on seurattu kahden näytteenotto paikan perusteella useiden vuosien ajan osana Vantaanjoen yhteistarkkailua. Pelimannintien näytteenotto paikan läheltä otetuissa potkuhaavinäytteissä on havaittu niukasti lajeja vuosina 2004-2007 ja tällä aikajaksolla suurin osa yksilöistä on ollut purokatkoja (Saura ym., 2005; Haikonen, Paasivirta ja Vatanen, 2007) kuten tässäkin tutkimuksessa. Vuonna 2003 lajeja, varsinkin EPT-lajeja, on ollut enemmän, merkittävää on ollut erityisesti puuainesta syövä (Olsen, Sunesen ja Pedersen, 1999) ja siksi muutetuissa puroissa harvinainen hentosirvikäs (*Lype* sp.). Lajistoa on 2003 dominoinut purokatkan sijaan vesi siira (*Asellus aquaticus*) ja surviaissääskien toukkien sekä harvasukasmatojen yksilötiheydet ovat tuolloin olleet pienempiä (Saura ym., 2005).

Vuonna 2002 Pelimannintien koski on ollut täysin erilainen kuin nyt. Lajistoa ovat dominoineet päivänkorentoihin kuuluvat sukeltajasurviaiset (*Baetis* sp.), lisäksi joukossa on ollut muita päivänkorentoja (*Leptophlebia marginata*, *Centroptilum luteolum*), vesiperhosen toukkia (*Plectrocnemia conspersa*) ja koskikorentoja (*Nemoura* sp.) (Saura ym., 2005). Varsinkin rysäsirvikään (*Plectrocnemia conspersa*) lukumäärä on selvästi pudonnut vuosien 2002-2003 välillä, jonka jälkeen lajia ei enää ole havaittu (Saura ym., 2005). Tämä kertoo kosken laadun muuttumisesta, sillä rysäsirvikäs viihtyy vain puhtaissa virtavesissä (Olsen, Sunesen

ja Pedersen, 1999). Muutoksen pohjaeläinyhteisössä on voinut aiheuttaa asutuksen määrän kasvu puron lähiympäristössä.

Toinen Kylmäojan pohjaeläintarkkailupaikoista on ollut Ristipuron tekokosken eteläpuolinen suvanto, jossa lajisto on ollut todella yksipuolista vuosina 2003-2007 – lähinnä surviaissääskien toukkia (Saura ym., 2005; Haikonen, Paasivirta ja Vatanen, 2007). Vuonna 2002 lajisto on sitä vastoin ollut monimuotoista – vesiperhosen toukat (*Hydropsyche angustipennis*) dominoivat lajistoa surviaissääskien toukkien ollessa vasta toiseksi suurin heimo (Saura ym., 2005). Myös vesisiiraa (*Asellus aquaticus*), hernesimpukoita (*Pisidium* sp.), päivänkorentoja (*Baetis* sp.), purokatkoja sekä juotikkaita on tuolloin havaittu. Ristipuron pohjaeläinyhteisön monimuotoisuuden alenemiseen on voinut vaikuttaa Helsinki-Vantaan lentokentältä tuleva kuormitus, sillä jäänestö ja -poistokemikaalien käyttömäärä on kasvanut 2000-luvun alusta lähtien (Skog, 2008).

#### 4.1.4 Onko Kylmäoja saastunut pohjaeläimistön perusteella?

Maankäytön häiriöt näkyvät pienissä virtavesissä erityisesti koskissa ja pohjaeläimistön rakenteen on osoitettu riippuvan suuresti pohjan laadusta (Hubert, LaVoie IV ja DeBray, 1996). Sedimentin partikkelikoon lisäksi veden syvyys vaikuttaa paljon pohjaeläimistön koostumukseen (Mykrä, Heino ja Muotka, 2007). Myös vesisammalten merkitys pohjaeläimille on suuri, sillä sammalet pidättävät pohjaeläinten ravintonaan käyttämää hienoa detritusta (Cummins ja Klug, 1979). Vesisammalten jäämisen sedimentoituvan aineksen alle on todettu olevan syynä herkkien pohjaeläinlajien katoamiseen virtavesistä (Vuori ja Joensuu, 1996). Hapettomissa ja vähähappisissa sedimenteissä suuri osa alueen pohjaeläimistöä kuolee (Kalff, 2003). Chironominae -alaheimoon kuuluvat surviaissääskien toukat kestävät vähähappisia olosuhteita pidempään kuin useat muut pohjaeläintaksonit, mutta hapettomassa ympäristössä nekin lopulta lopettavat syömisen ja menehtyvät energianpuutteeseen (Nagell ja

Landahl, 1978). Ristipurossa lajistoa dominoineen *Chironomus* -suvun yksilöt esiintyvät usein hyvin runsaina määrinä orgaanista jätettä sisältävissä vesissä (Janssens de Bisthoven ja Gerhardt, 2003) ja laji *Chironomus plumosus* kestää hapettomuutta jopa 205 vuorokautta (LT50) (Nagell ja Landahl, 1978).

Kaupunkialueilla pohjaeläinten taksonijakaumaan vaikuttavat varsinkin hulevedet ja mahdolliset jätevedet, joita ilmentävät usein heimojen Oligochaeta, Chironomidae, Erpobdellidae, Glossiphonidae ja Asellidae domointi (Murphy ja Davy-Bowker, 2005). Kylmäojassa edellä mainitut heimot dominoivat lajistoa läntisellä haaralla ja alajuoksulla. Saastuneista vesistöistä puuttuvat usein lahkot Trichoptera, Odonata, ja Unionidae (Murphy ja Davy-Bowker, 2005). Kylmäojassa näitä heimoja ei havaittu läntiseltä haaralta eikä Ristipurosta. Saastuneella alueella suurin osa kokonaisyksilömäärästä kuuluu harvasukamatoihin (Oligochaeta) ja kaksisiipisiin (Diptera) (Lenat ja Crawford, 1994). Kylmäojalla tämän määritelmän mukaan saastuneita alueita ovat niin ikään Vesikuja, Tasankopolku ja Ristipuro.

Orgaanisilla jätevesillä pilaantuneissa vesissä pohjaeläinyhteisö on usein vähälajinen ja yhteisöä dominoi vain pari lajia (Campbell, 1978). Surviaissääskien toukat olivat jakautuneet Kylmäojaan siten, että läntisessä haarassa ja Ristipurossa lähes kaikki yksilöt kuuluivat Chironominae -alaheimoon, kun taas itäisessä haarassa ja Viertolassa havaittiin lisäksi Tanypodinae -alaheimon lajeja, jotka ovat yleisiä kaupunkivesistöissä (Jones ja Clark, 1987). Tanypodinae -alaheimon lajit esiintyvät yleensä runsaina kylmässä vedessä virtavesien yläjuoksuilla, kun taas Chironominae -alaheimon lajit viihtyvät paremmin lämpimämmässä vedessä (Ward ja Williams, 1986). Vähäistä enemmän saastuneissa vesissä surviaissääskille on tarjolla ravintoa ja niiden pahimpien kilpailijoiden, EPT-lajien, määrä on vähentynyt (Lenat, 1983).

Kuormitus vesistöön ei ainoastaan vähennä saastumista kestävämmien lajien määrää vaan saa lisäksi saastumista sietävien lajien määrän kasvamaan (Lenat ja Crawford, 1994).

Pahasti pilaantuneissa vesissä pohjaeläinten määrä on hyvin vähäinen, kun taas hieman vähemmän saastuneissa vesissä pohjaeläinbiomassa voi olla valtava (Campbell, 1978). Vesikujalla pohjaeläinbiomassa oli suuri. Toisaalta lähes kaikki Vesikujan pohjaeläimet kuuluivat surviaissääskien toukkiin, joiden lajirikkaus vaihtelee sekä ajallisesti että uoman koon mukaan ja voi olla luonnostaankin alhainen (Lenat, 1983). Orgaanisesti saastuneissa vesissä voidaan lisäksi tavata lajeja, joita ei puhtaammilla alueilla ole (Cao, Bark ja Williams, 1997). Tällaisia olivat Vesikujalta löytynyt läiskämalluainen (*Callicorixa* sp.) ja Tasankopolulta havaittu paarma (*Tabanus* sp.). Vesikujalla, Tasankopolulla ja Ristipurossa havaittujen surviaissääskien toukkien mentum -osien epämuodostumat (kuva 24) todistavat kiistatta sedimentin olevan saastunut (Lenat, 1993).



Kuva 24. Mentumin epämuodostuma (yksi neljästä keskiahampaasta puuttuu) *Polypedilum pedestre* -tyypin surviaissääsken toukalla.

Kylmäojan itäinen haara ei ole tulosten perusteella saastunut, sillä Kylmäojan korvessa, Pelimannintiellä ja Ilolanpuistossa runsaina esiintyneet katkat eivät kestä uoman fyysisen rasituksen lisäksi myöskään veden kemiallista saastumista (Simon ja Buikema, 1997). Katkoja voi esiintyä luonnontilaisilla alueilla runsaasti, mutta saastuneissa osissa paljon vähemmän (Simon ja Buikema, 1997). Veden laadun lisäksi myös siinä olevien ravinnepartikkelien määrä vaikuttaa katkojen esiintyvyyteen (Simon ja

Buikema, 1997). Savisessa mudassa orgaanisen aineksen pitoisuus on korkea, mikä selittää runsaat katkapopulaatiot Kylmäojan korvessa ja Pelimannintiellä. Itäisellä haaralla havaitut surviaissääskien toukat, joihin kuuluvat lajit ovat saastumista sietämättömiä, ovat myös todiste siitä, ettei sedimentti ole saastunut. Ottaen huomioon lisäksi abioottiset tekijät, kuten yksipuolisen pohjan laadun sekä alhaisen virtaaman, voidaan pohjaeläinlajien vähäinen diversiteetti itäisellä haaralla olettaa luontaiseksi.

Kaupunki- ja teollisuusalueilla virtavesien sedimentit voivat olla luonnonmukaisen ja keinoitekoisen materiaalin sekoituksia, mikä luo niihin paljon mikrohabitaatteja (Rebele, 1994). Ravinteiden määrä akkumuloituu paikkoihin, joissa ihmistoiminta on aktiivista, kun taas muualla kaupunkialueella ravinteita voi olla niukastikin (Rebele, 1994). Suurin lajirikkaus onkin usein habitaateissa, joihin kohdistuu kohtalaista häiriötä (Virtanen, Muotka ja Saksa, 2001). Viertolassa, jossa veden laatu on itäistä haaraa huonompaa, runsaan pohjaeläimistön monimuotoisuutta selittävät niin pohjan monipuolisuus, muita alueita suurempi virtaama kuin vesisammaleesiintymätkin. Epäilemättä ympäröivä kaupunki aiheuttaa näytepaikalle myös kohtalaista häiriötä. Viertolan lajirikkauteen voi vaikuttaa lisäksi lajien kulkeutuminen (engl. drift) luonnontilaiselta itäiseltä haaralta (Chessman, 1999).

Viertolan näytealueella löydetyn monimuotoisen pohjaeläimistön perusteella vaikuttaa siltä, että Helsinki-Vantaan lentokentän jäänestokemikaaleilla on Kylmäojan ekologiseen tilaan suurempi vaikutus kuin ympäröivällä kaupunkiasutuksella ja liikenteellä. Vaikka Viertolassa pohjaeläimistö oli monipuolisempaa kuin muilla näytepaikoilla, pohjaeläimistöä ei voida pitää häiriintymättömänä Viertolassa, sillä EPT-lajien monimuotoisuus oli pientä ja ainoa havaittu päiväkorentolaji kuului *Baetis* -sukuun, joka kestää hyvin uoman fyysikaalista häiriintymistä (Richards ja Minshall, 1992). Niin ikään Viertolassa runsaana esiintyneen *Hydropsyche* -suvun vesiperhosen toukan on havaittu sietävän jätevetä (Chessman ja McEvoy, 1998).

#### 4.1.5 Syitä puron huonoon ekologiseen tilaan

Ympäristöhallinnon Euroopan vesipuitedirektiivin mukaisessa vesien ekologisen tilan arvioinnissa käyttämien pohjaeläinindeksien mukaan kaikki näytteenottoaikat ovat huonossa ekologisessa tilassa. Tähän vaikuttaa EPT-lajien vähäisyys, mikä laskee niin EPT-indeksiä kuin tyypille ominaisten taksonien määrääkin. Lisäksi mallinkaltaisuusindeksin (PMA) laskeemisessa ei surviaissääskien toukkia eikä harvasukasmatoja oteta huomioon; indeksi mittaa lähinnä pohjaeläintaksonien tasaisuutta yksilömäärissä, jolloin suurilla yksilömäärillä on indeksiä jopa yhden luokan verran laskeva vaikutus vaikka yksilöt edustaisivatkin hyvän veden indikaattorilajia (oma havainto). Raskeasti kuormitettujen virtavesien pohjaeläinyhteisöille on tyypillistä vain muutaman lajin tai lajiryhmän dominointi (Kennen, 1999), mutta uoman pohjaeläinyhteisö riippuu suuresti abioottisista oloista (mm. Cummins ja Klug, 1979; Lammert ja Allan, 1999; Wetzel, 2001) ja voi olla luonnostaankin vähälajinen yksipuolisen pohjan tai liian suuren tai pienen virtausnopeuden vuoksi. Virallista pohjaeläinluokitusta tulisikin käyttää varoen pieniin virtavesiin.

Kylmäojan kohdalla pohjaeläinindeksien tuottama tieto on sekä hyvin että huonosti paikkaansa pitävää – itäisen ja keskimmäisen haaran pohjaeläinyhteisöjen rakenne on luonnostaankin vähälajinen, kun taas läntisen haaran ja Ristipuron pohjaeläimistö on ihmistoiminnasta johtuen muuttunut huonoksi. Viertolassa ympäristöolosuhteet pohjaeläimille ovat hyvät, mutta vaikka vaativaa EPT-lajistoa löytyykin, on pohjaeläinyhteisön koostumus epätasapainoinen eikä pohjaeläimistöön kuulu yhtään erinomaisen veden indikaattorilajia. Vapaan harkinnan mukaan puronvarren kuormituksen ja riskit huomioiden sijoittaisiin Kylmäojankorven, Pelimannintien ja Ilolanpuiston tyydyttävään, Vesikujan, Tasankopolun ja Ristipuron indeksien mukaisesti huonoon ja Viertolan välttävään ekologiseen luokkaan.

## 4.2 Veden laatu eden laatu

### 4.2.1 Fysikaalis-kemiallisten parametrien vertailu tutkimusalueiden välillä

Valuma-alueen ominaisuudet, kuten läpäisemättömän maanpinnan määrä ja etäisyys vesistöön, selittävät eri valuma-alueilla vesikemiasa ilmenevää vaihtelua (Gergel ym., 2002). Pienten virtavesien happipitoisuus on lähellä 100 % kyllästysastetta, jollei niihin tule vähäistä määrää enempää kuormitusta (Allan, 1995). Kylmäojalla vain Pelimannintiellä ja Kylmäojan korvessa happipitoisuus on näin korkea, läntinen haara ja alajuoksu näyttävät siis kärsivän vähintään keskisuuresta kuormituksesta happipitoisuuksiensa perusteella.

Lämpötilat olivat pääsääntöisesti läntisen haaran näytteenottopaikoilla alhaisempia kuin itäisen haaran ja alajuoksun kohteilla. Alhaisia lämpötiloja selittää veden tumma väri, joka saa säteilyenergian absorpoitumaan ylimpään veden pintakerrokseen jättäen muun osan vesipatsaasta viileämmäksi (Wetzel, 2001). Veden tumma väri Simosentiellä ja Tasankopolulla puolestaan johtuu suuresta määrästä veteen liuenneita orgaanisia yhdisteitä (Wetzel, 2001), jotka lienevät peräisin sekä yläjuoksun suoalueilta että lentokentältä tulevista valumavesistä. Heinä-elokuussa väriluvut paikoilla olivat paljon alhaisemmat, mikä voi liittyä jäänestokemikaalien määrän vähenemiseen maaperästä kevään sateiden myötä. Veden ionipitoisuus eli sähkönjohtokyky määräytyy maaperän, maanoksen iän, ilmastollisten tekijöiden, vesistön eliötoiminnan, merietäisyyden ja ihmistoiminnan, kuten teiden suolauksen, orgaanisten saasteiden ja lannoitteiden, käytöstä (Kalff, 2003). Sähkönjohtavuuden odotettua pienemmät arvot sekä arvojen samankaltaiset vaihtelut Simosentiellä ja Tasankopolulla selittyvät runsaalla liuenneiden orgaanisten yhdisteiden määrällä, sillä humus voi sitoa itseensä veteen liuenneita kationeita (Hartikainen, 1992).

Ruskeissa humuspitoisissa vesissä pH on yleensä alhainen, jopa alle viiden (Allan, 1995). Itäisen haaran korkea pH johtunee hyvin savisesta maaperästä, jossa karbonaattipitoisuus

voi olla suuri (Wetzel, 2001). Läntisellä haaralla pH oli muita paikkoja alhaisempaa, mutta silti odotettua korkeampaa. Syynä voi olla lentokentältä tuleva kuormitus, sillä jätevesi voi puhdistettunakin nostaa pH:ta vastaanottavassa uomassa (Lewis ym., 2007). Mikrobin hajottaessa liuenneita orgaanisia yhdisteitä hiilidioksidin määrä vedessä kasvaa, mikä ilmenee pH:n laskuna (Wetzel, 2001).

### 4.2.2 Rinnakkaisnäytteiden välisiä eroja selittävät tekijät

Simosentie ja Tasankopolku erottuivat omiksi ryhmikseen NMS -analyysissä pohjaeläinten kannalta tärkeimpien parametrien arvojen samankaltaisen vaihtelun vuoksi. Tasankopolulla ja Simosentiellä pohjan laatu on samanlaista pehmeää ja ainakin paikoin hapetonta mutaa, kun taas itäisellä haaralla näytteenottopaikkojen väliset eroavuudet selittyvät pohjan laadun eroilla: Kylmäojan korven savi-hiekkapohja on Pelimannintien kivikkoa alttiimpaa eroosiolle ja savimineraalien partikkeleita irtautuu helposti vesifaasiin (Hartikainen, 1992) kohottaen veden ionipitoisuuksia ja väriarvoja. Syynä Kylmäojan korven korkeisiin pitoisuuksiin heinäkuun lopun lämpökestoisissa koliformisissa bakteereissa sekä heinä- ja syyskuun alun kokonaistyyppi ja -fosforissa Pelimannintien vastaaviin verrattuna on todennäköisesti eläimen ulostepartikkelin joutuminen näytepulloon. Hygienian indikaattoribakteerien määrää voi kaupunkialueilla kohottaa runsaastikin koirien ja kissojen ulosteet (Mallin ym., 2000), Kylmäojan korvessa eläin on voinut olla myös lintu tai hirvi. On myös mahdollista, että syynä on alhainen veden korkeus, joka on vaikeuttanut näytteenottoa siinä määrin, että sedimentti-partikkeleita on joutunut vesinäytepulloihin.

Ristipuron ja Viertolan näytteissä ryhmien välinen vaihtelu on suurinta, mitä selittää ainakin osittain paikkojen sijainti keskellä vilkasta kaupunkiympäristöä. Ristipuron lokakuun happipitoisuuden muista näytteenottokerroista poikkeava arvo johtuu näytteenottopaikan siirtymisellä kosken jälkeisestä suvannosta itse koskeen, mistä pohjaeläinnäytteetkin otettiin.

Lokakuisten näytteenottokertojen sijoittuminen samaan ryhmään kaikkien paikkojen osalta liittyy varmasti näytteenottoviikon runsaisiin sateisiin.

### 4.2.3 Veden fysikaalis-kemiallisen laadun arviointi

Kylmäojan korvessa ja Pelimannintiellä veden laatu oli tarkasteltujen parametrien perusteella keskimääräisesti tyydyttävää, muilla paikoilla vain välttävää. Tosin kemiallinen hapenkulutus ylitti useammin kuin kerran molemmissa itäisen haaran paikoissa suomalaisten sisävesien keskimääräisen tason. Muilla paikoilla näin tapahtui ainoastaan Simosentiellä. Kemiallisen hapenkulutuksen muita paikkoja korkeammat arvot Kylmäojan korvessa ja Pelimannintiellä selittyvät savipohjalla. Muilla paikoilla pohjan tiivis savikerros oli peittynyt liejulla tai pienillä kivillä, mikä vähentää savipartikkeleihin sitoutuneiden ioneiden siirtymistä vesifaasiin. Kokonaistypen suuret arvot muihin paikkoihin verrattuna voivat johtua lentoliikenteestä, sillä nitraatteja syntyy sivutuotteina fossiilisten polttoainoiden (kerosiini) palamisessa (Groffmann ym., 2003).

### 4.2.4 Tutkimukseen vaikuttavista epävarmuuksista

Kuten kaikkiin tutkimuksiin, myös tähän selvitykseen liittyy epävarmuustekijöitä, jotka on syytä huomioida. Virtaaman mittausta suoritettiin ylivirtaaman aikana, mikä lienee vaikuttanut tuloksiin yliarvioiden lukemia. Vesinäytteenotossa on voinut sattua virheitä, kuten sedimentin joutumista vesinäytteeseen, mikä lienee aiheuttanut suurimmat poikkeamat rinnakkaisnäytteissä. Pohjaeläinnäytteenottoa hankaloitti ympäristöoloiltaan samantyyppisten habitaattien löytäminen näytteenottopaikoilta, mikä myös vaikeutti tulosten keskenäistä vertailua. Ristipurossa pohjaeläintuloksia lienee ainakin jossain määrin vääristänyt tuore koskikunnostus. Pohjaeläinten määrittämisessä tunnistus tehtiin määritysoppaiden perusteella pääsääntöisesti ilman asiantuntijoiden apua,

mikä on myös voinut hieman vaikuttaa tulosten luotettavuuteen. Pohjaeläinten runsautta ja lajidominansseja pohdittaessa tulee muistaa, että yksilömäärät voivat vaihdella runsaastikin vuosittain (Kalff, 2003). Ihmisperäiset häiriöt voivat jäädä luonnollisen toiminnan varjoon silloin, kun tutkimus ei ole onnistunut kattavasti määrittämään kaikkien tarpeellisten parametrien arvoja ja määrittämättä jääneet parametrit ovatkin juuri häiriön aiheuttajia (Heino ym., 2007b). Tulosten tarkastelussa Kylmäojan saastumista tarkastellaan ainoastaan jäljellä olevan pistekuormittajan kautta. Puronvarressa on kuitenkin ollut 1960-70 -luvuilla myös nykyistä enemmän hajakuormitusta (Sauvonsaari, 1997), mikä on osaltaan saattanut alentaa sedimentin happipitoisuuksia purossa. Valuma-alueella on yhä vähäisessä määrin haja-asutusta (Jäntti-Hasa, 2008), jonka vaikutusta ei tässä tutkimuksessa ole pystytty huomioimaan.

### 4.2.5 Onko Kylmäoja saastunut veden laadun perusteella?

Kylmäojaan Helsinki-Vantaan lentokentältä tuleva kemikaalikuormitus saastuttaa vettä, sillä esimerkiksi talvella 2000 kemiallinen hapenkulutus Vesikujalla oli neljän mittaustuloksen keskiarvona 47 mg  $\text{KMnO}_4$  ja biologisena hapenkulutuksena ilmaistuna 197 mg  $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$  (Lommi, 2000). Yhdysvalloissa saastumattomien luonnonvesien biologinen hapenkulutus on 0,7 mg  $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$ , kun taas jätevesiä vastaanottavissa vesistöissä luku voi olla useita satoja milligrammoja litrassa (Baird, 1999). Simosentien, Tasankopolun, Ristipuron ja Viertolan alhaiset happipitoisuudet sekä Simosentien ajoittain happaman puolelle laskeva pH johtuvat todennäköisesti lentokentältä tulevasta kuormituksesta, sillä itäisen haaran paikoilla näiden parametrien arvot ovat korkeampia. Parametrien haarojen välisiin vaihteluihin voivat tosin vaikuttaa myös luontaiset erot maaperän laadussa.

Vesikujalla, Tasankopolulla ja Ristipurossa uoman reunoilla kasvava limamainen, valkoinen bakteerikasvusto sekä veden tumma väri

ja makea haju (glykoli) ovat kuitenkin tyypillisiä tunnusmerkkejä orgaanisesti saastuneelle vedelle, jossa hajotustoiminta on vilkasta (Goodnight, 1973). Vesikujan ja Tasankopolun hapettomista pohjista päätellen vaikuttaa myös siltä, ettei kaikki lentokentältä valuvan veden sisältämä glykoli ehdi hajota pintavedessä vaan vajoaa alusveteen, missä virtaus on hitaampaa. Hapetonta sedimenttiä näyttäisi kulkeutuvan virtauksen mukana Ristipurtoon asti, sillä sielläkin pohja on vähähappinen kunnostuksesta huolimatta. Viertolassa parametrien arvot jäivät itäisen ja läntisen haaran arvojen väliin lukuun ottamatta muihin paikkoihin verrattuna korkea kokonaisfosforipitoisuutta ja matalaa sähkönjohtokykyä. Kokonaisfosforipitoisuuden arvoihin vaikuttanevat näytteenottopaikalla puroon asti kasvavat puutarhat ja niistä valuvat lannoitteet.

### 4.3 Kylmäojan kunnostustarve

Koska Kylmäojan ekologinen tila on huono, ja EU:n vesipuitedirektiivin mukaan vesistöjen pitäisi olla hyvässä ekologisessa kunnossa vuoteen 2015 mennessä, tarvitsee Kylmäoja kunnostustoimenpiteitä. On kuitenkin hyvä muistaa, ettei puron luontainen tila välttämättä ole ekologisesti hyvä. Läntinen haara erottui muista puron osista niin veden laadun kuin pohjaelämistönkin perusteella, joten kunnostustoimenpiteet tulisi kohdistaa pääasiassa sinne. Tutkimuksessa mukana olleet Vesikujan ja Tasankopolun suvantopaikat soveltuisivat hyvin kohteiksi, lisäksi Ristipuron kosken alapuolinen suvanto olisi hyvä ottaa huomioon.

Sedimentin laadusta ja tasaisin väliajoin lähistön asukkailta tulevasta hajuhaittailmoituksista päätellen kunnostuksella pitäisi ensisijaisesti puuttua hapettomaan pohjaan. Ruoppaus soveltuu hyvin saastuneen maamassan poistamiseen vesistöstä sen tilan kohentamiseksi (Viinikkala, Mykkänen ja Ulvi, 2005). Lisätoimenpiteinä voitaisiin harkita uomanreunojen paikoittaista vahvistamista eroosion vähentämiseksi. Jo ennen kunnostuksen aloi-

tusta Helsinki-Vantaan lentokentältä tuleva vesi tulisi suodattaa ja johtaa Kylmäojaan hajautetummin, esimerkiksi suihkuttamalla, jotta puroon joutuvan orgaanisen aineksen määrä vähenisi ja vesi ehtisi ilmastua ainakin osittain. Vesistöön tulevan ulkoisen kuormituksen vähentäminen on hyvin tärkeää kunnostustoimenpiteiden tuottamien hyötyjen säilyttämiseksi (Mattila, 2005). Vaikutusten seuranta voitaisiin järjestää 3-4 vuoden välein suoritettavalla pohjaeläinnäytteenotolla.

# 5 Johtopäätökset

Vantaan Kylmäojan eri osat eroavat toisistaan niin pohjaeläimistön kuin veden laadunkin perusteella. Ekologinen tila koko Kylmäojassa on huono, fysikaalis-kemiallinen tila itäisessä haarassa tyydyttävä ja muualla välttävä. Itäinen ja keskimäinen haara muistuttavat eniten luonnontilaisia uomia, joissa pohjaeläimistön monimuotoisuus on luontaisesti alhainen pohjan yksipuolisuuden ja pienen virtaaman vuoksi. Läntinen haara sitä vastoin on orgaanisesti saastunut, mitä ilmeisimmin Helsinki-Vantaan lentokentältä puroon tulevan kuormituksen vuoksi. Sedimentin laadusta ja hajusta päätellen hapettomuus vaivaa puron alusvettä ja sedimenttiä, mikä on pohjaeläinten elinalue, eikä niinkään pintavettä.

Lentokentältä tulevan kuormituksen vaikutus on voimakkainta Vesikujan kohdalla, mutta virtauksen mukana hapetonta sedimenttiä kulkeutuu purossa eteenpäin Ristipuroon asti ja kertyy suvantokohtiin. Todisteena tästä ovat musta (hapeton) ja rikkivedyltä haiseva sedimentti sekä saastumista hyvin kestävien *Chironomini* -lajiryhmän yksilöiden dominointi



pohjaeläinyhteisöissä Vesikujan lisäksi Tasankopolulla ja Ristipurossa. Näiden alueiden ekologista tilaa voitaisiin parantaa kunnostustoimenpitein. Puron pohjaeläimistö kohenee juuri ennen uoman laskua Keravanjokeen, minkä osoittaa alimman näytteenottopaikan monipuolisin ja lajistoltaan vaativin pohjaeläimistö muihin näytteenottopaikkoihin verrattuna. Alimmallakin näytepaikalla pohjaeläimistöä tosin dominoivat orgaanista saastumista sietävät lajit, mitä varmasti selittävät niin ylempää tuleva kuormitus kuin ympäröivä kaupunkiasutus ja -liikennekin.





# 6 Kiitokset

Lopputyöni on vaatinut monen eri ihmisen apua ja olen kaikille yhtä lailla kiitollinen. Mahdollisuudestani osallistua tähän mielenkiintoiseen tutkimukseen tahdon kiittää Vantaan kaupungin ympäristökeskusta ja varsinkin Sinikka Rantalaista. Työn ohjauksesta haluan kiittää professori Jukka Horppilaa sekä tutkija Vesa Yli-Pelkosta. Uudenmaan ympäristökeskuksen LY-osaston limnologeja tahdon kiittää mielenkiintoisten työtehtävien tarjoamisesta, jotka johtivat kiinnostukseeni pohja-eläimiä kohtaan! Näytteenottoavusta suuri kiitos Sinikalle sekä sateessa viimeisten näytteiden ottamisessa avustaneelle veljelleni Juholle. Limnologian ja kalataloustieteen laitoksen henkilökuntaa tahdon kiittää kannustuksesta, välineistöstä sekä mainiosta mikroskopointiseurasta. Surviaissäskien toukista en olisi selvinnyt ilman tutkija Marjut Nymanin apua, kiitos. Tutkija Janne Soiniselle kiitos avusta ryhmittelyanalyysien kanssa. Kiitän äitiäni Leenaa kannustuksesta sekä Miikaa tuesta ja epätoivon puuskien purkautumisten kestämisestä!



Kuvat 25, 26, 27 ja 28. Tunnelmia Kylmäojalla

## 7 Viitteet

- Ahern J. (1995) *Greenways as a planning strategy*. *Landscape and Urban Planning*, 33, 131-155.
- Allan J.D. (1995) *Stream ecology, structure and function of running waters*. Chapman & Hall, Oxford, UK. 377 s.
- Allan J.D., Erickson D.L. ja Fay J. (1997) *The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales*. *Freshwater Biology*, 37, 149-161.
- Allan J.D. ja Johnson L.B. (1997) *Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems*. *Freshwater Biology*, 37, 107-111.
- Andersson A. ja Danell K. (1982) *Response of fresh water macroinvertebrates to addition of terrestrial plant litter*. *The Journal of Applied Ecology*, 19, 319-325.
- Baird C. (1999) *Environmental Chemistry, second edition*. W.H. Freeman and Company, New York, USA, 557 s.
- Bolund P. ja Hunhammer S. (1999) *Ecosystem services in urban areas*. *Ecological Economics*, 29, 293-301.
- Booth D.B. (1990) *Stream-channel incision following drainage-basin urbanization*. *Water Resources Bulletin*, 26, 407-417.
- Booth D.B. ja Jackson C.R. (1997) *Urbanization of aquatic ecosystems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation*. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 1077-1090.
- Brinkhurst R.O. (1971) *A guide for the identification of British aquatic oligochaeta, second edition*. *Freshwater Biological Association scientific publication*, 22. 51 s.
- Campbell I.C. (1978) *A biological investigation of an organically polluted urban stream in Victoria*. *Australian Journal of Marine and Fresh Water Research*, 29, 275-291.
- Cao Y., Bark A. ja Williams P. (1997) *A comparison of clustering methods for river benthic community analysis*. *Hydrobiologia*, 347, 25-40.
- Capitulo A.R., Tangorra M. ja Ocòn C. (2001) *Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina*. *Aquatic Ecology*, 35, 109-119.
- Chessman B.C. (1999) *Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences*. *Freshwater Biology*, 41, 747-757.
- Chessman B.C. ja McEvoy P.K. (1998) *Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates*. *Hydrobiologia*, 364, 169-182.
- Couceiro S.R., Hamada N., Luz S.L., Forsberg B.R. ja Pimentel T.P. (2007) *Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil*. *Hydrobiologia*, 575, 271-284.
- Cummins K.W. ja Klug M.J. (1979) *Feeding ecology of stream invertebrates*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, 147-172.
- Eaton L.E. ja Lenat D.R. (1991) *Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method*. *Journal of the North American Benthological Society*, 10, 335-338.

Edigton J.M. ja Hildrew A.G. (1995) *A revised key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology*. *Freshwater Biological Association scientific publication*, 53. 132 s.

Edington J.M. (1968) *Habitat preferences in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of water chemistry*. *The Journal of Animal Ecology*, 37, 675-692.

Euroopan parlamentti ja neuvosto (2000) *Direktiivi 2000 / 60 / EY*. Viitattu 2.4.2008.  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:FI:PDF>

Finkenbine J.K., Atwater J.W. ja Mavinic D.S. (2000) *Stream health after urbanization*. *Journal of the American Water Resources Association*, 36, 1149-1160.

Gergel S.E., Turner M.G., Miller J.R., Melack J.M. ja Stanley E.H. (2002) *Landscape indicators of human impacts to riverine systems*. *Aquatic Sciences*, 64, 118-128.

Gledhill T., Sutcliffe D.W. ja Williams W.D. (1976) *A revised key to the British species of crustacea: malacostraca occurring in fresh water with notes on their ecology and distribution*. *Freshwater Biological Association scientific publication*, 32. 170 s.

Goodnight C.J. (1973) *The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution*. *Transactions of the American Microscopical Society*, 92, 1-13.

Groffmann P.M., Bain D.J., Band L.E., Belt K.T., Brush G.S., Grove J.M., Pouyat R.V., Yesionis I.C. ja Zipperer W.C. (2003) *Down by the riverside: urban riparian ecology*. *Front Ecology Environment*, 1, 315-321.

Hachmöller B., Matthews R.A. ja Brakke D.F. (1991) *Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream*. *Northwest Science*, 65, 125-133.

Haikonen A., Paasivirta L. ja Vatanen S. (2007) *Vantaanjoen yhteistarkkailu – kalasto ja pohjaeläimet vuonna 2006*. *Kala- ja vesiraportteja*, 1, 80 s.

Hartikainen H. (1992) *Maaperä (kappale 1, 9-89) teoksessa Heinsonen R. (toim.), Hartikainen H., Aura E., Jaakkola A. ja Kemppainen E. (1992) Maa, viljely ja ympäristö*. WSOY, Porvoo. 334 s.

Hatt B.E. (2004) *The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams*. *Environmental Management*, 34, 112-124.

Heino J., Mykrä H., Hämäläinen H., Aroviita J. ja Muotka T. (2007[a]) *Responses of taxonomic distinctness and species diversity to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates*. *Freshwater Biology*, 52, 1846-1861.

Heino J., Mykrä H., Kotanen J. ja Muotka T. (2007[b]) *Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path?* *Ecography*, 30, 217-230.

Hubert W.A., LaVoie IV W.J. ja DeBray L.D. (1996) *Densities and substrate associations of macroinvertebrates in riffles of a small, high plains stream*. *Journal of Freshwater Ecology*, 11, 21-26.

Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. ja Uotila P. (1998) *Retkeilykasvio, neljäs painos*. Yliopistopaino, Helsinki. 656 s.

Hämäläinen H., Koskeniemi E., Kotanen J., Heino J., Paavola R. ja Muotka T. (2002) *Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers*. Teoksessa Ruoppa M. ja Karttunen K. (toim.) (2002) *Typology and ecological classification of lakes and rivers*. *Nordic Council of Ministers. TemaNord*, 566, 55-58.

Janssens de Bisthoven L. ja Gerhardt A. (2003) Chironomidae (Diptera, Nematocera) fauna in three small streams of Skania, Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment*, 83, 89-102.

Jim C.Y. ja Chen S.S. (2003) Comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing city, China. *Landscape and Urban Planning*, 65, 95-116.

Jones R.C. ja Clark C.C. (1987) Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *Water Resources Bulletin*, 23, 1047-1055.

Jonsson M., Malmqvist B. ja Hoffsten P. (2001) Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? *Freshwater Biology*, 46, 161-171.

Jouttijärvi T. (1990) Lentokenttien päästöt, laatu ja määrä. *Parts Per Billion Consulting Oy:n kirjallisuusselvitys, Vantaan kaupungin ympäristöasiainkeskuksen julkaisu*, 7, 29 s.

Jäntti-Hasa P. (2008) Suullinen tiedonanto Vantaan kaupungin ympäristötarkastajalta 17.4.2008.

Järvelä J., Lintinen O., Orava M. ja Loukkaanhuhta U. (2007) Helsingin pienvesiohjelma. *Vesitalous*, 5, 35-38.

Kalff J. (2003) *Limnology, Inland Water Systems*. Prentice Hall, Pearson Education Upper Saddle River (publ.) New Jersey, United States of America. 592 s.

Kamppi K. (2006) Helsinki-Vantaan lentoasema, jätevedenpuhdistamolle johdetut valumavedet, vesistöön johdetut valumavedet, vesistökuormitus ja vesistövaikutukset. Vuosiyhteenveto, kausi 2005-2006. Suunnittelukeskus Oy, 24 s.

Kantola L., Koskenniemi E., Paavola R. ja Heikkinen M. (2001) Ohjeita järvien ja jokien pohjajeläimistöseurannan näytteenottoon ja raportointiin. *Ympäristöopas*, 87. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 35 s.

Kennen J.G. (1999) Relation of macroinvertebrate community impairment to catchment characteristics in New Jersey streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 939-955.

Lammert M. ja Allan J.D. (1999) Environmental auditing, assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23, 257-270.

Lenat D.R. (1983) Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2, 192-198.

Lenat D.R. (1988) Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of American Benthological Society*, 7, 222-233.

Lenat D.R. (1993) Using mentum deformities of Chironomus larvae to evaluate the effects of toxicity and organic loading in streams. *Journal of American Benthological Association*, 12, 265-269.

Lenat D.R. ja Crawford J.K. (1994) Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294, 185-199.

Lepš J. ja Šmilauer P. (2003) *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 266 s.

Lewis G.P., Mitchell J.D., Andersen C.B., Haney D.C., Liao M. ja Sargent K.A. (2007) Urban influences on stream chemistry and biology in the Big Brushy Creek watershed, South Carolina. *Water, Air, and Soil Pollution*, 182, 303-323.

Lommi P. (2000) Helsinki-Vantaan lentoasema, lentokenttialueen ympäryspurojen CODMn-, CODCr- ja BOD7-määrittelysten vertailututkimus. *Vesihydro Oy:n raportti*, 9 s.

Maaperäkartta Mp GEO 10 (1981) Vantaa. Säilytetään Vantaan kaupungin ympäristökeskuksen arkistossa.

Macan T.T. ja Cooper R.C. (1969) A key to the British fresh- and brackishwater gastropods with notes on their ecology. Freshwater Biological Association scientific publication, 13. 45 s.

Mallin M.A., Williams K.E., Esham E.C. ja Lowe R.P. (2000) Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological Applications*, 10, 1047-1056.

Malmqvist B., Nilsson L.M. ja Svensson B.S. (1978) Dynamics of detritus in a small stream in Southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities. *Oikos*, 31, 3-16.

Malmqvist B. ja Rundle S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Protection*, 29, 134-153.

Mattila H. (2005) Ulkoisen kuormituksen vähentäminen (kappale 11, 137-145), teoksessa Ulvi T. ja Lakso E. (toim.) (2005) Järvien kunnostus. Suomen ympäristökeskuksen Ympäristöopas, 114, 336 s.

Metsälaki 1093/1996 10 §.

Moore J.W. (1975) The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pulex* L. *The Journal of Animal Ecology*, 44, 719-730.

Morse C.C., Huryn A.D. ja Cronan C. (2003) Impervious surface as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89, 95-127.

Murphy J.F. ja Davy-Bowker J. (2005) Spatial structure in lotic macroinvertebrate communities in England and Wales: relationship with physical, chemical and anthropogenic stress variables. *Hydrobiologia*, 534, 151-164.

Mykrä H., Heino J. ja Muotka T. (2007) Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 149-159.

Nagell B. ja Landahl C. (1978) Resistance to anoxia of *Chironomus plumosus* and *Chironomus anthracinus* (Diptera) larvae. *Holarctic Ecology*, 1, 333-336.

Niemelä J. (1999) Kaupunkiekologia ja suomalaisten kaupunkien ekologiset piirteet. *Luonnon Tutkija*, 5, 170-172.

Nilsson A. (1996) Aquatic insects of Northern Europe. A taxonomic handbook, volume 2, Odonata-Diptera. Apollo Books, Stenstrup, Tanska. 440 s.

Novak M.A. ja Bode R.W. (1992) Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of American Benthological Society*, 11, 80-85.

Ojala A. (2005) Vantaan luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeät alueet. Vantaan kaupunki, Ympäristökeskus ja Kaupunkisuunnitteluvirasto, Kaupsu 11. 83 s.

Økland R.H. ja Eilertsen O. (1994) Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. *Journal of Vegetation Science*, 5, 117-126.

Olsen L., Sunesen J. ja Pedersen B.V. (2005) Vesikirppu ja sudenkorento, makean veden eläimiä, toinen painos. Suomentanut tanskankielisestä alkuperäisteoksesta Kalliola I. WSOY, Porvoo. 230 s.

Paukku R. (2007) Kylmäojan valuma-alue. Julkaisematon kartta-aineisto, Vantaan kaupungin kuntatekniikan keskus, kehittämissyksikkö.

- Paul M.J. ja Meyer J.L. (2001) *Streams in the urban landscape*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333-365.
- Peeters E.T., Camu J.M., Beijer J.A., Scheffer M. ja Gardeniers J.J. (2002) *Response of the waterlouse Asellus aquaticus to multiple stressors: effect of current velocity and mineral substratum*. *Journal of Ecosystem Stress and Recovery*, 9, 193-203.
- Ramette A. (2007) *Multivariate analyses in microbial ecology*. *Federation of European Microbiological Society (Blackwell Publishing Ltd.)*, 62, 142-160.
- Ranta E., Rita H. ja Kouki J. (2005) *Biometria, tilastotiedettä ekologeille*. 9.painos, Yliopistopaino, Helsinki. 539 s.
- Rebele F. (1994) *Urban ecology and special features of urban ecosystems*. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 4, 173-187.
- Richards C. ja Minshall G.W. (1992) *Spatial and temporal trends in stream macroinvertebrate communities: the influence of catchment disturbance*. *Hydrobiologia*, 241, 173-184.
- Roy A.H., Rosemond A.D., Paul M.J., Leigh D.S. ja Wallace J.B. (2003) *Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A)*. *Freshwater Biology*, 48, 329-246.
- Sandin L. (2003) *Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations*. *Ecography*, 26, 269-282.
- Saura A., Könönen K., Yrjölä R. ja Rinne J. (2005) *Vantaanjoen yhteistarkkailu - kalasto vuonna 2004 ja pohjaeläimet vuosina 2002-2004*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kala- ja riistaraportteja, 368.
- Sauvonsaari J. (1997) *Selvitys kala- ja raputaloudellisista vaikutuksista lentokenttäalueen purkuvesistöissä*. *Vesihydro Oy:n selvitys*, 10 s.
- Schiff R. ja Benoit G. (2007) *Effects of impervious cover at multiple spatial scales on coastal watershed streams*. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, 712-730.
- Schoonover J.E., Lockaby B.G. ja Pan S. (2005) *Changes in chemical and physical properties of stream water across an urban-rural gradient in western Georgia*. *Urban Ecosystems*, 8, 107-124.
- Simon K.S. ja Buikema A.L. Jr. (1997) *Effects of organic pollution on an Appalachian cave: Changes in macroinvertebrate populations and food supplies*. *American Midland Naturalist*, 138, 387-401.
- Skog S. (2008) *Suullinen tiedonanto Vantaan kaupungin ympäristökeskuksen johtajalta* 24.4.2008.
- Suomen standardoimisliitto (1989) *Vesitutkimukset: SFS 5077, pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavissa vesissä*. 6s.
- Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (2008) *Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen*. Versio 15.1.2008. 74 s. Viitattu 10.3.2008. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=79187&lan=FI>
- Suomen ympäristökeskus (2006) *Vedenlaatuoluokituksen luokkarajat*. Versio 12.11.2007. 1 s. Viitattu 12.3.2008 <http://www.ymparisto.fi/print.asp?contentid=186802&lan=fi&clan=fi>
- Suomen ympäristökeskus (2004) *RiverLife, kemiallinen hapenkulutus (CODMn)*. Versio 15.4.2004. 1 s. Viitattu 20.11.2007 <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=73302&lan=fi>

Turnbull D.A. ja Bevan J.R. (1995) *The impact of airport de-icing on a river: the case of the Ouseburn, Newcastle Upon Tyne. Environmental Pollution*, 88, 321-332.

Uudenmaan ympäristökeskus (2002) *Kylmäojan korven suojelupäätös, LUO 808.*

Vallenduuk H.J. (1999) *Key to the larvae of Chironomus in Western Europe, second edition. RIZA, 97.053, 20 s. Lelystad, Alankomaat.*

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. ja Cushing C.E. (1980) *The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.

Vantaan kaupunki (2007) *Vantaan yleiskaava, hyväksytty 17.12.2007, liite 20/2 luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeät alueet. [http://www.vantaa.fi/i\\_alae-tusivu.asp?path=1;135;137;221;222;2126;2615;44248](http://www.vantaa.fi/i_alae-tusivu.asp?path=1;135;137;221;222;2126;2615;44248)*

Viinikkala J., Mykkänen E. ja Ulvi T. (2005) *Ruoppaus (kappale 16, 211-226), teoksessa Ulvi T. ja Lakso E. (toim.) (2005) Järvien kunnostus. Suomen ympäristökeskuksen Ympäristöopas*, 114, 336 s.

Virtanen R., Muotka T. ja Saksa M. (2001) *Species richness – standing crop relationship in stream bryophyte communities: patterns across multiple scales. Journal of Ecology*, 89, 14-20.

Vuori K-M., Bäck S., Kemppainen E., Kokko A. ja Wahlgren A. (2006) *Vesiluonnon suojelu ja vesien monimuotoisuuden turvaaminen - taustaselvitys osa V, Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Suomen ympäristökeskuksen raportti*, 26, 36 s.

Vuori K-M. ja Joensuu I. (1996) *Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: Do buffer zones protect lotic biodiversity? Biological Conservation*, 77, 87-95.

Wallace I.D., Wallace B. ja Philipson G.N. (1990) *A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association*. 235 s.

Walsh C.J., Sharpe A.K., Breen P.F. ja Sonneman J.A. (2001) *Effects of urbanisation on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. Freshwater Biology*, 46, 535-551.

Ward A.F. ja Williams D.D. (1986) *Longitudinal zonation and food of larval chironomids (Insecta: Diptera) along the course of a river in temperate Canada. Holarctic Ecology*, 9, 48-57.

Wesenberg-Lund C. (1943) *Biologie der Süßwasserinsekten. Bianco Lunos Bogtrykkeri, Kööpenhamina, Tanska. 664 s.*

Wetzel R.G. (2001) *Limnology, lake and river ecosystems. Third edition, Academic Press Elsevier, San Diego, U.S.A. 980 s.*

Whiting E.R. ja Clifford H.F. (1983) *Invertebrates and urban runoff in a small northern stream, Edmonton, Alberta, Canada. Hydrobiologia*, 102, 73-80.

Wiederholm T. (toim.) (1983) *Chironomidae of the Holarctic region, keys and diagnosis, part 1. larvae. Entomologica Scandinavica*, 19.

Zhadin V.I. (1952) *Molluscs of fresh and rackish waters of the U.S.S.R. Zoological Institute of the Academy of Sciences of the U.S.S.R.. Käännetty venäjältä englanniksi 1965, Israel Program for Scientific Translations. 368 s.*

## 8.1 Liite. Vesianalyysien tulokset

Näytteenottoaikojen nimiä kuvastaa niiden kaksi ensimmäistä kirjainta, rinnakkaisnäytteen numero näiden perässä.

### 24.5.2007

	KY1	KY2	PE1	PE2	VI1	VI2	RI1	RI2	TA1	TA2	SI1	SI2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	9,9	9,9	10	11	3,5	3,9	4,8	4,9	7,1	7,4	6,9	7
O <sub>2</sub> (%)	91	91	92	93	33	36	45	46	63	65	61	62
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	90	91	97	98	65	65	67	67	54	54	67	70
pH	7,8	7,8	7,6	7,7	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3	7,3	7	7
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	2,2	2,2	1,6	1,6	1,7	1,7	2	2	1,7	1,7	2	2
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	100	100	160	160	90	90	100	100	60	60	100	100
Sameus (FNU)	20	21	23	23	20	19	9	8,7	13	13	8,9	9,1
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	9,0	9,0	10	12	13	19	5,0	6,0	9,0	10,0	5,0	6,0
Sähkönjoht. (μS cm <sup>-1</sup> )	357	357	313	314	320	320	425	425	330	331	400	401
KokonaisP (μg l <sup>-1</sup> )	42	44	47	48	75	75	50	47	65	65	53	53
KokonaisN (μg l <sup>-1</sup> )	1100	1100	1100	1100	860	850	780	820	670	650	1200	1100
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	18	18	20	20	24	20	22	22	20	21	25	26
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	33	33	35	35	39	34	55	55	37	37	42	42
Fe (μg l <sup>-1</sup> Fe)	1500	1500	1600	1700	2400	2400	2700	3000	1900	2100	3500	3600
Bakt. (CFU 100 ml)	35	45	13	23	110	120	52	81	28	36	25	29

### 2.7.2007

	KY1	KY2	PE1	PE2	VI1	VI2	RI1	RI2	TA1	TA2	SI1	SI2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	9,5	9,5	9,6	9,4	5,6	5,7	2,7	2,6	3,9	4,1	4,7	4,6
O <sub>2</sub> (%)	97	97	94	92	56	57	29	28	38	40	44	43
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	130	110	77	78	41	41	45	46	54	54	89	89
pH	7,9	7,9	8	8	7,5	7,5	7,3	7,3	6,9	6,9	6,7	6,7
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	3,5	3,5	3,2	3,2	1,8	1,9	2,0	2,0	2,1	2,1	2,2	2,2
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	80	80	90	90	50	50	80	50	40	50	25	40
Sameus (FNU)	130	200	18	17	16	17	18	17	20	20	17	17
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	210	250	11	8,0	13	12	11	11	10	11	7,6	8,8
Sähkönjoht. (μS cm <sup>-1</sup> )	557	555	515	515	355	354	390	391	483	483	449	454
KokonaisP (μg l <sup>-1</sup> )	170	180	44	40	93	96	72	72	57	60	61	60
KokonaisN (μg l <sup>-1</sup> )	2700	2500	1900	1900	1100	1200	690	680	750	590	1100	1100
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	28	28	27	27	20	19	21	21	22	22	29	28
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	51	51	48	48	40	40	43	43	63	63	47	47
Fe (μg l <sup>-1</sup> Fe)	11000	11000	1200	1200	2200	1900	2500	2500	3900	3900	5700	5700
Bakt. (CFU 100 ml)	410	210	200	350	180	240	250	210	230	420	590	550

### 24.7.2007

	KY1	KY2	PE1	PE2	VI1	VI2	RI1	RI2	TA1	TA2	SI1	SI2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	8,7	8,8	9,4	9,4	5,1	5,1	2,2	2,5	4,2	4,3	3,7	3,5
O <sub>2</sub> (%)	86	86	92	92	51	51	22	25	41	42	36	34
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	73	78	68	66	34	35	43	43	46	45	150	140
pH	7,9	7,9	8,1	8,1	7,4	7,4	7,2	7,2	7	7	6,5	6,5
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	3,8	3,8	3,8	3,7	2	2	2,1	2,1	2,3	2,3	2	2
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	50	50	50	50	40	40	50	60	50	40	90	90
Sameus (FNU)	34	33	17	18	7,3	6,9	17	17	27	24	35	37
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	36	36	12	13,0	4,4	4	16	17	13	13	26	29
Sähkönjoht. (μS cm <sup>-1</sup> )	583	585	579	581	369	374	404	407	508	508	376	371
KokonaisP (μg l <sup>-1</sup> )	48	62	44	43	91	90	130	130	57	57	94	100
KokonaisN (μg l <sup>-1</sup> )	1200	1200	1200	1200	1100	1100	1200	1300	740	680	1600	1700
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	20	20	17	18	23	23	23	23	23	23	24	24
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	56	56	59	60	39	39	45	45	62	62	24	24
Fe (μg l <sup>-1</sup> Fe)	3100	2700	970	1100	880	920	1800	1800	3700	2500	8800	8400
Bakt. (CFU 100 ml)	1700	1300	4300	4500	100	73	1500	2100	3500	4100	5500	4500



3.9.2007

	KY1	KY2	PE1	PE2	VI1	VI2	RI1	RI2	TA1	TA2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	9,9	10	11	10	7,3	7,3	5,9	5,9	7,1	7,0
O <sub>2</sub> (%)	91	91	95	95	68	68	55	55	65	65
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	110	130	75	76	29	29	37	38	51	50
pH	7,9	7,9	8,0	8,0	7,4	7,4	7,3	7,3	7,3	7,3
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	3,0	3,0	2,8	2,8	1,3	1,3	1,3	1,3	1,7	1,7
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	80	80	70	60	25	25	35	35	40	50
Sameus (FNU)	38	110	15	15	15	15	17	17	18	18
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	55	142	< 2,0	< 2,0	5,3	3	7,3	8,3	5,2	6,8
Sähkönjoht. (µS cm <sup>-1</sup> )	464	464	417	422	244	242	236	236	336	336
KokonaisP (µg l <sup>-1</sup> )	110	130	40	39	53	52	56	55	52	52
KokonaisN (µg l <sup>-1</sup> )	1900	3300	1100	1000	540	540	740	730	600	620
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	25	26	22	22	18	18	17	17	20	19
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	37	38	33	33	22	22	19	19	37	37
Fe (µg l <sup>-1</sup> Fe)	7400	15000	1300	1300	1400	1400	1700	1700	2800	2700
Bakt. (CFU <sup>100 ml</sup> )	110	70	190	140	370	220	360	370	74	55

9.-10.10.2007

	KY1	KY2	PE1	PE2	VI1	VI2	RI1	RI2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	7,5	7,7	9,7	9,7	9,3	9,2	9,5	9,5
O <sub>2</sub> (%)	63	65	82	82	79	79	80	80
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	170	170	160	170	130	130	150	150
pH	6,9	6,9	7	7,1	7,1	7,1	7	7,1
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	0,98	0,98	0,85	0,85	1,1	1,1	1,1	1,1
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	240	320	200	240	200	200	240	240
Sameus (FNU)	37	38	39	38	30	29	23	23
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	16	19	19	15	23	26	12	13
Sähkönjoht. (µS cm <sup>-1</sup> )	227	227	195	195	271	271	251	249
KokonaisP (µg l <sup>-1</sup> )	86	85	75	71	82	84	64	63
KokonaisN (µg l <sup>-1</sup> )	1600	1600	1600	1600	2400	2400	2300	2200
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	24	24	20	21	36	36	29	29
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	21	21	17	17	21	21	18	18
Fe (µg l <sup>-1</sup> Fe)	3100	2900	3200	3000	2900	3100	2600	2600
Bakt. (CFU <sup>100 ml</sup> )	260	200	330	500	220	290	140	200

9.-10.10.2007

	TA1	TA2	SI1	SI2	IL1	IL2	VE1	VE2
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	8,5	8,4	7,8	7,7	11	11	8,1	7,6
O <sub>2</sub> (%)	73	73	64	64	91	90	67	62
KHK (mg l <sup>-1</sup> KMnO <sub>4</sub> )	200	200	180	180	50	50	190	190
pH	6,9	6,9	6,8	6,7	7,2	7,2	6,7	6,7
Alk. (mmol l <sup>-1</sup> )	0,98	0,98	1,2	1,2	1,4	1,4	1,1	1,1
Väri (mg l <sup>-1</sup> Pt)	360	320	360	320	60	60	360	360
Sameus (FNU)	29	28	16	17	13	14	17	17
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	17	16	7,3	7	12	7,4	5,7	7,3
Sähkönjoht. (µS cm <sup>-1</sup> )	217	217	246	245	334	335	235	236
KokonaisP (µg l <sup>-1</sup> )	81	82	60	59	46	44	59	59
KokonaisN (µg l <sup>-1</sup> )	2500	2500	2300	2300	3900	3900	2400	2400
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub> )	23	23	27	27	45	44	27	27
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> Cl)	16	16	15	15	22	22	15	15
Fe (µg l <sup>-1</sup> Fe)	3100	2800	3000	2900	1300	1300	2400	2900
Bakt. (CFU <sup>100 ml</sup> )	360	320	61	63	65	63	69	210

## 8.2 Liite. Havaitut pohjäläintaksonit ja niiden abundanssit

Näytteenottoaikkojen nimiä kuvastaa niiden kaksi ensimmäistä kirjainta, rinnakkaisnäytteen numero näiden perässä.

Paikka	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Callicorixa sp.</i>	<i>Chironomus sp.</i>	<i>Chrysops relictus</i>	<i>Dicranota bimaculata</i>	<i>Dicranota sp.</i>	<i>Donacia sp.</i>	<i>Dytiscidae sp.</i>	<i>Eiseniella tetraedra</i>	<i>Elodes minutissima</i>	<i>Enchytridae sp.</i>	<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Gammarus pulex</i>	<i>Glossiphonia complanata</i>	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	<i>Gyraulus albus</i>	<i>Gyrinus sp.</i>	<i>Helobdella stagnalis</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i>
KY1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0
KY2	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	10	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
KY3	0	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0
KY4	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	1	0	0	76	0	0	1	0	0	0
KY5	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	16	1	0	0	436	0	0	0	0	0	0
PE1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104	0	0	0	0	0	0
PE2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
PE3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	30	0	0	0	0	0	0
PE4	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0	173	0	0	0	0	0	0
PE5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	172	0	0	0	0	0	0
IL1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	122	0	0	0	0	0	0
IL2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	238	0	0	0	0	0	0
IL3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0
IL4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	0
IL5	1	0	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE1	0	0	0	2	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE2	0	0	0	0	52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE3	1	0	0	1	224	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE4	0	0	0	0	285	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE5	0	0	0	0	74	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA1	0	0	0	0	138	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA2	0	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA3	1	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA4	0	0	0	0	187	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA5	0	0	2	0	89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
RI1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI2	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI3	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI4	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI5	870	6	0	0	3	0	3	0	0	0	2	0	1	0	2	0	2	0	0	1	0
VI1	370	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
VI2	416	3	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
VI3	351	3	0	0	3	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
VI4	909	8	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
VI5	351	3	0	0	3	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0



Paikka	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	<i>Ilybius</i> sp.	<i>Micropsectra</i> sp.	<i>Limnophilus rhombicus</i>	<i>Lumbriculus variegatus</i>	<i>Pedisia rivosa</i>	<i>Pisidium casertanum</i>	<i>Polypedium nubeculosum</i> gr.	<i>Procladius</i> sp.	<i>Pseudolimnophila lucorum</i>	<i>Psychomyia pusilla</i>	<i>Pygospio elegans</i>	<i>Radix peregra</i>	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	<i>Sialis lutaria</i>	<i>Sphaerium comeum</i>	<i>Stylodrilus heringianus</i>	<i>Tabanus</i> sp.	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	<i>Thienemannimyia</i> sp.	<i>Tipula</i> sp.	<i>Tipula maxima</i>	<i>Tubifex tubifex</i>
KY1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KY2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
KY3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KY4	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
KY5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
PE1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0
PE2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PE3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	3	2	1	0
PE4	0	0	10	0	3	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
PE5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IL1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IL2	0	0	0	0	2	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
IL3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IL4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
IL5	0	1	0	0	0	0	0	539	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
VE1	0	0	1	0	0	0	0	282	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
VE2	0	0	0	0	0	0	0	661	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
VE3	0	0	0	0	0	0	0	342	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
VE4	0	0	0	0	0	0	0	364	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VE5	0	0	0	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA1	0	0	0	0	0	0	0	272	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
TA2	0	0	0	0	0	0	0	92	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
TA3	0	0	0	0	0	0	0	450	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
TA4	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
TA5	0	0	0	0	0	0	0	37	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI1	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI2	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI3	0	0	0	0	0	0	0	31	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI4	0	0	0	0	0	0	0	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RI5	22	0	32	0	0	0	16	0	6	0	2	0	4	0	1	2	7	0	1	10	0	0	0
VI1	37	0	4	0	3	0	5	0	5	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
VI2	21	0	1	0	8	0	11	0	1	0	0	0	0	0	1	0	5	0	1	0	0	0	0
VI3	30	0	6	0	1	0	30	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
VI4	35	0	14	0	1	0	5	0	5	0	0	0	3	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0
VI5	30	0	6	0	1	0	30	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0