

Vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavat tekijät Tenojoen subarktisissa puroissa

Riikka Savolainen

Pro gradu -tutkielma 791619S
Oulun yliopisto
Maantieteen yksikkö
Joulukuu 2015

Laitos:	Pääaine:	
Maantieteen laitos	Maantiede	
Tekijä (Sukunimi ja etunimet, myös entinen sukunimi):	Opiskelija-numero:	Tutkielman sivumäärä:
Savolainen Riikka Helmi Kristiina	2191700	63 s. + VII liit.
Tutkielman nimi (suomeksi; muun kielinen nimi ilmoitetaan vain jos se on tutkielman kieli):		
Vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavat tekijät Tenojoen subarktisissa puroissa		
Asiasanat: Vesihyönteiset, subarktiset purot, ympäristötekijät, yleistetty lineaarinen malli, variaation ositus		
Tiivistelmä (kirjoitetaan vapaamuotoisesti, selväsanaisesti ja lyhyin lauserakentein, ks. ohje seuraavalla sivulla):		
<p>Vesihyönteiset ovat herkkiä ympäristöolojen vaihteluille ja niiden lajikoostumus kuvastaa vesistön tilaa ja sen muutosta. Tässä pro gradu-tutkielmassa selvitetään, mitkä ympäristötekijät vaikuttavat vesihyönteislajien esiintymiseen Tenojoen subarktisissa puroissa. Samalla tutkitaan, kuinka paljon nämä tekijät vaikuttavat lajien esiintymiseen ja onko vaikutuksen suunta positiivinen vai negatiivinen. Lisäksi tarkastellaan, vaikuttaako vesihyönteislajien ruumiinkoko niiden esiintymismallien selityksasteisiin. Hypoteesina on, että suurikokoisten vesihyönteislajien esiintyminen paremmin mallinnettavissa kuin pienikokoisten vesihyönteislajien.</p> <p>Aineistona on käytetty Suomen ympäristökeskuksen vuonna 2012 keräämää pohjajeläin- ja ympäristömuuttuja-aineistoa 55 Tenojoen subarktisesta purosta. Vastemuuttujana käytetään 47 vesihyönteislajin binääristä esiintymistä puroissa. Selittävinä muuttujina toimivat kolmeen muuttujaryhmään, ilmasto-, paikallis- ja spatiaalimuuttujaryhmään jaetut muuttujat. Eri mittakaavaista alueellista vaihtelua kuvataan spatiaalimuuttujilla, jotka muodostetaan tutkimuspisteiden x- ja y-koordinaateista.</p> <p>Tilastollinen mallinnus tehtiin yleistetyn lineaarisen mallin ja variaation osituksen avulla. Jokaiselle 47 vesihyönteislajille tehtiin malli yleistetyn lineaarisen mallin avulla eteenpäin askeltavalla tavalla, BIC-arvoa (Bayesian Information Criterion) seuraten. Mallista saaduille muuttujaryhmille laskettiin korjatut selityksasteet, joiden avulla suoritettiin variaation ositus. Variaation osituksessa saatiin mallien kokonaisselityksasteiden lisäksi jokaisen muuttujaryhmän itsenäinen selitysosuus sekä muuttujaryhmien yhteiset selityksosuudet vesihyönteislajin esiintymiseen. Hyönteisten koon yhteyttä niiden esiintymisen selityskykyyn tarkasteltiin Kruskal-Wallis testin avulla. Lisäksi vesihyönteisten kokoluokkia tarkasteltiin laatikko-jana-kuvaajista, jotka muodostettiin jokaiselle muuttujaryhmälle ja mallien kokonaisselityksosuudelle.</p> <p>Parhaiten vesihyönteislajien esiintymistä selittivät paikallismuuttujat, kun taas ilmastomuuttujat selittävät vähiten. Paikallismuuttujaryhmästä veden lämpötila tuli useimmiten vesihyönteisten esiintymismalleihin. Tämän lisäksi latvuksen peittävyys viiden metrin etäisyysvyöhykkeellä, uoman leveys sekä sammaleen ja erikokoisten kivien osuus pohjamateriaalista osoittautuivat tärkeiksi muuttujiksi. Ilmastomuuttujista vuoden keskilämpötila selitti vesihyönteislajien esiintymistä paremmin kuin heinäkuun keskilämpötila. Spatiaalimuuttujista malleihin tuli enemmän suuren kuin pienen mittakaavan vaihtelua kuvaavia muuttujia.</p>		
Muuta tietoa:		
Päiväys:	14.12.2015	

Sisällysluettelo

1. Johdanto	3
2. Vesihyönteiset	5
3. Virtavedet vesihyönteisten elinympäristönä	8
3.1. Kasvillisuus ja virtaan päätyvä säteily	11
3.2. Veden lämpötila	13
3.3. Virrannopeus	14
3.4. Uoman muoto	15
3.5. Uoman pohjamateriaali	16
3.6. Vesikemia	17
3.6.1. <i>pH</i>	18
3.6.2. <i>Rauta</i>	19
3.6.3. <i>Typpi</i>	19
3.6.4. <i>Mangaani</i>	20
4. Tutkimusalue	20
4.1. Maa- ja kallioperä	22
4.2. Ilmasto ja kasvillisuus	23
4.3. Hydrologia	24
5. Tutkimusaineisto	25
6. Menetelmät	27
6.1. Muuttujat	27
6.2. Yleistetty lineaarinen malli	29
6.3. Variaation ositus	30
6.4. Vesihyönteisten kokoluokat	32
7. Tulokset	33
7.1. Muuttujaryhmien selityskyky	36
7.2. Vesihyönteisten kokoluokkien selityskyky	37
8. Tulosten tarkastelu	40
8.1. Lämpötila	41
8.2. Kasvillisuus	43
8.3. Pohjamateriaali	45
8.4. Uoman muoto ja koko	47

8.5. Virrannopeus	48
8.6. Vesikemia.....	49
8.7. Spatiaalimuuttujat	50
8.8. Muuttujaryhmät.....	52
8.9. Hyönteisten koon yhteys esiintymismallien selittävyyteen	53
8.10. Virhelähteitä	55
9. Yhteenveto ja johtopäätökset	56
10. Lähteet	58
Liitteet.....	64

1. Johdanto

Vesihyönteiset ovat keskeinen osa subarktista virtavesiympäristöä (Giller & Malmqvist 2004: 71; Moore 2006: 237). Ne vaikuttavat sekä suoraan että välillisesti myös ihmisiin (Jonsson & Malmqvist 2000: 519; Giller & Malmqvist 2004: 242–243). Vesihyönteiset ovat sopeutuneet elämään lajeille otollisille mikrohabitaateille ja ovat herkkiä elinympäristön muutoksille (Lax ym. 1993: 24; Frissell ym. 1986: 208). Vesihyönteisten lajikoostumus indikoi vesistön tilaa ja sen muutoksia. Niitä on käytetty bioindikaattorilajeina ympäristöolojen arvioinnissa esimerkiksi vesistökuunnostusten yhteydessä. Samoin vesihyönteisiä voidaan käyttää indikaattorilajeina myös ilmastonmuutoksen etenemisen seurannassa (Miller 2010: 490).

Tenojoen subarktisten purojen kosketus ihmistoimintaan on hyvin pientä ja vesihyönteislajiston esiintymistä määrittelevät ympäristöolosuhteet ovat alueen biogeografisten ominaisuuksien muovaamia, eivät niinkään ihmistoiminnan aiheuttamia. Erityisesti ilman ja veden lämpötilan, vesi- ja rantakasvillisuuden sekä veden pH:n on todettu olevan ratkaisevia ympäristötekijöitä vesihyönteisten elinympäristön muodostumisessa (Hynes 1972: 230; Sweeney & Vannote 1978; Frissell ym. 1986: 208; Dawson 1988: 292; Heino 2007; Astorga ym. 2012).

Vesihyönteisten esiintymistä sekä laji- ja yksilörakennetta voidaan mallintaa monilla eri tavoilla. Useat vesihyönteisiä koskevat tutkimukset keskittyvät lajien elinympäristövaatimukseen ja elinympäristöissä tapahtuviin muutoksiin (Hawkins ym. 1982; Olden ym. 2006; Vinke ym. 2015). Myös ilmastonmuutoksen etenemistä pohjoisilla alueilla on tutkittu vesihyönteisten lajikoostumuksen kautta (Miller & Stout 1989). Yhteisörakenteen mallintamiseen on käytetty esimerkiksi yleistettyä lineaarista mallia (Piggot ym. 2015). Olden ym. (2006: 33) taas mallinsivat elinympäristön vaikutusta vesihyönteisiin jakamalla elinympäristön hierakkisiin tasoihin ja suorittamalla niiden avulla hermoverkkomallinnuksen. On kuitenkin huomioitava, että sopivin mallinnustapa valitaan aineiston ja tutkimuskysymysten perusteella.

Koska monet vesihyönteislajit ovat herkkiä ympäristön muutoksille, on mielekästä tutkia niiden esiintymiseen vaikuttavia ympäristötekijöitä. Toisaalta ei tule myöskään unohtaa suuremmalla mittakaavalla vaikuttavia alueellisia tekijöitä, jotka vaikuttavat esimerkiksi lajien levintään. Virtavesien vesihyönteisyhteisöjä onkin tutkittu paljon

(Giller & Malmqvist 2004: 71). Tutkimus on kuitenkin keskittynyt lähinnä yksilö- ja lajimäärällisiin tekijöihin eikä niinkään lajien esiintymisen mallintamiseen.

Tämän pro gradu -tutkielman tarkoitus on tuoda lisätietoa siitä, mitkä eri ympäristötekijät vaikuttavat vesihyönteislajien esiintymiseen Tenon subarktisisissa puroissa. Samalla pyritään selvittämään, kuinka paljon havaitut ympäristötekijät vaikuttavat näihin lajeihin. Tämän lisäksi tutkitaan, onko vesihyönteislajien ruumiin koolla yhteyttä lajien esiintymismallien selityksasteisiin. Tutkielman tutkimuskysymykset ovat:

1. Mitkä ympäristömuuttujat selittävät vesihyönteislajien esiintymistä Tenojoen subarktisisissa puroissa?
2. Onko pienikokoisten vesihyönteislajien esiintyminen vaikeammin ennustettavissa kuin suurikokoisten lajien?

2. Vesihyönteiset

Vesihyönteiset ovat kalojen jälkeen eniten tutkittu virtavesien eläinryhmä (Giller & Malmqvist 2004: 71). Monet näistä vesihyönteisistä viettävät muna- ja toukkavaiheensa vedessä, mutta aikuistuttuaan siirtyvät elämään maalle (Giller & Malmqvist 2004: 83). Tietty vesihyönteislaji ei yleensä esiinny koko puron tai joen alueella, vaan viihtyy lajille otollisimmilla mikrohabitaateilla (Lax ym. 1993: 24).

Suurin osa purojen vesihyönteisistä elää uoman pohjassa, ja vain osa liikkuu aktiivisesti uimalla (Hauer & Resh 1996: 340). Vesihyönteisiä on sekä seisovissa että virtaavissa vesissä, joskin lajisto eroaa tavallisesti ympäristöolosuhteiden mukaan. Joissa ja puroissa elävien vesihyönteisten ruumiinrakenne on kehittynyt virtavesiin sopivaksi. Virtaviivainen ja litteä eläin ei tempaudu virran mukaan helposti. Lisäksi useilla vesihyönteisillä on koukkuja ja imuosia, joilla tarttua uoman pohjaan ja irtomateriaaliin (Lampert & Sommer 2010: 44–45). Perhos-, vesiperhos- ja kaksisiipislahkojen edustajat käyttävät lisäksi tarttumiseen silkkimäisiä rihmoja (Hauer & Resh 1996: 341).

Vesihyönteiset ovat sopeutuneet virtavesiympäristöön myös hapenottotavoiltaan. Nämä tavat vaihtelevat lajeittain. Useilla lajeilla on kidusmaisista rakenteita, joilla ne suodattavat hapen suoraa vedestä. Vesihyönteisillä on myös hapenottoon kehittyneitä kudoksia, joiden läpi happi absorboituu kehoon. Osa lajeista hankkii hapen suoraan ilmakehästä tai varastoi ilmaa mukana kulkevaksi ilmakuplaksi. Vesihyönteislajeilla on myös vedenalaiseen elämään kehittyneitä keuhkorakenteita, joiden avulla happea voidaan hankkia diffuusiolla ilmasta tai vedestä (Maitland 1978: 146–147; Hauer & Resh 1996: 341).

Vesihyönteiset voivat tempaantua veden mukaan vahingossa, mutta ne käyttävät virtaavaa vettä myös tarkoitukselliseen paikanvaihtoon. Vaikka tehokas paluu virran yläjuoksulle ei ole mahdollista, löytyy yläjuoksultakin paljon vesihyönteislajeja. Lampert ja Sommerin (2010: 46) mukaan aikuisten hyönteisten munimispaikan sijainnissa on havaittavissa trendi, jonka mukaan aikuiset hyönteiset munivat usein juuri virran yläjuoksulle. Näin ollen virran mukana tempaantuneiden yksilöiden määrä kompensoituu uusilla toukkayksilöillä. Aikuiset yksilöt valitsevat munimispaikan mahdollisimman otolliseksi jälkeläisten kasvulle (Hynes 1972: 230; Lampert & Sommer 2010: 46). Peckarskyn ym. (2000: 186) mukaan *Baetis*- päivänkorentosuvun naaraiden

munimispaikan valintaa käsittelevän tutkimuksen mukaan munimispaikan hydrologia vaikuttaa paikan valintaan suuresti. Jos aikuisen hyönteisen kuoriutumispaidan hydrologiset ominaisuudet eivät ole optimaaliset jälkeläistuotolle, voi naaras etsiä paremman munimispaikan virran yläjuoksulta.

Vesihyönteiset käyttävät ravintonaan leviä, sammalia, lehtiä ja muita kasvinosia, bakteereja sekä toisia eläimiä (Hynes 1972: 193). Vaikka vesihyönteisryhmät ovat erikoistuneet tietynlaiseen ravintoon, syövät ne parhaimmin tarjolla olevaa ravintoa. Ryhmiä ei erota niinkään ravinnon lähde vaan sen hankintatapa (Cummins & Klug 1979: 148, 153). Cummins ja Klug (1979: 153–159) jakavat vesihyönteiset kuuteen ryhmään niiden ravinnonhankintatapojen mukaan: pilkkokajat (shredders), kerääjät (gathering collectors), suodattajat (filtering collectors), kaapijat (scrapers), poraajat (piercers) ja pedot (predators).

Pilkkokajat nimensä mukaisesti pilkkovat ja syövät virtaan joutunutta orgaanista irtomateriaalia. Niiden pääasiallista ravintoa ovat lehdet ja muut kasvinosat. Useat lajit suosivat kasvinosia, joille on kehittynyt bakteeri- tai sienikasvustoja. Nämä kasvustot pehmentävät ja hajottavat kasvimassaa helpottaen sen käyttöä ravintona (Irons ym. 1994: 402). Pilkkokajat hyödyntävät pääasiassa karkeaa, yli millimetrin kokoista orgaanista materiaalia. Monien pilkkokojien elinkiertoa rytmittää lehtien putoaminen, jonka takia kasvimateriaalin määrä purossa on huomattavasti korkeinta syksyisin (Petersen ym. 1989: 26; Johansen ym. 2005: 339).

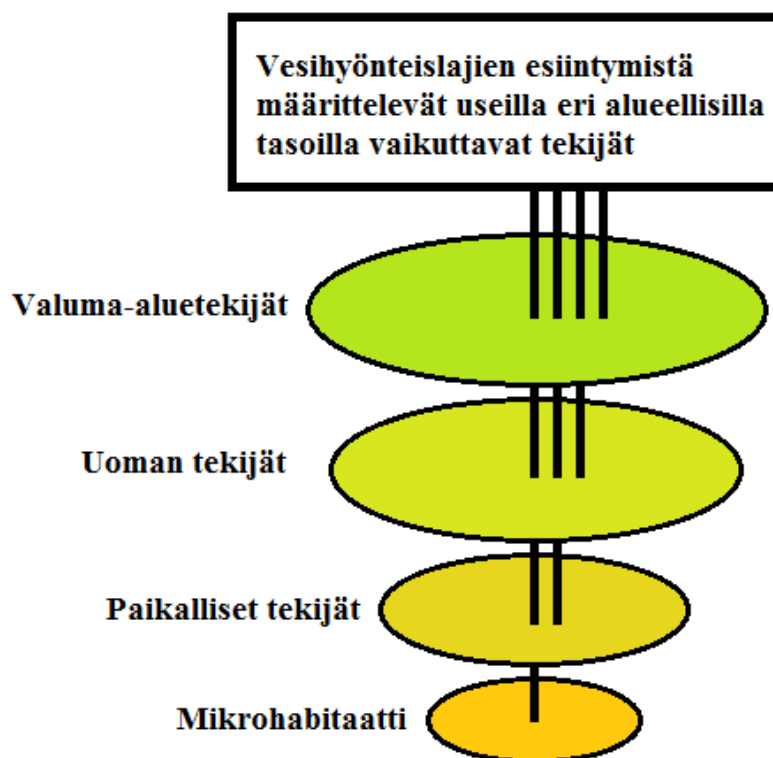
Kerääjät keräävät pohjasta hienojakoista, puolesta mikrometristä millimetriin halkaisijaltaan olevaa materiaalia ravinnoksi. Tällaista materiaalia voivat olla esimerkiksi lehtimateriaalin pienet palat. Kerääjät suosivat erityisesti materiaalia, jonka päälle on kehittynyt bakteerikasvusto. Kerääjät voivat liikkua aktiivisesti ruokaa etsiessään (Cummins ym. 2008: 110). Suodattajat pyydystävät ja suodattavat virran mukana ajelehtivaa orgaanista aineista. Niiden suodattamiseen erikoistuneet suosat poimivat virrasta optimaalisen kokoisia ravintopaloja. Kaapijoiden pääasiallista ravintoa ja ovat erilaiset levät, joita ne kaapivat pohjasta ja kiviltä. Kaapijat ovat erikoistuneet elämään virtapaikoissa ja kiinnittymään alustaan kynsillä ja muilla tarttumiseen kehittyneillä rakenteilla. Poraajat käyttävät ravintonaan orgaanista kasviainesta kuten levää ja nimensä mukaisesti poraavat sen soluihin reikiä imien solun nesteen ravinnoksi. Pedot taas

käyttävät ravintonaan muita eläimiä (Cummins & Klug 1979: 153–159; Giller & Malmqvist 2004: 154, 159).

Ravinnonkäyttöryhmien esiintyminen riippuu puron koosta ja uoman kohdasta. Pääsääntönä voidaan pitää sitä, että suurempaa kasvimateriaalia hyödyntävät vesihyönteiset viihtyvät uoman kohdissa, jossa tätä materiaalia on tarjolla. Tällaisia paikkoja ovat esimerkiksi purojen ja jokien ylävirrat sekä runsaan kasvillisuuden kohdat. Hienompaa kasviainesta käyttävät vesihyönteiset taas suosivat paikkoja, joissa kasvimateriaali on jo valmiiksi pienempää. Nämä vesihyönteiset viihtyvät virran alajuoksulla, jonne virran ja eliöiden hienontama aines kulkeutuu. Petoja esiintyy suhteellisesti saman verran uoman kohdasta tai koosta riippumatta. Pienissä puroissa esiintyy paljon pilkkojia ja kerääjiä, koska suurehkoa orgaanista materiaalia on tarjolla suhteellisen paljon. Keskisuurissa puroissa kaapijat syrjäyttävät pilkkojat. Suurissa virroissa kerääjät ovat yleisimpiä, koska orgaaninen materiaali on yleensä hienompaa kuin alemman luokituksen puroissa. Myös erilaiset habitaatit, kuten runsaan lehtimateriaalin kohta purossa, houkuttelevat paikalle tietyn ravinnonhyödyntämistävän vesihyönteisiä, tässä tapauksessa pilkkojia (Cummins & Klug 1979: 153–159; Vannote 1980; Lampert & Sommer 2010: 230).

Vesihyönteiset luokitellaan usein juuri ravinnonhankintatavan mukaan. Luokittelu on kuitenkin ongelmallinen joidenkin lajien kohdalla (Mihuc 1997: 458). Koska ympäröivät olosuhteet vaikuttavat ravinnon saatavuuteen, on vesihyönteislajeilla morfologisia edellytyksiä hankkia ravintoa muutenkin, kuin pääasiallisella ravinnonhankintatavallaan. Tällaisissa tapauksissa vesihyönteislaji voi kuulua useampaan ravinnonhankintaryhmään (Cummins & Klug 1979: 160–161).

Vesihyönteislajien esiintymistä määrittävät useat eri mittakaavalla vaikuttavat alueelliset tekijät (kuva 1). Valuma -aluetekijät luovat raamit puro- tai jokiuoman ympäristötekijöille, jotka taas vaikuttavat paikallisiin tekijöihin ja sitä kautta mikrohabitaattien muodostumiseen. Esimerkkinä voidaan pitää ilmasto -olosuhteita, jotka määräytyvät suurella mittakaavalla valuma -alueen sijainnin perusteella. Uoman ilmasto -olosuhteisiin taas vaikuttavat esimerkiksi puusto ja alueen korkokuva. Uoman ilmastotekijät vaikuttavat paikalliseen ilmastoon eli lämpötilaan ja sadantaan, mikä taas määrittelee yksittäisen mikrohabitaatin elinolosuhteita (Poff 1997: 391, 396).



Kuva 1. Vesihyönteislajien esiintymistä määrittelevät useat alueelliset tasot. (Kuva on muokattu Poff (1997: 396) pohjalta.)

Vesihyönteisiä löytyy vesistöistä ympäri maailmaa ja lajisto on sopeutunut kulloiseenkin ympäristöönsä. Subarktisten purojen lajiston täytyy selviytyä kylmästä talvesta, joka tarkoittaa purojen jääytymistä noin puoleksi vuodeksi. Myös ravinnon saanti rajoittuu talvikuukausien ajaksi. Subarktisten purojen vesihyönteislajiston elinkierto onkin rytmittynyt vuodenaikojen mukaan. Joidenkin lajien elinkierto on yksivuotinen, jolloin aikuisvaihe ja muninta tapahtuvat kesällä. Suurimman osan elinkierto on kuitenkin monivuotista. Osa lajeista viettää talven diapaussissa, jolloin elintoimintoihin ei kulu turhaa energiaa (Danks 2007: 447–448).

3. Virtavedet vesihyönteisten elinympäristönä

Virtavesiympäristö muuttuu jatkuvasti (Stanford 2007: 6). Se on maaperän, sen geomorfologisten ominaisuuksien, kasvillisuuden, ihmistoiminnan ja virtaavan veden muodostama dynaaminen kokonaisuus, jossa kaikki vaikuttaa kaikkeen (Giller & Malmqvist 2004: 5). Virtavesiympäristö voidaan jakaa kolmeen osaan, jotka ovat

vesimassa, uoma ja uoman alapuolella oleva alue (eng. hyporheic zone), jossa uoman alla oleva vesi sekoittuu pohjaveteen (Lampert & Sommer 2010: 225).

Veden virtaus uomassa voidaan jakaa laminaariseen virtaukseen ja turbulenttiseen virtaukseen. Laminaarinen virtaus on suoraa ja nestepartikkelien sekoittuminen virtauksessa on pientä. Turbulenttinen virtaus tuottaa pyörteitä ja voi vaihdella nopeutta ja suuntaa. Tällöin nestepartikkelit virtaavat myös sivuttaissuunnassa. Turbulenttista virtausta aiheuttavat esimerkiksi jyrkkäreunaisesti alkavat matalikot, uoman leveyden vaihtelut sekä uomassa olevat materiaalikohoumat ja kaarteet. Ylimenovirtaus on edellisten välimuoto. Jokien ja purojen virtaus on pääasiallisesti ylimenovirtausta, jossa esiintyy paikoittain turbulenttisia virtauksia. Käytännössä laminaarista virtausta esiintyy luonnon virtavesissä vain harvoin (Hyvärinen & Puupponen 1986: 160, 165; Allan & Castillo 2009: 79). Virtaustapa vaikuttaa muun muassa veden happipitoisuuteen, pohjamateriaaliin ja puroeliöiden elinympäristöihin (Giller & Malmqvist 2004: 55).

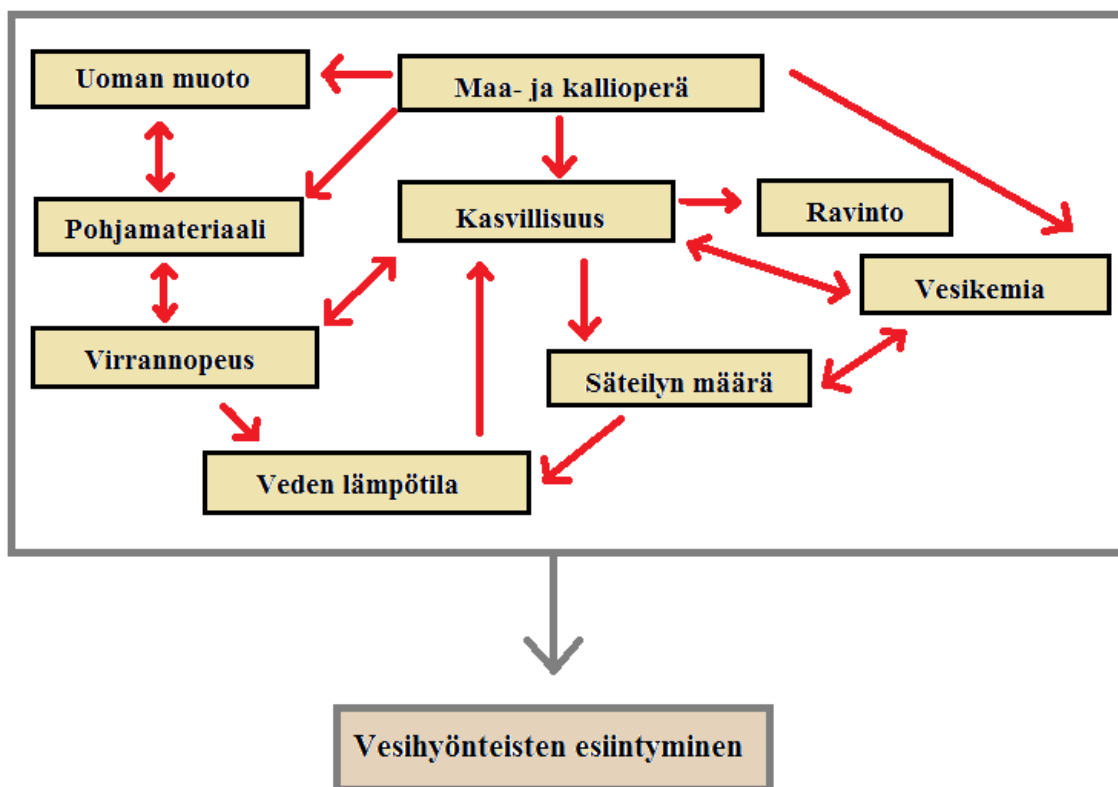
Joen ja puron eroa ei voi yksiselitteisesti määrittää. Virtoja voidaan kuitenkin jaotella esimerkiksi alun perin Hortonin (1945) kehittämän ja sittemmin Strahlerin (1957) paranteleman jokien hierarkkisen mallin avulla. Jokien hierarkkisessa mallissa pienet latvavirrat nimetään numerolla 1 ja kahden latvavirran yhdistyessä tämä suurempi virta saa arvon 2. Kahden 2 -arvoisen virran yhdistyminen taas merkitään virran arvolle 3 ja näin edetään aina suurimpaan päävirtaan asti. Virrat 1–3 luokitellaan pieniksi virroiksi, 4–6 keskikokoisiksi ja niitä suuremmat suuriksi virroiksi (Allan & Castillo 2009: 2; Lampert & Sommer 2010: 228). Luokitus mahdollistaa valuma -alueen hierarkkisen tarkastelun huomioiden kaikki virtavedet. Se jättää kuitenkin huomiotta yhden luokan virtojen keskinäisen kokoeron.

Luonnonvarainen puro on harvoin suora ja tasaisesti virtaava. Purossa on kapeita virtapaikkoja, laajoja suvantoja, mutkia, koskia, kaatuneita puita ja kiviä, jotka vaikuttavat virrannopeuteen ja suuntaan (Hynes 1972: 9). Kosket ja suvantokohtat vaihtelevat suhteellisen säännöllisesti varsinkin, jos puron pohjamateriaali on vaihtelevaa. Koskissa on lähinnä isoja kiviä, kun taas suvantokohtien pohjamateriaali on hienompaa ainesta. Hiekkapohjaisissa puroissa koskien ja suvantojen vaihtelu ei ole kovin suurta, koska hiekka kulkeutuu eteenpäin heikossakin virrassa eikä muodosta varsinaisia koskiosuuksia. Sen sijaan hiekkapohjaisiin puroihin muodostuu pieniä dyynejä, jotka liikkuvat turbulenttisen virran kuluttamina (Hynes 1972: 15–16).

Puroeliöiden kannalta uoman pohja jakaantuu pieniin, homogeenisiin elinalueisiin, mikrohabitaatteihin. Mikrohabitaatiksi voidaan lukea alue, jonka elinolosuhteet ovat suhteellisen samanlaiset. Tärkeimpinä mikrohabitaatin määrittelijöinä käytetään tyypillisesti pohjamateriaalia ja virtausolosuhteita (Frissell ym. 1986: 208). Puron vesihyönteislajit ovat sopeutuneet tietynlaisiin mikrohabitaatteihin. Allan ja Castillon (2009: 75) mukaan erityisen yksinkertaiset tai erityisen monimuotoiset ympäristöt sekä jatkuvat häiriöt vähentävät virtavesiympäristön lajirikkkautta.

Mikrohabitaattien häiriöt johtuvat useimmiten abioottisista tekijöistä, kuten veden virtauksen, pohjamateriaalin, kemiallisen koostumuksen tai lämpötilan muutoksesta. Abioottiset häiriöt liittyvät usein vuodenaikojen vaihteluun ja vaikuttavat vesihyönteisten ravinnonsaantiin muuttamalla levien ja sammalten kasvua (Frissell ym. 1986: 209; Dawson 1988: 291). Virtavesiympäristössä tapahtuvat häiriöt vaikuttavat toisiinsa, jolloin yhden tekijän muutos voi muuttaa elinympäristöä myös muiden tekijöiden kautta. Esimerkiksi veden lämpötilan nousu voi lisätä veden ravinteikkuutta ja johtaa rehevöitymisen kautta hapen määrän vähenemiseen (Allan & Castillo 2009: 75–76).

Vesihyönteisiin vaikuttavat useat ympäristötekijät, kuten kasvillisuus, veteen päätyvän säteilyn määrä, veden lämpötila, uoman muoto ja pohjamateriaali sekä vesikemia. Nämä ympäristötekijät yhdessä muiden mikrohabitaatteja muokkaavien ympäristötekijöiden kanssa muodostavat kompleksisen verkoston, jossa ne vaikuttavat toisiinsa suoraan tai epäsuorasti toisen tekijän kautta (kuva 2) (esim. Hynes 1972; Hauer & Hill 1996; Allan & Castillo 2009).



Kuva 2. Vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä ja niiden yhteys toisiinsa yksinkertaistettuna (Hynes 1972: 229–230; Hawkins ym. 1982: 1840; Dawson 1988: 292; Giller & Malmqvist 2004: 5; Resh ym. 2008: 57–59).

3.1. Kasvillisuus ja virtaan päätyvä säteily

Puron ranta- ja vesikasvillisuus vaikuttavat vesihyönteisten esiintymiseen epäsuorasti levien kasvun, orgaanisen aineksen tuoton, optimaalisten munimispaikkojen, lämpötilan ja varjostuksen kautta (Hynes 1972: 230; Dawson 1988: 292). Kasvillisuus vaikuttaa myös veden kemiallisiin ominaisuuksiin sekä puroon päätyvän kasvimateriaalin määrään ja laatuun. Kasvien juuret pidättävät maa -aineista paikoillaan ja näin vaikuttavat uoman muotoutumiseen. Lisäksi ne ottavat juurillaan vettä maasta, mikä lisää rantatörmien vakautta (Allan & Castillo 2009: 43). Dawsonin (1988: 300–301) mukaan rannan kasvillisuuden varjostus vaikuttaa vesikasvien määrää ja lajistoon. Vesikasvit taas osaltaan vaikuttavat uoman pohjan varjostukseen.

Virtavettä varjostava rantakasvillisuus vaikuttaa puroon päätyvän säteilyn määrään ja veden lämpötilaan merkittävästi. Auringon säteily on purojen pääasiallinen energianlähde. Puroon osuva auringon säteily kiihdyttää fotosynteesiä, mutta myös

epäsuorasti heijastuva säteily on merkittävä energianlähde. Auringon valon eri aallonpituudet absorboituvat eri lailla eri syvyyksissä johtuen veden näkösyvyydestä, johon vaikuttavat veteen lienneet yhdisteet ja hienoaines. Myös paljon levää sisältävä vesi absorboi valoa eri suhteessa kuin täysin kirkas vesi (Lampert & Sommer 2010: 19–20). Punainen ja sininen aallonpituus absorboituvat herkimmin vedessä oleviin irrallisiin partikkeleihin ja veteen itsessään. Keltainen ja vihreä aallonpituus taas absorboituvat hitaammin ja yleensä syvemmälle kuin korkeammat aallonpituudet, kuten punainen aallonpituus. Matalissa ja suhteellisen kirkasvetisissä puroissa auringon säteily pääsee puroon pohjalle asti (Moss 1980: 6–7).

Veden lämpötila ja virtaveteen osuvan auringon säteilyn määrä vaikuttavat varsinkin vaihtolämpöisten vesieläinten elinkiertoon. Rannan kasvillisuuden varjostus on Sweeneyn (1993: 292) mukaan yksi tärkeimmistä vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavista tekijöistä. Varsinkin pienissä ja varjoisissa puroissa valon määrä saattaa olla puron tuottavuuden kannalta rajoittava tekijä (Allan & Castillo 2009: 109). Säteilyn määrään vaikuttavat rantakasvillisuuden ohella kasvillisuus vedessä, säätila, vuodenaika, alueen korkeussuhteet sekä veden syvyys ja sameus (Dawson 1988: 292; Hauer & Hill 1996: 93; Giller & Malmqvist 2004: 32–36). Myös päivän pituus ja säteilyn kulma suhteessa veteen vaikuttavat puroon päätyvän säteilyn määrään (Ruttner 1975: 12). Koska virta levenee alavirtaan päin mentäessä, säteilymäärät kasvavat samalla varjostuksen vähentyessä, jos rantapenkereiden kasvillisuuden määrä pysyy samana (Hauer & Hill 1996: 96). Talvisin rantatörmien lumi ohjaa säteilyä puroon enemmän kuin paljas maa, mutta toisaalta puron jääkerros heijastaa lähes kaiken valon, jolloin puroon päätyvän valon määrä on hyvin pieni (Lampert & Sommer 2010: 21).

Rannan kasvillisuuden lisäksi vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavat myös purojen vesikasvit (Dawson 1988: 292). Purossa oleva vesikasvillisuus vaikuttaa vesihyönteisten esiintymiseen tarjoamalla ravintoa, tarttumapaikkoja ja suojaa virralta sekä sitomalla pohjamateriaalia. Vesihyönteisten kannalta tärkeitä kasveja ovat muun muassa levät ja jotkin sammalet, joita ne käyttävät ravintonaan (Hynes 1972: 193). Purojen kasvillisuus koostuukin lähinnä sammalista, levistä ja akvaattisista jäkälistä. Ne ovat sopeutuneet voimakkaaseen virtaan ja pystyvät kiinnittymään myös kivien ja suurten

lohkareiden pintaan. Hitaamman virran kohdissa voi esiintyä myös vedessä eläviä putkilokasveja. Uoman pohjassa oleva kasvillisuus sitoo pohjamateriaalia juurillaan ja lisää näin habitaattien stabiiliutta (Dawson 1988: 286–287).

3.2. Veden lämpötila

Veden lämpötila vaihtelee vuorokauden ja vuodenaikojen mukaan. Korkeimmillaan veden lämpötila on iltapäivisin, kun aurinko on lämmittänyt vettä. Alhaisin lämpötila taas on aamuyöllä ennen auringon nousua, kun lämpö on ehtinyt haihtua ja vakiintua lähelle ilman lämpötilaa (Lampert & Sommer 2010: 21, 30). Veden vuorokautiset lämpötilaerot voivat olla useita asteita. Vaihtelu on suurempaa pienissä ja korkean alueen puroissa (Hauer & Hill 1996: 94).

Veteen päätyvä auringon säteily on puron pääasiallinen lämmön lähde. Puroveden lämpötilaa nostavat myös lämmön johtuminen maasta tai ilmasta. Veden lämpötila laskee haihdunnan yhteydessä ja ilman tai maan ollessa purovettä viileämpiä. Virtavesissä, varsinkin pienehköissä puroissa veden lämpötila on lähes sama uoman eri osissa, joskin yläjuoksun vesi voi olla hieman alajuoksun vettä viileämpää (Giller & Malmqvist 2004: 32–36). Jos puroon liittyy pohjavettä, voi tämä osa purosta olla kesällä muita osia viileämpi ja talvella taas lämpimämpi (Hynes 1972: 29). Myös kasvillisuuden varjostus ja virrannopeuden vaihtelu voi aiheuttaa lämpötilaeroja puron eri osien välille (Hauer & Hill 1996: 95). Virtaava puro ei jäädy kovin helposti pakkasellakaan. Veden jatkuva liike pitää puron sulana, mutta korkeammilla pakkasasteilla puroihinkin kehittyy jääkansi. Purot eivät yleensä jäädy pohjaan asti pienimpiä puroja lukuun ottamatta. Jää ja sen päälle kasautuva lumi ovat tehokas eriste, joka estää purovettä saavuttamasta talven kylmimpiä lämpötiloja (Hynes 1972: 32).

Veden lämpötila on tärkeä ympäristötekijä vesihyönteisille. Vesihyönteisiä esiintyy hyvin vähän lämpimissä, yli 40° C vesissä. Sen sijaan ne pystyvät selviytymään hyvin viileissä vesissä, kuten subarktisisissa puroissa, jossa lämpötila voi laskea talvisin reilusti pakkasen puolelle (Resh ym. 2008: 57–59). Vaikka jääpeite suojaa puroa ja sen eliöitä, voi sen nopea muodostuminen tai keväinen jäidenlähtö myös vahingoittaa vesihyönteisyhteisöä. Jäidenlähtö irrottaa pohjamateriaalissa kiinni olevia leviä ja vesihyönteisiä (Miller & Stout 1989: 112). Suurin osa vesihyönteisistä siirtyy pois pohjaan asti jäätyviltä puron kohdilta, mutta Irons ym. (1993: 98) Alaskan subarktisia

puroja koskevan tutkimuksen mukaan Chironomidae- ja Empididae-heimojen vesihyönteiset pystyvät talvehtimaan myös jäätyneissä ympäristöissä.

Lämpötila vaikuttaa vaihtolämpöisten eläinten, kuten vesihyönteisten, ravintoon, elintoimintoihin ja lisääntymiseen. Kasvava lämpötila tarkoittaa useassa tapauksessa ravinnon määrän kasvua, jolloin energiaa on saatavilla enemmän. Toisaalta lämpimämpi ympäristö kiihdyttää eläimen elintoimintoja, jolloin sen energiantarve kasvaa. Vesihyönteisten kasvu on lähes suoraan verrannollinen lämpötilaan ja sitä kautta lisääntymiseen, koska naaraiden koko vaikuttaa niiden tuottamien munien määrään. Pienet vesihyönteisnaaraat tuottavat keskimäärin vähemmän munia kuin suuret (Allan & Castillo 2009: 99, 102–103). On kuitenkin huomattava, ettei lämpötilan nousu itsessään vaikuta vesihyönteisten kokoon positiivisesti, vaan lähinnä kyse on optimilämpötilan lähestymisen positiivisista vaikutuksista (Sweeney & Vannote 1978).

3.3. Virrannopeus

Virrannopeuteen vaikuttavat virran pituus ja muoto, valuma -alueen koko ja korkeussuhteet, järvisyys, valunnan määrä sekä ilmasto (Giller & Malmqvist 2004: 57). Veden virtaus tuo happea ja ravinteita sekä kuljettaa jätökset pois. Se muovaa joki- tai purouomaa ja muodostaa uomaan erilaisia mikrohabitaatteja. Virrannopeus on yleensä suurinta uoman keskiosissa ja rauhallisinta uoman pohjassa ja reunoilla. Myös jään alapinnalla virtaus on uoman keskiosia hitaampaa. Virtausolot vaihtelevat kuitenkin paljon ja todellisuudessa virtausnopeuteen vaikuttavat merkittävästi uoman muoto, gradientti ja irtopartikkelit, kuten isot kivet (Lax ym. 1993: 19; Lampert & Sommer 2010: 29). Myös vuodenaika vaikuttaa puron virrannopeuteen. Virrannopeus on korkeimmillaan kevät- ja syystulvien aikaan. Virrannopeuden vaihtelut vaikuttavat muun muassa pohjamateriaalin stabiiliuteen, vesikasvillisuuteen ja vesikemiaan (Frissell ym. 1986: 209; Dawson 1988: 297). Harperin (1990: 62) mukaan korkean virrannopeuden purot ovat tuottavampia kuin hitaan virrannopeuden purot.

Virtauksen voimakkuus, laajuus, kesto, ajoitus ja vaihtelu vaikuttavat virtavesien eliöihin (Resh ym. 2008: 59; Allan & Castillo 2009: 28). Virtaus muokkaa habitaatteja, kuljettaa ravintoa ja eliöitä sekä vaikuttaa saatavilla oleviin resursseihin ja eliöiden väliseen kanssakäymiseen (Hart & Finelli 1999: 366). Virrannopeus vaikuttaa sekä ravinnonhankintaan että kaasujen vaihtoon (Hynes 1972: 197). Varsinkin uoman pohjan

virtausnopeus on tärkeää vesihyönteisille (Lax ym. 1993: 19). Purojen pohjamateriaalin pinnalla on niin sanottu rajapinta, jossa veden virtaus on hitaampaa. Tämä alue on otollinen vesihyönteisille (Ruttner 1975: 11; Moss 1980: 97).

Virtavesien eliöt käyttävät virtausta hyödykseen, mutta vaarana on myös joutuminen temmatuksi veden mukaan (Allan & Castillo 2009: 76). Liian suuri virrannopeus voi vaikuttaa negatiivisesti vesihyönteisten esiintymiseen (Cobb ym. 1992: 1788). Toisaalta Macan (1974: 132, 140) osoitti, että virrannopeuden kasvaessa lajirunsaus voi kasvaa eli moni laji pystyy elämään melko kovissakin virrannopeuksissa. Virrannopeuden vaikutuksessa vesihyönteisten esiintymiseen onkin kyse lähinnä optimista ja toisaalta pohjamateriaalista, jonka kokovaihtelu luo hitaamman virran paikkoja.

Vesihyönteisten elinkierto on sopeutunut vuodenaikojen mukaan muuttuvaan virrannopeuteen (Hynes 1972: 227). Allan ja Castillon (2009: 103) mukaan jotkin vesihyönteiset hakeutuvat sitä suojaisampiin paikkoihin mitä suuremmaksi virrannopeus kasvaa. Suuret vaihtelut virrassa, kuten esimerkiksi keväiset tulvat, vaikuttavat habitaattien vakauteen ja vähentävät vesihyönteisten määrää (Cobb 1992: 1794). Kevättulvat kuljettavat veden mukana pohjamateriaalia ja vesikasveja, mutta myös vesihyönteisiä (Miller & Stout 1989: 112).

3.4. Uoman muoto

Veden virtaus vaihtelee eri kohdassa uomaa niin syvyyden kuin leveys- ja pituussuuntienkin mukaan. Uoman leveyden vaihtelut, pohjan muoto ja partikkelit, kuten kivet vaikuttavat virtauksen nopeuteen ja pyörteisyyteen (Moss 1980: 35, Allan & Castillo 2009: 2). Miller & Stoutin (1989: 112) mukaan leveissä puroissa on enemmän mikrohabitaatteja kuin kapeissa puroissa, koska leveässä uomassa virtauksen vaihtelut ja pohjamateriaali ovat usein vaihtelevampia kuin kapeissa puroissa. Näin ollen leveissä puroissa on myös enemmän vesihyönteisiä, sillä vesihyönteisiä on runsaimmin paljon erilaisia mikrohabitaatteja käsittävissä puroissa (Giller & Malmqvist 2004: 43). Myös puroon päätyvän säteilyn määrä vaikuttaa vesihyönteisten määrään puroon koosta ja muodosta riippuen. Leveässä purouomassa puroon osuvaa auringonsäteilyä on enemmän,

koska rantakasvillisuus ei pääse varjostamaan koko uomaa (Hauer & Hill 1996: 96). Syvissä puroissa säteilyä pääsee vähemmän puron pohjalle (Moss 1980: 35). Virran muoto ja koko vaikuttavat myös veden lämpötilaan ja sitä kautta muun muassa levien ja sammalien kasvuun.

3.5. Uoman pohjamateriaali

Pohjamateriaalit voidaan jakaa orgaaniseen (virtauksen tempaamat kasvinosat, virtaan pudonneet lehdet) ja epäorgaaniseen materiaaliin (maaperän irtoaines). Lisäksi orgaaninen pohjamateriaali voidaan jakaa edelleen elävään materiaaliin, kuten levät ja sammalet sekä kuolleeseen, kuten veteen pudonneet lehdet tai puun palaset. Epäorgaaninen pohjamateriaali luokitellaan yleensä reakoon mukaan hiekkaan, soraan, pikkukiviin, kiviin ja lohkareisiin (eng. sand, gravel, pebble, cobble, boulder). Kokoluokituksia on useita, mutta yleisesti käytetty on Wentworthin (1922) luokittelu, jossa edellä mainitut raekoot voidaan jakaa vielä alempiin luokkiin (Giller & Malmqvist 2004: 40–41; Allan & Castillo 2009: 41–42).

Hawkinsin ym. (1982: 1840) mukaan uoman pohjamateriaali on ravinnon jälkeen tärkein vesihyönteispopulaatiota säätelevä tekijä. Pohjamateriaali mahdollistaa tarttumispaikan, jolla levätä, liikkua, lisääntyä ja piiloutua pedoilta. Lisäksi uoman pohjamateriaaliin tarttuu ravintoa, jota vesihyönteisyhteisö voi hyödyntää (Giller & Malmqvist 2004: 38–43; Allan & Castillo 2009: 103). Erilaiset pohjamateriaalit luovat vaihtelevia mikrohabitaatteja, joille kukin laji on sopeutunut elämään.

Allan ja Castillon (2009: 89, 103) mukaan pohjamateriaalin koko vaikuttaa vesihyönteisten esiintymiseen. Vesihyönteisten määrä vähenee pohjamateriaalin epävakaan lisääntyessä (Cobb ym. 1992: 1792). Epävakaa hiekkapohja ei ole otollinen kovinkaan monelle vesihyönteiselle, mutta sen sijaan virran pohjalla oleva sora vaikuttaa vesihyönteisten ja vesikasvien monimuotoisuuteen positiivisesti. Raekooltaan suuremmat pohjamateriaalit tarjoavat erilaisia elinympäristöjä toisin kuin hienot pohjamateriaalit. Esimerkiksi virrassa oleva lohkareen pinnalla on erilaisia mikrohabitaatteja suhteessa virtaan. Ylävirran puolella ja lohkareen päällä on luultavasti voimakas virta, kun taas alavirran puoli ja lohkareen alapuoli voivat tarjota turbulenttisen tai virralta suojaisan tarttumispaikan. Pohjamateriaalin raekoon kasvu lisää vesihyönteisten määrää siihen asti, että raekoon mediaani vaihtuu kivistä lohkareiksi. Eri vesihyönteislajit ovat sopeutuneet

erilaisiin elinympäristöihin, jolloin pohjamateriaalin monipuolisuus lisää useassa tapauksessa vesihyönteisten lajistollista monimuotoisuutta. Yleisesti voidaan sanoa, että mitä stabiilimpi pohjamateriaali on, sitä suurempi on myös vesihyönteisten laji- ja yksilömäärä (Macan 1974: 126; Maitland 1978: 110; Downes ym. 1998: 253; Giller & Malmqvist 2004: 43; Rush ym. 2008: 64).

Pohjamateriaalin monipuolisuus ei vaikuta vesihyönteisten elinolosuhteisiin vain virtausolojen kautta, vaan tarjoaa myös vaihtelevia paikkoja eri levälajien kasvuun, joita vesihyönteiset käyttävät ravintonaan. Lisäksi virrassa olevat lohkaaret ja esimerkiksi kaatuneet puut synnyttävät hitaamman virran paikkoja, joihin virran mukana kulkenut orgaaninen materiaali kerääntyy. Näihin paikkoihin kerääntyvä materiaali tarjoaa elinympäristön ja ravintoa vesihyönteisille (Hynes 1972: 21; Downes ym. 1998: 251). Downesin ym. (1998: 237) mukaan puroissa, joiden pohja on epätasainen, vesihyönteisten koko on pienempi kuin tasapohjaisemmissa puroissa. Samassa tutkimuksessa huomattiin, että vaikka pohjan epätasaisuus ja pohjamateriaalien halkeamat vaikuttavat negatiivisesti vesihyönteisten kokoon, ne kuitenkin lisäävät vesihyönteislajien ja – yksilöiden määrää (Downes ym. 1998: 237).

3.6. Vesikemia

Tärkeimmät vesikemiaan vaikuttavat tekijät ovat geologia, topografia, kasvillisuus, etäisyys muista vesistöistä, sade ja lumiensulamisedet, sekä mahdolliset ihmisen aiheuttamat häiriöt, kuten asutus tai teollisuus. Myös vuorokauden- ja vuodenaikojen vaihtelu vaikuttaa puroveden kemialliseen koostumukseen (Giller & Malmqvist 2004: 44–45). Virtaavan veden ansiosta puron vesikemialliset olosuhteet ovat suhteellisen samanlaiset uoman kohdasta riippumatta (Dawson 1988: 301).

Tärkeimmät veteen liukenevat kaasut ovat happi, typpi, hiilidioksidi, rikkivety ja metaani. Kaasut päätyvät veteen joko ilmasta tai vesieliöiden aineenvaihdunnan tuloksena (Lampert & Sommer 2010: 16). Maaperän ja vesikemian suhde on molemminpuolinen. Maaperästä liukenee yhdisteitä veteen, mutta virtavesi voi myös tuoda alueelle ravinteita (Giller & Malmqvist 2004: 5–6).

Rantakasvillisuus vaikuttaa puron vesikemiaan neljällä tavalla. Ensinnäkin virtaan putoavat lehdet ja muu kasvimateriaali vapauttavat yhdisteitä veteen. Kasvien juuret ottavat yhdisteitä pohjavedestä ja toisaalta muokkaavat maata edistäen veden ja maa-

aineksen kohtaamista. Lisäksi kasvillisuuden aiheuttava varjostus voi hillitä tai päinvastoin lisätä puroissa tapahtuvia valoperusteisia kemiallisia reaktioita (Sweeney 1993: 298). Rantakasvillisuuden lisäksi veden kemiallisiin ominaisuuksiin vaikuttaa purojen vesikasvillisuus. Vesikasvien fotosynteesissä sitoutuu ja vapautuu yhdisteitä veteen (Dawson 1988: 311).

3.6.1. pH

Veden pH riippuu vetyionien määrästä, jolloin veden pH -pitoisuuteen vaikuttavat alueen kallio- ja maaperä, kasvien yhteyttäminen ja typensidonta sekä eliöiden soluhengitys (Maitland 1978: 15; Lampert & Sommer 2010: 26–27). Sadevesi on yleensä hiukan hapanta siihen liukenevien yhdisteiden vuoksi, mutta se kuitenkin neutralisoituu imeytyessään maahan (Hynes 1972: 36–37). Happamoitumiselle herkillä alueilla hapan sade voi aiheuttaa ongelmia muuttamalla elinolosuhteita. Esimerkiksi eliöille vaarallinen alumiini muuttuu liukoiseksi pH:n laskiessa alle 4,5. pH voi vaihdella suhteellisen pienen ajan sisällä esimerkiksi vesisateen tai lumien sulamisen takia ja tavallisin syy happamuuden muutoksille onkin vuodenaikojen vaihtelu (Giller & Malmqvist 2004: 47–50).

Maaperän laadulla on suuri vaikutus veden kemiallisiin ominaisuuksiin. Varsinkin alkaliniteetti ja pH kuvastavat alueen maa- ja kallioperää. Emäksisten maa- ja kivilajien alueet eivät ole yhtä herkkiä happamoitumiselle kuin happamampien kivilajien alueet. Tällaisia happamia alueita ovat esimerkiksi pohjoisborealiset havumetsät. Maaperän ominaisuudet vaikuttavat myös kasvillisuuteen maalla ja vedessä, jotka taas omasta puolestaan vaikuttavat veden happamuuteen (Giller & Malmqvist 2004: 5, 47).

Veden pH:n lasku johtuu joko luonnollisesti happamasta maa- ja kallioperästä tai ilman kautta kulkeutuneista happamista yhdisteistä (Dangles ym. 2004: 149). Ihmistoiminnan aiheuttama happamoituminen vaikuttaa vesieliöihin negatiivisemmin kuin luonnollinen happamoituminen. Luonnollisesti happaman ja ihmistoiminnan kautta happamoituneen vesistön lajikoostumus on erilainen. Luonnollisesti happamissa vesissä eliöstö on yleensä sopeutunut happamuuteen. Lisäksi monissa luonnollisesti happamissa vesissä, kuten pohjoisboreaalisten metsien puroissa on paljon kiintoainesta, johon liukoinen alumiini voi sitoutua. Näin ollen liukoisena myrkyllinen alumiini ei aiheuta vaaraa eliöille (Dangles ym. 2004: 152–153).

3.6.2. Rauta

Rauta esiintyy luonnonvesissä rautaoksideina, joista rautadioksidi on liukoisessa muodossa. Raudan määrään purossa vaikuttaa alueen kallio- ja maaperän lisäksi mahdolliset ihmisen aiheuttamat häiriöt sekä veden pH (Ruttner 1975: 83–84). Veden pH katalysoi hapettumis -pelkistymisreaktiota, jossa rautaionit muuttuvat raudan bikarbonaateiksi (Hynes 1972: 44). Esimerkiksi soihin yhteydessä olevilla vesillä on matalan pH:n vuoksi yleensä korkea rautapitoisuus.

Rauta on raskasmetalli ja voi suurina pitoisuuksina olla myrkyllistä vesieliöille (Moss 1980: 243). Rauta on liukoisemmassa muodossa pH:n ollessa matala ja on tällöin eliöille vaarallinen (Maitland 1978: 19). Liian suuri veden rautapitoisuus vaikuttaa vesihyönteisten liikkumis- ja ravintokäyttäytymiseen kertymällä eliöiden kudoksiin. Suurina määrinä rauta voi aiheuttaa eliöille myrkytystilan (Gerhardt 1992: 79).

3.6.3. Typpi

Typpi on yleensä purossa nitraatteina. Hapettomissa olosuhteissa typpi voi olla myös nitriittimuodossa (Maitland 1978: 18). Typen yhteydessä käytetään termiä kokonaistyyppi. Se koostuu vesistössä olevasta epäorgaanisesta tyypestä, liukoisessa muodossa olevasta tyypestä sekä tyypestä, joka on sitoutunut orgaaniseen tai epäorgaaniseen materiaaliin. Typen pääasiallinen lähde on ilma, josta typensitobakteerit muuttavat sen eliöille käyttökelpoiseksi nitraatiksi (Ruttner 1975: 81–82, 88, 97). Typeä päätyy puroon jonkin verran myös sadeveden mukana (Maitland 1978: 17–18). Typen määrä purossa on yleensä suhteellisen stabiili, ellei valuma -alueella tapahdu poikkeuksellisia typeä lisääviä häiriöitä. Typeä voi päästä puroon esimerkiksi valuntana maatalousalueilta, jossa sitä käytetään lannoitteena (Hynes 1972: 46–48).

Puroon päätynyt typpi luo otollisemmat kasvuolosuhteet monille kasveille ja sillä onkin osuus purojen rehevöitymisessä (Whittaker 1970: 120; Hynes 1972: 46–48). Typen määrän lisääntyminen voi johtaa levien ja muiden vesikasvien kasvun lisääntymiseen. Typpimäärän lisääntyminen voi olla suotuisa muutos vesihyönteisille, jotka käyttävät ravintonaan leviä. Toisaalta liiallinen rehevöityminen voi johtaa myös veden happikatoon ja siitä johtuvaan vesihyönteisten lajimäärien laskuun (Hynes 1972: 229; Dawson 1988: 301). Vesihyönteisten typensietokyky vaihtelee lajeittain ja ravinnonhankintatapojen

mukaan. Grimm'n (1988: 1884, 1891) tutkimuksen mukaan erityisesti kerääjät näyttäisivät hyötyvän typen määrän hienoisesta noususta. Tutkimuksessa kerääjien ruumiin koko kasvoi, kun puron typpimäärä kaksinkertaistettiin.

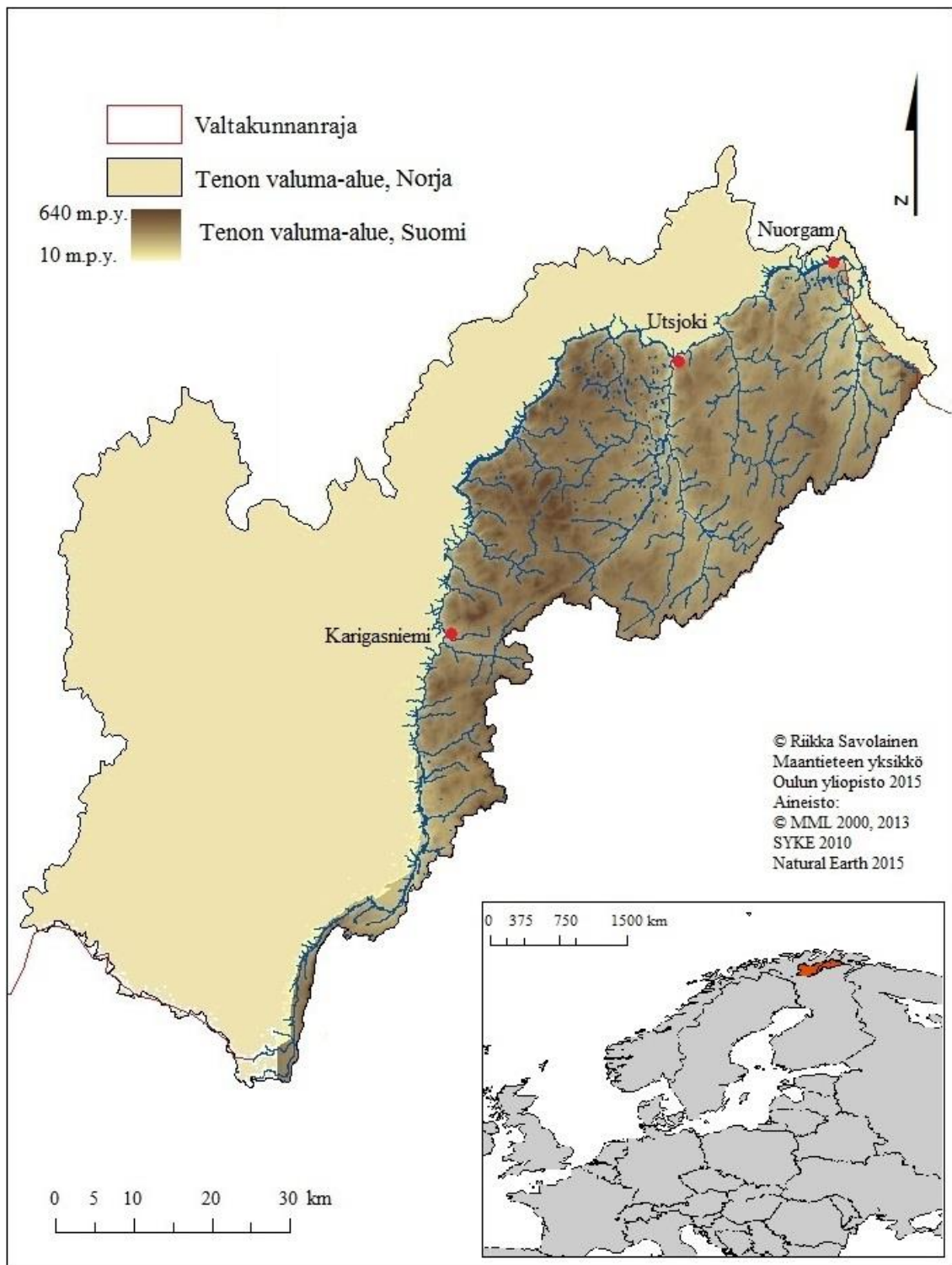
3.6.4. Mangaani

Mangaani on siirtymämetalli, jota voi päästä veteen kulkeutena esimerkiksi kaivos- tai teollisuusalueelta. Mangaania on pieniä määriä lähes kaikissa maalajeissa ja niinpä sitä esiintyy kaikissa luonnonvesissä, joskin pitoisuudet vaihtelevat (Moss 1980: 234–244; Drever 1982: 312–314). Mangaania esiintyy luonnonvesissä liukoisessa muodossa ja se sitoutuu helposti esimerkiksi veden mukana kulkevaan hienoainekseen (Moss 1980: 112). Vuodenaikojen vaihtelu vaikuttaa huomattavasti mangaanin määrään vedessä. Pontérin ym. (1992: 1485) mukaan lämpötilan nousu, pH:n kohoaminen ja hienoaineksen määrä vedessä vaikuttavat kaikki positiivisesti mangaanin määrään.

Mangaani kertyy eliöiden kudoksiin ja voi suurina määrinä aiheuttaa myrkytyksen. Liian suuri mangaanin määrä heikentää myös vesihyönteisten elinolosuhteita, joskin mangaaninsietokyky vaihtelee lajeittain. Lisäksi mangaanilla voi olla yhteisvaikutuksia muiden mahdollisesti toksisten yhdisteiden kanssa (Ali & Fishar 2005: 299; Mejía-Saavedra ym. 2005).

4. Tutkimusalue

Tenojoen valuma -alue sijaitsee Suomen ja Norjan alueella (kuva 3). Se muodostuu valtakunnanrajaa mukailevan Tenojoen vesistön. Suomen puolella valuma -alue on Inarin ja Utsjoen kunnan alueella ja Norjan puolella Kautokeinin, Tanan ja Karasjoen kunnissa. Tenojoki syntyy, kun etelästä laskevat Inarijoki ja Karasjoki yhtyvät Tenojoeksi Karigasniemen kylän jälkeen. Myöhemmin Tenojokeen liittyvät etelästä pohjoiseen virtaavat Utsjoki, Vetsijoki ja Pulmankijoki sekä pohjoisesta virtaavat Valjohka, Levajohka ja Rappelva. Lisäksi Tenojokeen yhtyy lukuisia pienempiä jokia ja puroja. Tenojoki laskee Tenovuonoon Norjan pohjoisrannikolla (Mansikkaniemi 1970: 2; Lax ym. 1993: 11).



Kuva 3. Tenojoen valuma-alue ja sen Suomen puoleisen osan korkokuva.

Korkokovaltaan Tenojoen valuma -alue on hyvin vaihtelevaa. Tenojoen valuma-alue kuuluu Fennoskandian kilven alueeseen, joskin osa Norjan puoleisesta alueesta Kaledonian vuoriston alueeseen (Lapin ympäristökeskus 2010: 16). Alueen korkein kohta on Norjan puolella oleva Rastigaisa -tunturi, joka ulottuu yli kilometrin korkeuteen (Mansikkaniemi 1970). Leveimmillään valuma -alue on 256 kilometriä (Mansikkaniemi 1970: 2). Valuma -alueen kokonaispinta -ala on 16 386 km², josta Suomen puolella on 5092 km² eli noin kolmasosa (Huttula ym. 1996: 7). Huttulan ym. (1996: 8) mukaan Tenojoen keskivirtaama Pulmangissa on 163 m³/s ja Onnelansuvannossa 139 m³/s. Mansikkaniemen (1972) tekemien mittausten mukaan virtaus noin metrin etäisyydellä vesirajasta keskivedenkorkeudella oli 0,7–1,8 m/s, mutta uoman keskiosassa tai tulvan aikana virtausnopeus voi nousta moninkertaiseksi.

Laxin ym. (1993: 13) mukaan Tenojoki jaetaan kolmeen osaan: Ylempi Hiekka-Teno, Koski -Teno ja Alempi Hiekka -Teno. Näitä alueita jakavat Tenojoen suurimmat kosket Yläköngäs ja Alaköngäs. Ylempi Hiekka -Teno ulottuu Tenojoen yläjuoksulta Yläköngäälle. Nimensä mukaisesti se koostuu jokiuoman hiekkasärkistä ja matalista, rauhallisemman virran alueista. Koski -Teno sijaitsee Ylä- ja Alaköngään välissä. Sitä luonnehtivat kiviset rannat ja pienet kosket. Alempi Hiekka -Teno alkaa Alaköngäältä, jossa jokiuoma laajenee muodostaen hiekkasuiston. Tenojoen valuma -alueen järvisyys on vain 2,4 % (Lax ym. 1993: 15). Alueen ylivoimaisesti suurin järvi on Norjan puolella oleva Jiešjavrre. Suomen puolelta suurimmat järvet ovat Pulmankijärvi ja Vetsijärvi (Ekholm 1993: 139).

4.1. Maa- ja kallioperä

Tenojokilaakso on liikkuvan jäätikön kuluttama ruuhilaakso. Joki virtaa noin 200–300 metriä ympäröiviä alueita alempana. Laakson pohjaa peittää jäätikön sulamisvesien ja joen lajittelema materiaali paikasta riippuen noin 20–70 metrin paksuudelta. Veden vaikutus on suurinta alhaalla jokilaaksossa, jonka pohjalla Tenojoki virtaa uomassaan (Mansikkaniemi 1970: 1–2; Lax ym. 1993: 13; Huttula ym. 1996: 8). Viimeisen jääkauden loppupuolella Tenojoki oli Jäämeren vuono Yläköngäälle asti. Tästä muistuttaa 87 metriä merenpinnan yläpuolella oleva muinaisranta (Manner & Tervo 1988: 150). Jääkausi jätti alueelle merkkinsä myös drumliineina, harjuina, kamemaastoina, jokiterasseina, laaksontäyteinä ja dyyneinä (Mansikkaniemi 1970: 1).

Tenon valuma -alueen kallioperä on alueelle tyypillisesti happamaa. Kallioperän koostuu lähinnä graniittigneissistä, liuskeita ja syväkivistä (Lapin ympäristökeskus 2010: 17). Valuma -alueen Suomen puoleinen osa ja Karasjoen valuma -alue koostuvat prekambriesta kallioperästä, kun taas Norjan rannikolla kallioperä on eokambrista, jolle tyypillisiä kivilajeja ovat ei -metamorfiset sedimenttikivilajit. Tällä alueella on suurimmat korkeuserot (Mansikkaniemi 1970: 2; Lax ym 1993: 13). Tenojoen alue on granuliittia joen yläjuoksulta melkein Utsjoelle asti. Utsjoen yläjuoksun ympärillä kallioperä koostuu vuoroin granuliitista, vuoroin pohjagneissistä, vulkaanisista kivistä ja ennen kaikkea happamista syväkivistä, jotka muodostavat suuremman kallioperäalueen Utsjoen länsipuolelta Nuorgamiin saakka (Manner & Tervo 1988: 137).

4.2. Ilmasto ja kasvillisuus

Tenojoen valuma -alue kuuluu subarktiseen ilmastovyöhykkeeseen. Valuma-alueen vuoden keskilämpötila on noin nolla celsiusastetta Jäämeren läheisyydessä ja alle kahden miinusasteen tietämissä mantereisilla meteorologisilla asemilla (Dankers & Christensen 2005: 369). Vaikka Golf -virta ja läheinen Jäämeri lämmittävät Tenon valuma -alueen ilmastoa, on termisen kesän pituus alle seitsemänkymmentä päivää (Lapin ympäristökeskus 2010: 20). Valuma -alueen vuosittainen sademäärä vaihtelee yläjuoksun 310 millimetristä alajuoksun 410 millimetriin (Mansikkaniemi 1970: 6). Noin puolet vuosittaisesta sadannasta tulee lumena. Pohjois -Suomessa haihdunta on vähäistä viileän ilmaston vuoksi ja noin 80 % sadevedestä päätyy uomaverkoston (Niemi 2010: 359). Lumi sulaa Tenojoen laaksoalueilta keväisin touko -kesäkuussa, mutta laaksoja korkeammilla alueilla sulaminen tapahtuu hieman myöhemmin (Dankers & Christensen 2005: 369).

Tenojoen valuma -alue on pääosin luonnontilaista metsää, avoimia kankaita ja kalliomaita. Rakennettuja alueita ovat lähinnä joen läheiset kyläkeskittymät ja muu harvahko asutus (Lapin ympäristökeskus 2010: 19). Valuma -alue kuuluu kasvillisuuden perusteella lähes kokonaan pohjoisborealiseen vyöhykkeeseen, mutta pieneltä osin myös matala -alpiiniseen vyöhykkeeseen. Tenojokivarressa esiintyy rantametsiä ja -niittyjä, kun taas ylempänä tunturissa on soita, tunturikoivuja ja paljakkaa (kuva 4). Mäntymetsää esiintyy vain laikuittain, lähinnä Inari- ja Karasjokilaaksoissa (Huttula ym. 1996: 8; Dankers & Christensen 2005: 369).



Kuva 4. Kevojärveen laskeva puro. (Valokuva Pauliina Björk 11.9.2015).

4.3. Hydrologia

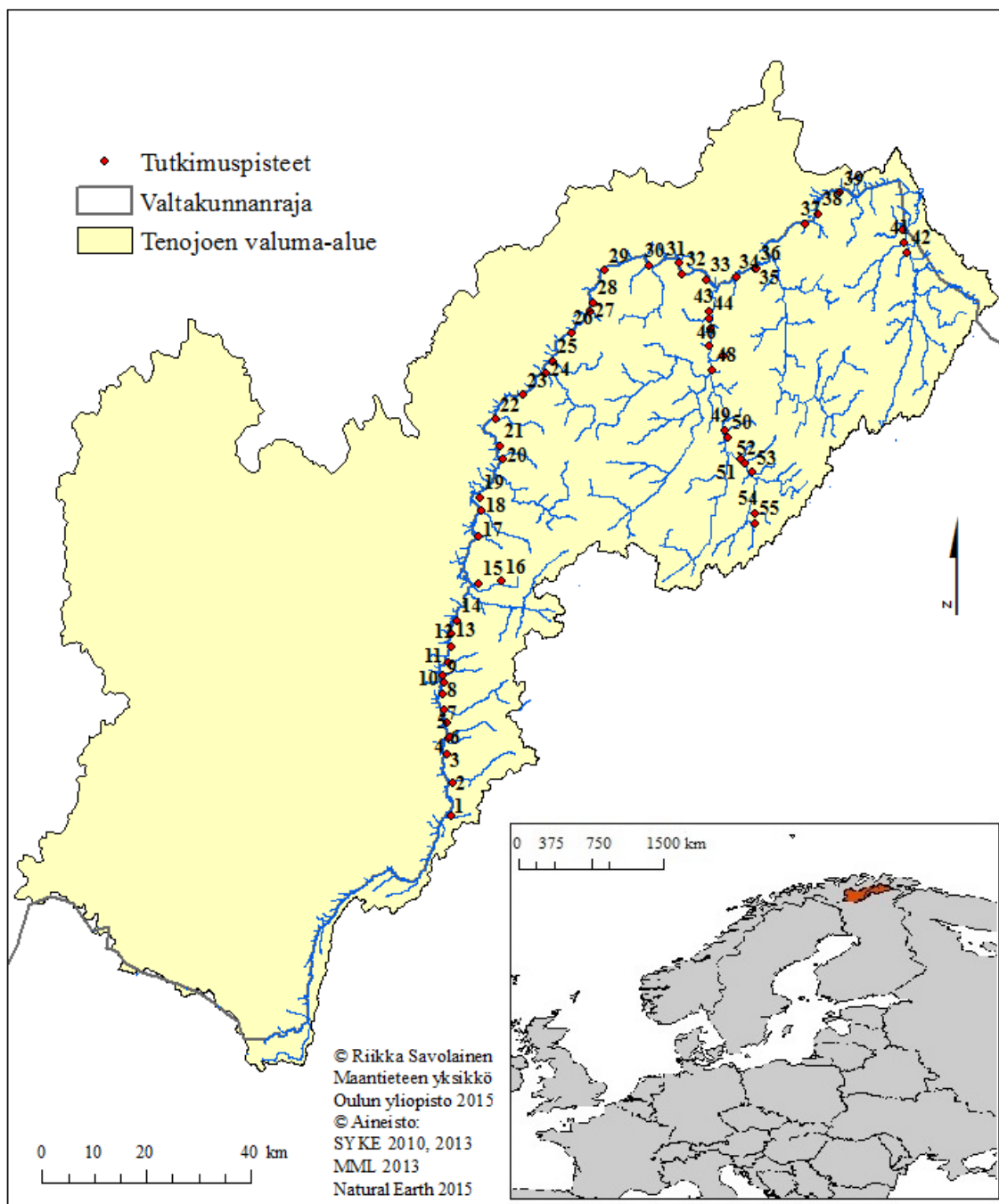
Tenojoki on jässä noin puolet vuodesta, tyypillisimmin joulukuun alusta toukokuun loppuun. Sivujoet säilyttävät jänsä usein hieman pidempään johtuen ylemmiltä alueilta virtaavista viileistä lumensulamisvesistä (Lax ym. 1993: 20). Tenojoen kevättulvat ajoittuvat yleensä jäidenlähdön aikaan, toukokuun loppupuolelle. Tällöin joki saavuttaa virtaamahuippunsa, jonka jälkeen virtaama laskee loppuvuoden ajan (Lax ym. 1993: 15). Tenojoen sulaminen alkaa usein ylävirrasta, mikä aiheuttaa jääpatojen syntymistä. Jokivesi nousee tyypillisesti kahdesta neljään metriä tavallista ylemmäksi, mutta jääpatojen edessä vedenpinta voi nousta jopa kymmenen metriä. Myös alueen vähäjärvisyys vaikuttaa Tenojoelle tyypillisten kevättulvien syntyyn (Mansikkaniemi 1970: 2; Mansikkaniemi 1972: 16; Lapin ympäristökeskus 2010: 20). Joen jäätyminen aiheuttaa veden nousemista syksyisin, mutta tällöin nousu on huomattavasti alhaisempaa kuin kevättulvien aikaan (Lax ym. 1993: 16). Varsinkin keväiset tulvat saavat aikaa voimakasta eroosiota sivujokien jokitormissä. Laxin ym. (1993: 12) mukaan Tenojoen eroosio toiminta on merkittävä vesibiologiaan vaikuttava tekijä.

Tenojoen ja sen sivujokien vedenlaatu on hyvä eikä leväkasvustoja muodostu kuin poikkeuksellisen lämpiminä kesinä (Lax ym. 1993: 23). Myöskään happamoitumista ei ole tapahtunut merkittävästi vuosien 1980 ja 2001 välissä (Erkinaro 2001: 835). Tenojoen

vedellä on hyvä puskurointikyky happamoitumista vastaan, joskin se vaihtelee vuodenaikojen mukaan (Huttula ym. 1996: 16–17). Veden pH on noin 6,9–7,6 ja se on pienimmillään toukokuussa, kun lumien sulavedet päätyvät Tenojokeen. Maaperästä ja soilta valuu vesistöön kohtuullisen paljon kiintoainesta, joka voi samentaa jokivettä kausittaisesti (Lax ym. 1993: 23). Tenojoki ei varsinaisesti meanderoi kuin Karigasniemen alueella. Sen sijaan joki kuljettaa hiekkamateriaalia varsinkin kevättulvien aikaan muodostaen paikoin hyvinkin laajoja hiekkasärkkiä (Lax ym. 1993: 13–14).

5. Tutkimusaineisto

Tutkimusaineisto on saatu Suomen ympäristökeskukselta. Aineisto on kerätty Inarin ja Utsjoen kuntien alueella 7.- 19.6.2012. Ympäristömuuttuja- ja vesihyönteisnäytteet on otettu Tenojoen valuma -alueelta Karasjokeen, Tenojokeen, Utsjokeen ja Pulmankijärveen laskevista puroista. Näytteitä otettiin yhteensä 55 purosta (kuva 5)(liite 1). Purojen valintakriteereinä oli etäisyys 0,5 kilometriä virran alkulähteenä toimivaan lampeen tai järveen. Mikäli puro ei ole lammesta tai järvestä lähtevä, pidettiin valintakriteerinä vähintään kilometrin pituutta. Käytännön valintakriteereinä toimivat turvalliset työskentelyolosuhteet esimerkiksi virrannopeuden suhteen sekä helppo saavutettavuus, mikä käytännössä tarkoitti kohtuullisen matkan päässä tiestä olevia puroja (Kärnä ym. 2015: 1345).



Kuva 5. Tutkimuspisteet Tenojoen valuma -alueella. Uomien nimet liitteessä 1.

Vesihyönteisnäytteet kerättiin potkuhaavillatekniikalla kuudelta mahdollisimman erilaiselta mikrohabitaatilta puron pohjasta (yhteensä 50 m²). Puron pohjaa potkittiin kengällä kolmenkymmenen sekunnin ajan, jolloin pohjasta irtoava materiaali kerääntyi alavirran suunnassa pidettyyn 0,3 mm silmäkoon haaviin. Tämä toistettiin kuusi kertaa jokaisella näytempurolla. Saadut vesihyönteisnäytteet säilöttiin 70 prosenttiseen alkoholiin.

Myöhemmin näytteet käsiteltiin poimimalla vesihyönteiset irtomateriaalin joukosta ja tunnistamalla ne mahdollisimman pitkälle (Kärnä ym. 2015: 1345).

Näytteidenoton yhteydessä näytepaikoilta kirjattiin ylös ympäristömuuttujia, joilla on aiempien tutkimusten valossa ollut vaikutusta vesihyönteisten esiintymiseen (Hawkins ym. 1982: 1840–1842; Cowan & Oswood 1984: 211–213; Cobb ym. 1992: 1790; Astorga ym. 2011: 707; Vinke ym. 2015: 13). Vesikemiallisten ympäristömuuttujien määrittämistä varten näytepaikalta otettiin vesinäyte, josta määritettiin myöhemmin veden typpi-, rauta- ja mangaanipitoisuudet sekä veden väriluku. Veden pH ja sähkönjohtavuus mitattiin paikan päällä. Uoman ominaisuuksista mitattiin leveys, penkan korkeus ja veden syvyys. Uoman leveys mitattiin viidestä eri kohdasta ja veden syvyys laskettiin 30 pisteestä puron näytealalta. Myös virrannopeus mitattiin 30 pisteestä uoman syvyyden mittauksen ohessa. Tämän jälkeen uoman leveydelle, syvyydelle ja virrannopeudelle laskettiin purokohtaiset keskiarvot.

Puuston latvuspeittävyttä arvioitiin 5 ja 50 metrin bufferien alalta. Lisäksi arvioitiin puron pohjamateriaalin eri raekokojen peittävyden prosenttiosuudet ja sammaleen peittävyys. Pohjamateriaalin raekoko arvioitiin neliömetrin alalta kymmenestä eri kohdasta käyttämällä hieman muuteltua Wentworthin (1922) kokoluokitusta. Pohjamateriaalin raekoot jaettiin hiekkaan (0,25–2 mm), soraan (2–16 mm), pienikokoisiin kiviin (16–64 mm), kiviin (64–256 mm) sekä lohkareisiin (256–1024) (Kärnä ym. 2015: 1345).

6. Menetelmät

Aineiston analyysit tehtiin *R-* (2.15.1) ja *IBM SPSS Statistics 22 -ohjelmistoilla*. *R-*ohjelman paketeista käytettiin *Rcmdr* ja *PCNM* -pakettia.

6.1. Muuttujat

Vastemuuttujana toimi 47 vesihyönteislajia Tenojoen valuma -alueen subarktista puroista. Alun perin aineistossa oli 109 hyönteislajia, mutta niistä valittiin vain lajit, jotka esiintyivät vähintään kymmenessä prosentissa tutkituista puroista. Käytännössä analyysihin valittiin siis lajit, jotka esiintyvät vähintään kuudessa 55 tutkitusta purosta. Hyönteislajeja jäi tämän jälkeen 48. Lisäksi yksi vesihyönteislaji, *Baetis rhodani*, esiintyi

kaikissa puroissa, minkä vuoksi se jätettiin pois. Kaikki lajit olivat toukkavaiheessa näytteidenoton aikaan. Hyönteiset kuuluvat viiteen eri hyönteislahkoon: Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera ja Trichoptera. Lisäksi jokaiselle vesihyönteislajille on määritelty lajin koko. Lajien koot on luokiteltu neljään luokkaan: 2,5–5 mm, 5–10 mm, 10–20 mm ja 20–40 mm. Vastemuuttuja toimiva vesihyönteislajien esiintyminen on binäärimuodossa eli tietty laji joko esiintyy tai ei esiinny purossa.

Aineiston selittävinä muuttujina toimivat muuttujat jaettiin kolmeen muuttujaryhmään: ilmastomuuttujiin, paikallismuuttujiin ja spatiaalimuuttujiin. Ilmastomuuttujat sisälsivät näytepisteen vuoden keskilämpötilan, heinäkuun keskilämpötilan ja lämpösumman, joka koostuu kasvukauden päivien yhteenlasketuista lämpötiloista, joista vähennetään kasvukauden lämpötilaraja 5 celsiusastetta (Ilmatieteen laitos 2015). Ilmastomuuttujien resoluution on yksi kilometri. Paikallismuuttujat olivat Tenojoen purojen näytepaikoista havainnoituja hydromorfologisia ympäristömuuttujia sekä vesinäytteestä saatuja vesikemiallisia muuttujia (Kärnä ym. 2015: 1345).

Spatiaalimuuttujat muodostettiin *R:n 2.15.1 PCNM* -paketin distance -based Moran's eigenvector mapsin (dbMEM, josta on ennen käytetty nimeä principal coordinates of neighbour matrices, PCNM) avulla näytepisteiden x- ja y-koordinaateista. dbMEM:n avulla saatiin sekä positiivisen että negatiivisen ominaisarvon omaavia spatiaalimuuttujia, mutta yleisen tavan mukaan vain positiiviset spatiaalimuuttujat otettiin huomioon (Borcard ym. 2011: 245; Legendre & Legendre 2012: 870). Positiiviset spatiaalimuuttujat ilmentävät jatkuvaa positiivista autokorrelaatiota (Borcard ym. 2011: 245). Näistä positiivisista spatiaalimuuttujista tilastollisesti merkitseviä oli 13 kappaletta. dbMEM laskee ominaisuusvektorit näytepisteiden välille muodostaen spatiaaliset ominaisuusfunktiot (Legendre & Legendre 2012: 861). dbMEM:n avulla saadut spatiaalimuuttujat kuvaavat alueellista vaihtelua suuren mittakaavan vaihtelusta pienen mittakaavan vaihteluun ja niitä voidaan käyttää ympäristömuuttujien tapaan esimerkiksi yleistetyissä lineaarisissa malleissa ja vaihtelun osituksissa. Suuren mittakaavan vaihtelua kuvaavat spatiaalimuuttujat voivat indikoida esimerkiksi valuma -alueen laajuista vaihtelua, kun taas pienemmän mittakaavan vaihtelua kuvaavat spatiaalimuuttujat ilmaisevat lähinnä paikallista vaihtelua (Borcard ym. 2011: 244–245; Legendre & Legendre 2012: 861–863).

Kaikki selittävät muuttujat ovat jatkuvia muuttujia. Niiden korrelaatioita tarkasteltiin muuttujaryhmittäin Spearmannin korrelaatiokertoimen perusteella. Jos jonkin muuttujaparin korrelaatio oli yli 0,7, muuttujista poistettiin se, jolla oli yli 0,7 korrelaatio myös jonkin toisen muuttujan kanssa tai muuttuja, joka ylipäättään korreloi enemmän muiden muuttujien kanssa. Ympäristömuuttujia jouduttiin poistamaan liian suuren korreloinnin takia ilmastomuuttujaryhmästä ja paikallismuuttujaryhmästä. Ilmastomuuttujaryhmästä poistettiin korreloinnin vuoksi vuoden lämpösumma -muuttuja (liite 2). Paikallismuuttujaryhmästä poistettiin neljä muuttujaa: veden rautapitoisuus, väriluku, sähkönjohtokyky ($\mu\text{S/cm}$) ja lohcareiden osuutta uoman pohjamateriaalista ilmentävä muuttuja (liite 3).

6.2. Yleistetty lineaarinen malli

Analyysimenetelmänä käytettiin yleistettyä lineaarista mallia (Generalized linear model, GLM). Yleistetty lineaarinen malli kuuluu lineaaristen mallien perheeseen. Se muodostuu lineaarisesta osasta ja linkkifunktiosta. Tämän tutkielman mallissa käytettiin logit-linkkifunktiota, jota käytetään yleisesti binäärisen vasteen yhteydessä (McCullagh & Nelder 1989: 31; Olsson 2002: 86). Yleistetyn lineaarisen mallin yhtälö on seuraava:

$$E(Y_i) = \mu_i = \sum_i^p x_{ij} \beta_j \quad (1)$$

jossa μ on vastemuuttujan odotusarvo, x_{ij} on ennustemuuttujia, β_j regressiokerroin (McCullagh & Nelder 1989: 26; Venables & Ripley 2004: 321).

Binomijakauman yhteydessä käytetty logistinen linkkifunktio:

$$\eta = \log\left(\frac{\mu}{1 - \mu}\right) \quad (2)$$

jossa η on lineaarinen ennustaja ja μ odotusarvo (McCullagh & Nelder 1989: 31; Venables & Ripley 2004: 322–323).

Yleistetyn lineaarisen mallin avulla muodostettiin mallit 47 eri vesihyönteislajille. Yleistetyt lineaariset mallit tehtiin *R -ohjelman 2.15.1 Rcmdr* -paketilla (Fox 2005). Jokaiselle hyönteislajille tehtiin oma yleistetty lineaarinen malli eteenpäin askeltavalla

tavalla. Jokaisen muuttujaryhmän jäännöspoikkeaman arvoja vertailtiin ja niistä pienimmän arvon saanut muuttuja lisättiin malliin. Jos muuttuja sai pienen jäännöspoikkeama -arvon, mutta kokonaisdevianssi erosi muista, johtuen puuttuvista arvoista, laskettiin pienimpiä jäännöspoikkeama -arvoja omaavien muuttujien selitysaste ja parhaimman selitysasteen omaava muuttuja. Suurimman selitysasteen muuttujia lisättiin malliin niin kauan, kuin BIC -arvo (Bayesian information criterion) pieneni. Niin kauan kuin BIC -arvo pienenee, lisättävät muuttujat tuovat lisäinformaatiota malliin (Metsämuuronen 2008: 94). BIC -arvoa käytetään yleisesti regressioanalyysissä ja se estää mallin liiallisen sovittumisen (Bowlby & Gibson 2015: 6). BIC käy erityisesti mallinnukseen, jossa mukana olevien muuttujien tiedetään vaikuttavan vastemuuttujaan (Aho ym. 2014: 635).

Joidenkin lajien malleista poistettiin poikkeavia havaintoja. Nämä havainnot poikkesivat huomattavasti muista havainnoista ja näin ollen vaikuttivat malliin huonontamalla sen vakautta ja selityskykyä. Poikkeavan havainnon rajana pidettiin Cookin etäisyyttä 1, joka saatiin *R-ohjelman plot* -komennolla. Mikäli jokin havainto ylitti tämän rajan, se poistettiin (Cook 1977; Olsson 2002: 60). Cookin etäisyys ilmaisee, kuinka paljon jokin havainto vaikuttaa malliin (Metsämuuronen 2008: 99). Cookin etäisyyden yli 1 saavia havaintoja tulee tarkastella lähemmin, sillä kyse voi olla esimerkiksi aineistossa olevasta virheestä.

Varsinkin pohjamateriaalin pienintä raekokoa ilmentävä hiekka -muuttuja sai yhdelle havainnolle Cookin etäisyydeksi yli yksi monen lajin kohdalla. Tämä Nilijoelta oleva havainto poikkesi muista aineiston hiekka -muuttujien arvoista huomattavasti ollessaan 24,5 %, kun taas muut hiekkamuuttujan arvot olivat väliltä 0–4,25 %. Muita suuria Cookin arvoja saaneita muuttujia olivat lähinnä latvuksen peittävyys ja uoman leveys, joista eri havaintoja jouduttiin poistamaan hyönteislajista riippuen.

6.3. Variaation ositus

Variaation osituksessa mallille eli käytännössä muuttujaryhmille ja niiden yhdistelmille lasketaan selityskykyä ilmaisevat D^2 -arvot ja niistä edelleen korjatut selitysasteet eli korjatut D^2 -arvot. Korjattujen D^2 -arvojen avulla saadaan laskettua varsinainen variaation ositus, jossa jokaiselle muuttujaryhmälle (a-c) ja niiden yhdistelmille (d-g)

saadaan selitysaste. Lisäksi saadaan mallin kokonais selitysaste (Heikkinen ym. 2004: 827).

D^2 vastaa pienimmän neliösumman yhteydessä käytettyä R^2 -arvoa. Mallin selityskyky D^2 lasketaan jäännöspoikkema -arvon eli residuaalidevianssin ja kokonaisdevianssin eli nolladevianssin avulla yhtälöllä:

$$D^2 = \frac{\text{nolladevianssi} - \text{residuaalidevianssi}}{\text{nolladevianssi}} \quad (3)$$

Selitysaste eli D^2 -arvo kertoo, kuinka paljon muuttujaryhmät tai niiden yhteiset vaikutukset selittävät vesihyönteisten esiintymistä eli kuinka paljon selittävät muuttujat selittävät vastemuuttujan vaihtelusta (Chuangye ym. 2013: 336). Täydellisen mallin selitysaste olisi 1 ja jäännöspoikkema -arvo olisi nolla (Guisan & Zimmermann 2000: 166).

Saaduille muuttujaryhmille laskettiin selitysasteet ja niistä edelleen korjatut selitysasteet yhtälöllä:

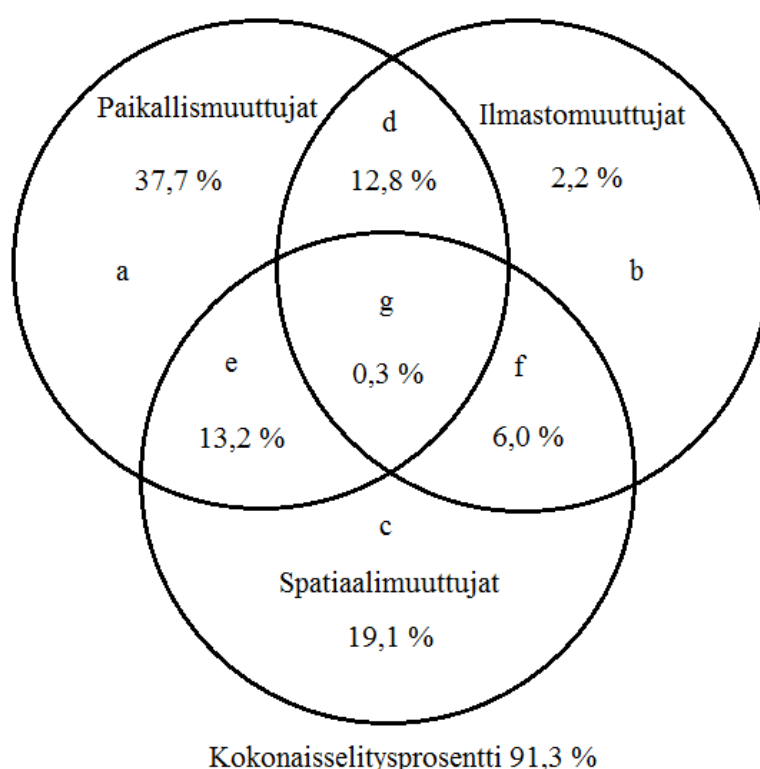
$$1 - \frac{(1 - D^2) * (N - 1)}{(N - p - 1)} \quad (4)$$

jossa N on näytteiden määrä ja p selittävien muuttujien määrä (Peres-Neto ym. 2006: 2616; Legendre & Legendre 2012: 565).

D^2 -arvo ei ota huomioon muuttujaryhmien sisältämien muuttujien määrää. Näin ollen mallien vertailu lajien välillä on hankalampaa, koska on luultavaa, että useampia muuttujia sisältävä muuttujaryhmä pystyy selittämään lajin esiintymistä enemmän kuin vain yhden muuttujan sisältävä ryhmä. Tämän vuoksi mallien jokaiselle muuttujaryhmälle ja niiden yhdistelmälle laskettiin korjatut D^2 -arvot, jotka huomioivat myös muuttujaryhmien koon ja havaintojen määrän ja ovat siksi vertailukelpoisempia yli lajirajojen. Korjattu D^2 -arvo kasvaa, kun havaintojen määrä kasvaa tai selittävien muuttujien määrä vähenee (Guisan & Zimmermann 2000: 167). Korjatut selitysasteet toimivat paremmin ja tuottavat tarkemman kuvan lajin levinneisyyteen vaikuttavista tekijöistä.

Korjatuille selitysasteille tehtiin variaation ositus, muuttujaryhmien ja niiden yhdistelmien jäännöspoikkema -arvojen ja kokonaisdevianssin arvojen perusteella.

Jäännöspoikkeama -arvot kertovat mallien selittämättömän osuuden (Chuangye ym. 2013: 336). Variaation osituksella saadaan selvillä jokaisen muuttujaryhmän ja niiden yhdistelmien selitysasteet hyönteislajin esiintymiselle. Variaation osituksella saadaan selitysprosentti jokaiselle itsenäiselle muuttujaryhmälle (a-c), muuttujaryhmien kahdenvälisille vaikutuksille (d-f) sekä kolmen muuttujaryhmän yhteinen selitysprosentti (g). Lisäksi näiden selitysprosenttien summasta saadaan mallin kokonaisselitysprosentti (kuva 6) (Heikkinen ym. 2004: 827).



Kuva 6. Parhaan kokonaisselitysprosentin omaavan *Prosimulium hirtipes* -lajin variaationositus.

6.4. Vesihyönteisten kokoluokat

Lisäksi tarkasteltiin hyönteisten esiintymisen selitysastetta kokoluokittain. Hyönteiset jaettiin neljään kokoluokkaan: 2,5–5 mm, 5–10 mm, 10–20 mm ja 20–40 mm. Näiden kokoluokkien selitysastetta tarkasteltiin kolmen muuttujaryhmän, spatiaali-, paikallis- ja ilmastomuuttujaryhmän itsenäisten selitysprosenttien sekä kokonaisselitysprosentin kautta. Muuttujaryhmien kohdalla tarkasteltiin vain niiden itsenäisiä selitysosuuksia ja muuttujaryhmien väliset yhteiset selitysprosentit jätettiin huomiotta. Hypoteesina oli, että

pienten vesihyönteisten esiintyminen on huonommin selitettävissä kuin suurten vesihyönteisten.

Vesihyönteisten kokoluokkien eroa kussakin muuttujaryhmässä tarkasteltiin Kruskal -Wallisin -testillä käyttäen *IBM SPSS Statistics 22* -ohjelmistoa. Kruskal -Wallisin -testi on ei-parametrinen ja sitä käytetään järjestysasteikollisille muuttujille (Ranta ym. 1989: 322; Blæsild & Granfeldt 2003: 506). Kruskal -Wallisin -testi antaa jokaiselle havainnolle järjestyslusun ja laskee niistä järjestyslukusummat. Mikäli havainnot eivät eroa toisistaan, myös järjestyslukusummat ovat suunnilleen samat (Ranta ym. 1989: 322). Nollahypoteesina on, että järjestyslukusummat ovat keskimäärin samoja ja ryhmien välillä ei näin ollen ole tilastollisesti merkitsevää eroa. Kruskal -Wallisin -testi kertoo vain, että on olemassa ero joidenkin ryhmien välillä, mutta testi ei kerro mitkä ryhmät eroavat toisistaan tai onko useamman ryhmän välillä eroa. Tämän vuoksi Kruskal -Wallisin -testin yhteydessä tehdään parittaiset vertailut, joista saadaan selville toisistaan eroavat ryhmät ja niiden välisen eron suuruus (Ranta ym. 1989: 325).

Kruskal -Wallisin testin lisäksi jokaiselle kokoluokalle muodostettiin laatikko-jana -diagrammit *IBM SPSS Statistics 22* -ohjelmiston avulla. Laatikko-jana -diagrammin avulla voidaan tarkastella muuttujan jakaumaa. Laatikko-jana -diagrammista nähdään ylä- ja alakvartiilit, maksimi- ja minimiarvot sekä muuttujan mediaani. Kaavioista nähdään myös mahdolliset poikkeavat havainnot, jotka luokitellaan poikkeaviin ja erittäin poikkeaviin havaintoihin. Poikkeavina pidetään 1,5–3 -kertaisesti kvartiilista poikkeavia havaintoja. Näitä havaintoja merkitään ympyrällä. Yli kolminkertaisia kvartiilipoikkeamia pidetään erittäin poikkeavina ja niitä merkitään tähdellä (Leech ym. 2004: 38).

7. Tulokset

Kaksi muuttujaa sisältävästä ilmastomuuttujaryhmästä malleihin tuli useammin vuoden keskilämpöä ilmentävä muuttuja. Myös heinäkuun keskilämpötila -muuttuja tuli malleihin, joskin kolmasosan harvemmin kuin kokovuoden keskilämpötilaa ilmentävä muuttuja (taulukko 1). Hyönteisten esiintymiseen siis vaikuttaa enemmän koko vuoden keskilämpötila kuin heinäkuun keskilämpötila.

Paikallismuuttujista eniten malleissa esiintyi veden lämpötila ja latvuksen peittävyys viiden metrin bufferin alalta arvioituna. Veden lämpötila tuli 11 hyönteislajin malliin ja vaikuttaa siis useinten vesihyönteisten esiintymiseen (taulukko 1). Myös latvuspeittävyydellä on tärkeä merkitys, sillä se on mukana yhdeksän hyönteislajin mallissa. Kivien (raekoko 64–256 mm) ja sammalen osuus uoman pohjamateriaalista olivat mukana useissa malleissa ja vaikuttavat selvästi vesihyönteisten esiintymiseen. Virran koolla näytti olevan merkitystä vesihyönteisten esiintymiseen, sillä sitä indikoivat uoman leveys ja syvyys sekä rannan jyrkkyys esiintyivät usean vesihyönteislajin mallissa. Vesikemiallisista muuttujista vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavat eniten mangaanin ja typen määrä.

Muita malleihin tulleita hyönteisten esiintymistä selittäviä muuttujia ovat veden virtausnopeus, penkan korkeus, hiekan osuus uoman pohjan peittävydestä sekä latvuksen peittävyys 50 metrin bufferin alalta. Nämä muuttujat esiintyivät 1–3 hyönteislajin mallissa (taulukko 1). Paikallismuuttujaryhmän muuttujista jäi malleista pois veden pH, sähkönjohtokyky ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$) ja sora (raekoko 2–16 mm). Muuttujaryhmien selityskykyä tarkasteltaessa varsinkin latvuspeittävyden (50 m bufferi) ja uoman leveyden sisältävät paikallismuuttujaryhmät selittivät vesihyönteislajien esiintymistä hyvin.

Malleihin tuli yhtä muuttujaa lukuun ottamatta kaikkia spatiaalimuuttujia. Spatiaalimuuttujaryhmien selityskyvyt olivat suhteellisen samanlaiset. Malleihin tulleet spatiaalimuuttujat olivat kuitenkin suurimmaksi osin suuren mittakaavan vaihtelua selittäviä muuttujia (taulukko 1). Myös pienemmän mittakaavan vaihtelua selittäviä tuli malleihin, mutta huomattavasti vähemmän kuin suuren mittakaavan vaihtelua selittäviä muuttujia. Vesihyönteislajien esiintymiseen vaikuttaa siis enemmän jokin suuren mittakaavan muuttuja, mutta myös jokin paikallisella tasolla vaikuttava ilmiö voi vaikuttaa niiden esiintymiseen jossain määrin.

Taulukko 1. Selittävien muuttujien määrä malleissa ja kyseisen muuttujan sisältävän muuttujaryhmän selitysasteen keskiarvo.

Muuttujaryhmät	Muuttujan sisältävien mallien määrä	Muuttujan sisältävän muuttujaryhmän keskiarvo
Paikallismuuttujat		
veden lämpötila (°C)	11	13,4 %
latvuksen peittävyys (5 m bufferin alalta)	9	14,1 %
uoman leveys (m)	7	28,5 %
sammaleen peittävyys (%)	7	17,3 %
kivien osuus pohjamateriaalista (%)	7	13,3 %
pienien kivien osuus pohjamateriaalista (%)	5	23,7 %
kokonaistyyppi (µg/l)	4	17,3 %
mangaani (µg/l)	4	16,9 %
rannan jyrkkyys (cm)	4	13,7 %
veden syvyys (cm)	3	3,0 %
virrannopeus (m/s)	2	21,8 %
hiekan osuus pohjamateriaalista (%)	2	12,6 %
penkan korkeus (cm)	2	6,3 %
latvuksen peittävyys (50 m bufferin alalta)	1	37,7 %
veden pH	0	
sähkönjohtokyky (µS/cm ²)	0	
soran osuus pohjamateriaalista (%)	0	
Ilmastomuuttujat		
Vuoden keskilämpötila (°C)	32	6,2 %
Heinäkuun keskilämpötila (°C)	20	7,1 %
Spatiaalimuuttujat		
V3	14	10,2 %
V1 (suurimittakaavaisin muutos)	11	17,3 %
V4	9	16,2 %
V2	6	9,8 %
V8	5	17,7 %
V9	5	11,1 %
V12	4	15,5 %
V7	4	11,0 %
V6	4	6,4 %
V5	3	17,4 %
V10	3	17,4 %

V13 (pienimittakaavaisin muutos)	1	10,2 %
V11	0	

7.1. Muuttujaryhmien selityskyky

Muuttujaryhmien selitysprosentista vertailtiin keskiarvoa, yhteissummaa sekä minimi- ja maksimiarvoja. Lisäksi huomioitiin mallien kokonaisselityksasteet. Kaikki vertailut tunnusluvut asettuivat samaan järjestykseen, jonka mukaan parhaiten kolmesta muuttujaryhmästä vesihyönteisten leviämistä selitti paikallismuuttujien ryhmä, toiseksi korkeimmat selitysprosentit olivat spatiaalimuuttujien ryhmällä ja pienimmät selitysprosentit olivat ilmastomuuttujien ryhmällä. Paikallismuuttujaryhmän selitysprosenttien keskiarvo ja yhteissumma olivat suurempia kuin kahden muun muuttujaryhmän. Spatiaalimuuttujien selitysprosenttien keskiarvo ja yhteissumma olivat toiseksi korkeimmat. Ilmastomuuttujaryhmän selityskyky oli huomattavasti pienempi kuin kahden muun muuttujaryhmän itsenäiset osuudet. Myös ryhmien selitysprosenttien minimi- ja maksimit noudattivat edellä mainittua suuruusjärjestystä. Esimerkiksi paikallismuuttujaryhmän muuttujat selittivät parhaimmillaan 66,7 prosenttia vesihyönteislajin esiintymisestä, kun taas ilmastomuuttujaryhmän selityksaste nousi korkeimmillaan vain 20,1 prosenttiin (taulukko 2).

Taulukko 2. Muuttujaryhmien itsenäisten selityksasteiden ja mallin kokonaisselityksasteen tunnuslukuja.

	Minimi	Keskiarvo	Maksimi	Keskihajonta
Spatiaalimuuttujat (a)	0,7 %	12,7 %	41,2 %	9,7 %
Ilmastomuuttujat (b)	0,4 %	5,4 %	20,1 %	7,2 %
Paikallismuuttujat (c)	1,1 %	16,1 %	66,7 %	12,7 %
Mallin kokonaisselitys	11,0 %	37,8 %	91,3 %	19,6 %

Muuttujaryhmien yhteiset selitysprosentit ovat pääasiassa pienempiä kuin muuttujaryhmien itsenäiset selitysprosentit. Muuttujaryhmien itsenäiset selitysprosentit ja kolmen ryhmän yhteinen selitysprosentti olivat kaikki positiivisia. Negatiivisia arvoja

saivat vain harvat kahden muuttujaryhmän jaetut selitysprosentit. Negatiiviset arvot ovat kuitenkin niin pieniä, että Borcardin ym. (2011: 261) mukaan niitä voidaan käsitellä nollina.

7.2. Vesihyönteisten kokoluokkien selityskyky

Vesihyönteisten koon vaikutusta esiintymisen selitettävyyteen tutkittiin jokaisen muuttujaryhmän itsenäisten selitysprosenttien (a-c) sekä mallien kokonaisselitysprosenttien jakaumien avulla. Jakaumissa on paljon päällekkäisyyttä ja kokoluokkien minimiarvot ja alakvartiilit ovat samansuuntaisia. Tämä kertoo jokaisen kokoluokan sisältävän esiintymismalleja, joiden selitysaste on pieni. Sen sijaan kokoluokkien yläkvartiili ja maksimiarvo vaihtelevat kokoluokittain. Korkeimman selitysasteen omaavien vesihyönteislajien esiintymismallit keskittyvät siis yhteen tai useampaan luokkaan, eivätkä jakaudu tasaisesti kokoluokkien kesken niin kuin pienemmän selitysasteen mallit (kuvat 7–10).

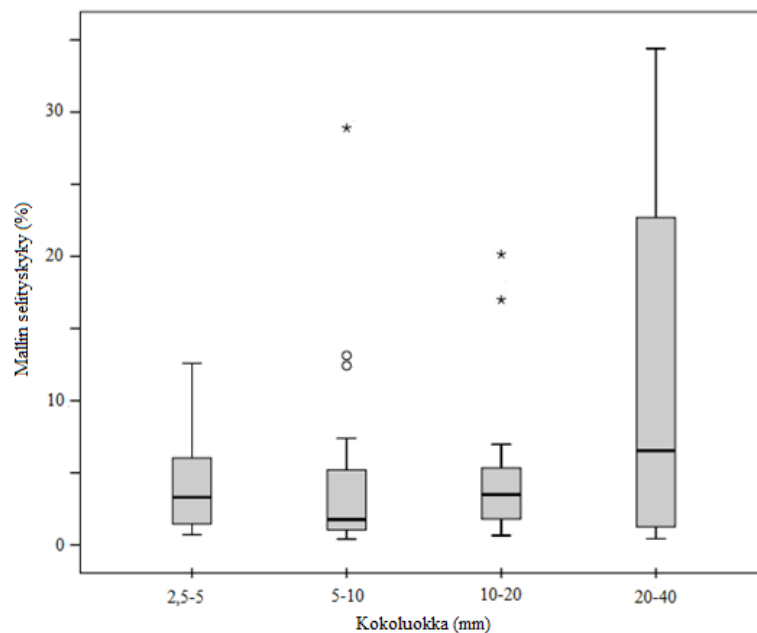
Kokoluokkien mediaanit vaihtelevat kokoluokasta riippuen, mutta vaihtelu ei ole yhtä suurta kuin yläkvartiilin ja maksimiarvon vaihtelu. Korkein mediaani on kaikissa muuttujaryhmissä suurimmilla kokoluokilla 10–20 mm tai 20–40 mm (kuvat 7–10). Paikallis- ja spatiaalimuuttujaryhmässä sekä mallien kokonaisselitysasteiden kokoluokissa korkein mediaani on kokoluokalla 10–20 mm. Ilmastomuuttujaryhmässä korkein mediaani on luokalla 20–40 mm (kuva 7). Suurimman mediaanin omaavissa luokissa havaintojen selitysasteen ovat keskimäärin korkeampia kuin muissa kokoluokissa.

Lisäksi suuremmilla kokoluokilla (10–20 mm ja 20–40 mm) on enemmän hajontaa kuin pienemmillä kokoluokilla (2,5–5 mm ja 5–10 mm). Hajontaa on enemmän mediaanin yläpuolella, mikä kertoo kokoluokkien sisältävän korkeampia selitysasteita kuin pienemmät kokoluokat.

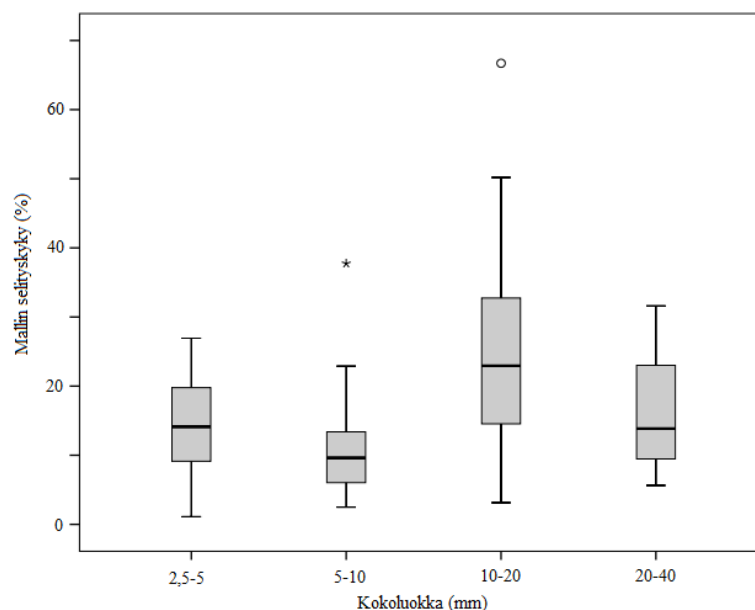
Poikkeavia havaintoja esiintyy jokaisessa muuttujaryhmässä, mutta huomattavasti eniten ilmastomuuttujaryhmässä. Poikkeavista havainnoista suuri osa on 1,5–3 -kertaisia kvartiilipoikkeamia, mutta myös tätä suurempia poikkeamia löytyy yksi paikallismuuttujaryhmästä ja kolme ilmastomuuttujaryhmästä (kuvat 7–8).

Jokaisen muuttujaryhmän suurimmilla kokoluokilla oli korkein mediaani, yläkvartiili ja maksimiarvot, lukuun ottamatta paikallismuuttujaryhmän kokoluokan 5–

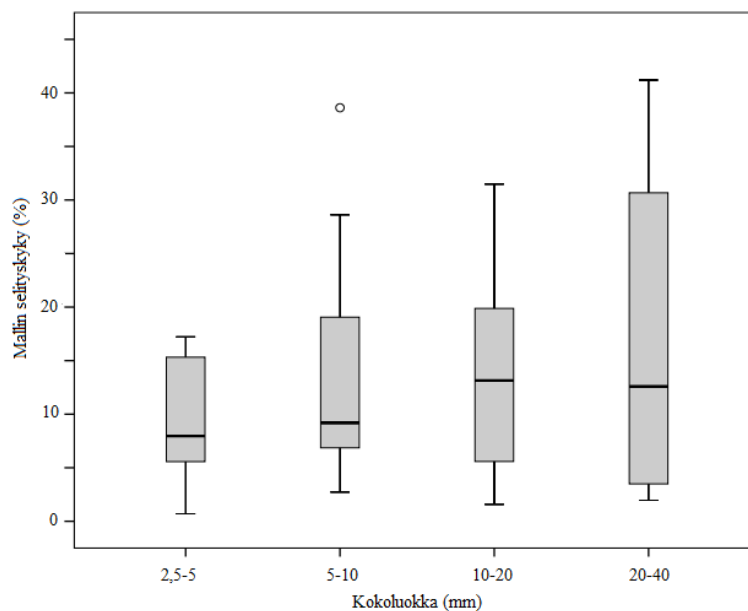
10 mm yksittäistä suurinta havaintoa. Tämän johdosta voidaan tehdä aiemmin esitetyn hypoteesin mukainen päätelmä, että suurempien vesihyönteislajien esiintymistä voidaan mallintaa paremmin kuin pienempien vesihyönteislajien (kuvat 7–10).



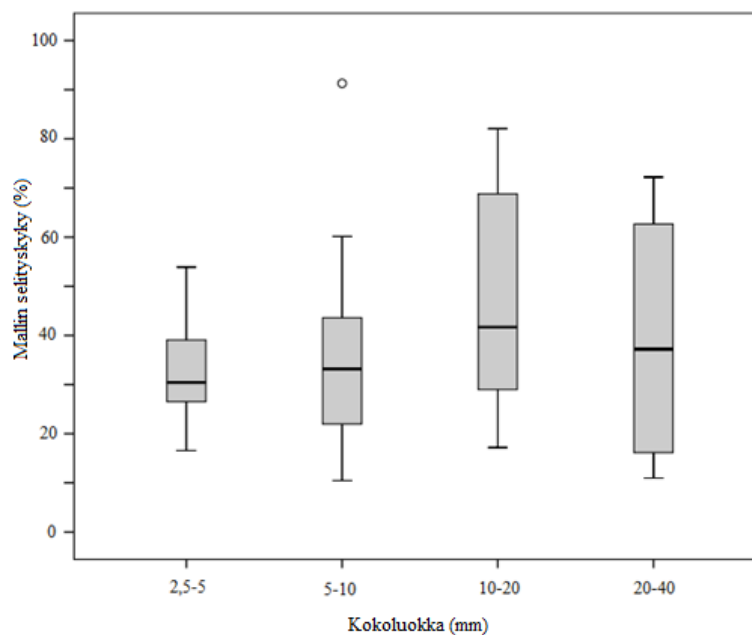
Kuva 7. Ilmastomuuttujien itsenäisen selityskyvyn laatikko-jana -diagrammi vesihyönteisten kokoluokittain. Laatikon poikkiviiva on mediaani. Laatikon yläraja on yläkvartiili ja alaraja alakvartiili, jotka kummatkin käsittävät 25 % mediaanin ylittävistä ja alittavista havainnoista. Janat kuvaavat minimi- ja maksimiarvoja ja käsittävät kumpikin 25 % havainnoista. Ympyrällä merkityt havainnot ovat poikkeavia havainnoita. Tähdellä merkityt havainnot ovat erittäin poikkeavia havainnoita.



Kuva 8. Paikallismuuttujien itsenäisen selityskyvyn laatikko-jana -diagrammi vesihyönteisten kokoluokittain. Laatikon poikkiviiva on mediaani. Laatikon yläraja on yläkvartiili ja alaraja alakvartiili, jotka kummatkin käsittävät 25 % mediaanin ylittävistä ja alittavista havainnoista. Janat kuvaavat minimi- ja maksimiarvoja ja käsittävät kumpikin 25 % havainnoista. Ympyrällä merkityt havainnot ovat poikkeavia havaintoja. Tähdellä merkityt havainnot ovat erittäin poikkeavia havaintoja.



Kuva 9. Spatiaalimuuttujien itsenäisen selityskyvyn laatikko-jana -diagrammi vesihyönteisten kokoluokittain. Laatikon poikkiviiva on mediaani. Laatikon yläraja on yläkvartiili ja alaraja alakvartiili, jotka kummatkin käsittävät 25 % mediaanin ylittävistä ja alittavista havainnoista. Janat kuvaavat minimi- ja maksimiarvoja ja käsittävät kumpikin 25 % havainnoista. Ympyrällä merkitty havainto on poikkeava havainto.



Kuva 10. Vesihyönteisten esiintymisen kokonaisselitysprosentin laatikko-jana -diagrammi kokoluokittain. Laatikon poikkiviiva on mediaani. Laatikon yläraja on yläkvartiili ja alaraja alakvartiili, jotka kummatkin käsittävät 25 % mediaanin ylittävistä ja alittavista havainnoista. Janat kuvaavat minimi- ja maksimiarvoja ja käsittävät kumpikin 25 % havainnoista. Ympyrällä merkitty havainto on poikkeava havainto.

Vesihyönteisten kokoluokkien erojen merkittävyyttä tutkittiin myös Kruskal -Wallisin -testillä. Merkitsevyysrajana pidettiin p-arvoa 0,05. Ainoastaan paikallismuuttujaryhmän vesihyönteisten kokoluokissa havaittiin olevan merkitsevä ero (p -arvo=0,031). Muiden ryhmien p -arvo oli yli 0,57 Kruskal -Wallisin testissä. Näin ollen ilmasto- ja spatiaalimuuttujaryhmän sekä kokonaisselitysprosentin vesihyönteisten kokoluokkien välillä ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää eroa. Kruskal -Wallisin testin yhteydessä tehdyssä kokoluokkien parittaisessa vertailussa saatiin selville, että merkitsevä ero on paikallismuuttujaryhmän kokoluokkien 5–10 mm ja 10–20 mm välillä (korjattu p -arvo=0,018).

8. Tulosten tarkastelu

Koska hyönteisten esiintymistä kuvaava vastemuuttuja on binäärinen, eivät tulokset ota kantaa siihen, kuinka monta tietyn hyönteislajin edustajaa puroista saaduista näytteissä oli. Ympäristömuuttujat voivat vaikuttaa lajin yksilömääriin ja on todennäköistä, että lajeille optimaalisilla habitaateilla lajin yksilömäärä on korkeampi kuin habitaateilla,

joiden ympäristötekijät eivät ole lajille suotuisia. Tässä tutkimuksessa keskityttiin kuitenkin löytämään vesihyönteislajien esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä luokittelemalla lajien esiintyminen binääriseen muotoon, jossa laji esiintyy tai ei esiinny tietyssä purossa.

8.1. Lämpötila

Vuoden keskilämpötila vaikuttaa useamman vesihyönteislajin esiintymiseen kuin pelkkä heinäkuun keskilämpötila (taulukko 1). Usean vesihyönteislajin elinkierto on monivuotinen ja vuoden keskilämpötila kuvaa elinolosuhteita koko vuoden ajalta paremmin kuin heinäkuun keskilämpötila. Subarktisilla alueilla kesä on lyhyt ja vesihyönteisten elinkierto on ajoittunut tarkkaan vuodenaikojen mukaan (Bylund 1999: 54; Danks 2007: 447). Hyönteisten toukkavaihe ja kuoriutuminen alkaa keväällä ilmojen lämmitessä ja on riippuvainen kevätkuukausien ja alkukesän lämpötiloista enemmän kuin heinäkuun keskilämpötilasta. Myös talvikuukausien pakkasasteet vaikuttavat vesihyönteislajien selviämiseen (Neuvonen ym. 1999: 63; Danks 2007: 447).

Lisäksi eri vuosien välinen vuoden keskilämpötilan vaihtelu on heinäkuun keskilämpötilan vaihtelua pienempää ja se voidaan liittää paremmin hyönteisten esiintymiseen. Tulee myös huomioda, ettei heinäkuun keskilämpötila välttämättä seuraa muiden kuukausien lämpötrendejä. Vaikka vuoden keskilämpötilamuuttuja sisältää heinäkuun keskilämpötilan, eivät muuttujat kuitenkaan vastaa toisiaan. Tästä todisteena voidaan pitää esimerkiksi korrelaatioanalyysin tulosta, jonka mukaan vuoden keskilämpötilan ja heinäkuun keskilämpötilan välillä oli vain vähäistä korrelaatiota (liite 2).

Lämpötila ylipäätään vaikuttaa merkittävästi hyönteisten esiintymiseen ja elinkiertoon. Esimerkiksi Mooren (1977: 263–264, 267) mukaan lämpötila on pääasiallinen vesihyönteisten ravinnonhankintaan vaikuttava tekijä ja Astorga ym. (2012: 372) tutkimuksen mukaan lämpötila on yksi merkittävimmistä vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavista tekijöistä. Lämpötilan nousu lisää muun muassa levien kasvua ja vaikuttaa näin sekä vesihyönteisten ravintoon että elinympäristöihin (Gudmundsdottir ym. 2011: 2052). Vaikka lämpötila on havaittu useissa tutkimuksissa tärkeäksi ympäristötekijäksi vesihyönteisille, löytyy lämpötilan vaikutuksesta vesihyönteisiin myös erilaisia tutkimustuloksia. Esimerkiksi Cummins ja Klugin (1979:

161–164) mukaan lämpötila on tärkeä ympäristötekijä, mutta se ei kuitenkaan vaikuta vesihyönteisten kasvuun, koska esimerkiksi ravinnon laadun puutokset korvataan syömällä enemmän.

Lämpötila nousi esille myös paikallismuuttujien ryhmästä, jossa se oli veden lämpötilaa kuvaavana muuttujana. Ilman ja veden lämpötilalla on luonnollisesti yhteys toisiinsa, mutta veden lämpötilan vaihtelu on huomattavasti hitaampaa kuin ilman lämpötilan vaihtelu. Esimerkiksi talvella veden lämpötila voi pysyä lämpöasteiden puolella, vaikka ilman lämpötila olisi kymmeniä asteita pakkasella. Tässä tutkimuksessa ilmastomuuttujaryhmän lämpötilat on kerätty 30 vuoden ajalta ja kerätyn ilmastoaineiston resoluution on kilometri. Niinpä ilmastomuuttujat kuvaavat enemmän alueellista ilmastoa, kun taas veden lämpötila kertoo enemmän paikallisista oloista.

Paikallismuuttujaryhmän veden lämpötilamuuttuja on mitattu vain kerran ympäristönäytteiden oton yhteydessä ja siihen ovat vaikuttaneet näytteenottohetken sääolosuhteet. Veden lämpötilamuuttuja kuvaakin paremmin vesihyönteisnäytteenoton ajankohdan uoman lämpöolosuhteita, sillä veden lämpötila vaihtelee vuorokaudenajan ja puron yläjuoksun vesistöarakenteen mukaan. Esimerkiksi yläjuoksulla oleva järvi, lampi tai mahdollinen yhteys pohjaveteen vaikuttavat puroveden lämpötilaan.

Veden lämpötila tuli useampaa malliin kuin muut paikallismuuttujaryhmän muuttujat ja selitti näin ollen useinten vesihyönteislajien esiintymistä. Veden lämpötilalla onkin merkittävä osa hyönteisten elinympäristön muotoutumisessa, koska se vaikuttaa sekä suoraan että välillisesti vesihyönteisten elinkierto, ravintoon ja lisääntymiseen (Allan & Castillo 2009: 99, 102–103). Veden lämpötilan vaikutussuunta vesihyönteislajien esiintymiseen jakaantui suunnilleen tasan sen sisältävien mallien kesken. Veden lämpötilan nousu vaikuttaa negatiivisesti kuuden lajin esiintymiseen ja positiivisesti viiden lajin esiintymiseen. Myös vuoden keskilämpötila ja heinäkuun keskilämpötila vaikuttavat noin puoleen lämpötila -muuttujan malliinsa saaneista lajeista negatiivisesti ja puoleen positiivisesti. Tämä tukee aiemmin esitettyä väitettä, jonka mukaan vesihyönteisten yksilö- ja lajimäärä ei seuraa niinkään veden lämpötilan laskua tai nousua, vaan jokaisella lajilla on tietty optimilämpötila (Sweeney & Vannote 1978). Veden lämpötilannousu vaikuttaa vesihyönteisille tärkeän ravinnon, levän, kasvuun ja määrään. Lisäksi veden lämpötilannousu voi lisätä veteen liuenneiden ravinteiden määrää (Gudmundsdottir ym. 2011: 2052, 2055).

8.2. Kasvillisuus

Veden lämpötilan jälkeen eniten vesihyönteisten esiintymisen vaikuttava paikallismuuttuja on latvuksen peittävyys viiden metrin bufferin alalta. Tämä muuttuja tuli yhdeksän vesihyönteislajin malliin ja sillä on positiivinen vaikutus vesihyönteislajien esiintymiseen kaikissa malleissa. Latvuksen peittävyttä 50 metrin bufferin alalta kuvaava muuttuja tuli sen sijaan vain yhden vesihyönteislajin, *Prosimulium hirtipes*, malliin. Tästä voidaan päätellä, että latvuksen peittävyys uoman vieressä selittää vesihyönteisten esiintymistä paremmin kuin suuremman alan latvuspeittävyys. Pienemmän bufferin alalta laskettu latvuspeittävyys voi kuvata latvuksen paikallista vaikutusta paremmin kuin suuremmalta alalta laskettu muuttuja ja kertoa näin puroon päätyvän kasvimateriaalin ja varjostuksen vaihtelusta paremmin.

Huomion arvoista on, että vaikka 50 metrin latvuspeittävyys tuli vain yhden lajin malliin, on tämän lajin mallin paikallismuuttujaryhmän selitysaste 37,7 %. Selitysaste on huomattavan korkea, vaikka otetaan huomioon sen sisältävän kolme muuttujaa: latvuksen peittävyys 50 metrin bufferilla, kokonaistyyppi ja pienet kivet. *Prosimulium hirtipes* -lajille suuremman bufferin alalta arvioitu latvuksen peittävyys näyttäisi olevan merkittävä esiintymiseen vaikuttava tekijä, kun taas muille lajeille latvuksen paikallisempi runsaus (5 m) on tärkeämpi lajin esiintymiselle. *Prosimulium* -suvun edustajista suurin osa on kerääjiä ja suodattajia, mikä voi osaltaan selittää laajemman alueen kasvillisuuden merkitystä lajille (Adler & Currie 2008: 845).

Kummankin mittakaavan latvuspeittävyydellä on aineistossa suuri vaihteluväli, mikä voi selittää osaltaan latvuspeitteen osuutta vesihyönteislajien malleissa. Latvuksen peittävyys 5 ja 50 metrin bufferien alalta korreloivat hieman keskenään, mutta korrelaation jäädessä huomattavasti alle 0,7 otettiin molemmat muuttujat mukaan analyysiin.

Latvuspeittävyys vaikuttaa vesihyönteisiin monin tavoin ja sen merkitys on havaittu myös muissa vesihyönteistutkimuksissa. Esimerkiksi Astorgan ym. (2011: 709) eteläisempää Suomea koskevassa tutkimuksessa lämpötilan vaikutukset vesihyönteisten lajimäärään havaittiin olevan korkeampi metsäisillä kuin puuttomilla alueilla. Gurtz ja Wallacen (1984: 1566) mukaan puron rantakasvillisuuden poistaminen esimerkiksi hakkuiden yhteydessä vaikuttaa puron selkärangattomiin, joskin vaihtelut ovat aina

paikkaan sidottuja. Latvuksen peittävyys ja siitä riippuva puron säteily -ympäristön optimi vaihtelee lajeittain. Hawkins ym. (1982: 1850) havaitsivat tutkimuksessaan, että pienet ja keskikokoiset vesihyönteiset viihtyivät uoman kohdissa, jossa kasvillisuuden varjostusta oli paljon, kun taas isommat vesihyönteislajit esiintyivät runsaammin uoman avoimilla alueilla.

Puron latvuspeittävyys tarjoaa säteilymäärältään ja lämpötilaltaan vaihtelevia mikrohabitaaatteja. Toisaalta se indikoi myös lehtikarikkeen ja muiden vesihyönteisille ravinnoksi kelpaavien kasvinosien päätymistä puroon (Irons ym. 1994: 401; Allan & Castillo 2009: 109). Laxin ym. (1993: 44–45) mukaan purojen kautta Tenojokeen päätyvä hieno orgaaninen aines on tärkein ravinnonlähde vesihyönteisille. Vesihyönteiset käyttävät ravintonaan runsaasti karkeampaa lehtikariketta ja pohjalevää, mutta niiden osuus ravinnonkäytöstä oli tutkimuksen mukaan hienoa ainesta vähäisempää. Puroon päätyvä lehtikarike vaikuttaa vesihyönteisten ravintoon myös sammaleen ja levänmuodostuksen kautta. Usean vesihyönteislajin elinkierto mukaileekin veteen päätyvän lehtikarikkeen määrää (Johansen ym. 2005: 339). Cowan ja Oswoodin (1984: 211, 214) mukaan varsinkin pilkkojien määrä on suurimmillaan syksyisin lehtien putoamisen aikaan, mikä viittaa siihen, että latvuksen peittävyys selittäisi ennen kaikkea juuri pilkkojien esiintymistä puroissa.

Sammaleen peittävyys on tämän tutkimuksen mukaan vedenlämpötilan ja latvuksen peittävyuden jälkeen eniten vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttava tekijä. Se tuli seitsemän lajin malliin. Ainoa esiintymisellään sammaleen määrään negatiivisesti reagoiva laji oli *Elmis aenea*. Laji elää myös sammalpeitteisellä uoman pohjalla, joten kyseessä voi olla pienen otoskoon aiheuttama virhe mallissa. Myös Elliotin (2008: 191–192) mukaan Elmidae -heimon edustajat suosivat sammalta elinympäristönä. Tulee myös huomioida, että mallin paikallismuuttujaryhmän selitysprosentti on 8,8 % ja mallin kokonaisselitysaste 16,6 % eli lajille tehty malli ei selitä kuin murto -osan lajin esiintymisestä.

Muiden kuuden vesihyönteislajin esiintymisen ja sammaleen määrän välillä oli positiivinen yhteys eli lajit esiintyivät todennäköisemmin puroissa, joissa sammaleen määrä oli suurempi. Aikaisemmissakin tutkimuksissa on päädytty samanlaisiin tuloksiin. Sammalpohja tarjoaa oivan piilopaikan ja tarttumisalustan virtavesiympäristössä (Brusven ym. 1990: 39). Johansenin ym. (2005: 337) Tenon alueelle sijoittuvassa, lohia

käsitlevässä tutkimuksessa havaittiin, että vesihyönteisten runsaudella ja pohjamateriaalin sammaleenpeittävyydellä on positiivinen riippuvuus. Myös Heinon ym. (2003: 432) tutkimuksen mukaan puron sammalmäärän kasvaessa myös vesihyönteisten lajimäärä kasvaa.

8.3. Pohjamateriaali

Pikkukiviksi ja kiviksi luokiteltujen pohjamateriaalin raakokojen osuus pohjamateriaalista vaikutti useamman vesihyönteislajin esiintymiseen kuin hienompien pohjamateriaalin, soran ja hiekan, osuus. Sekä kivien että pienien kivien määrällä on positiivinen vaikutus vesihyönteislajien esiintymiseen. Koska aineistosta on poistettu lohkaraiden osuus pohjamateriaalista liian suuren korreloinnin vuoksi, edustavat kivet suurinta raakokoa analyyseissa.

Giller ja Malmqvistin (2004: 43) mukaan vesihyönteisten määrä kasvaa pohjamateriaalin raakoon kasvaessa saavuttaen maksimin silloin, kun kivien osuus pohjamateriaalista on suurin. Tämä tukee saatua tulosta, mutta täytyy huomioida, että vaikka kivien osuus selitti useamman lajien esiintymistä, kivien osuutta kuvaavan muuttujan sisältämät paikallismuuttujaryhmät selittivät keskimäärin 13,3 % vesihyönteislajien esiintymisestä, kun taas pienten kivien osuuden sisältävät paikallismuuttujaryhmät selittivät enemmän, 23,7 %, lajien esiintymisestä.

Isoista kivistä koostuva pohjamateriaali ei kuitenkaan ole otollisin elinympäristö kaikille vesihyönteislajeille, vaan eri vesihyönteislajit ovat sopeutuneet erilaisiin elinympäristöihin. Niinpä puroissa, joissa on useita erilaisia mikrohabitaatteja, on pääasiallisesti enemmän vesihyönteisiä (Giller & Malmqvist 2004: 43). Tätä tukee myös Downesin ym. (1998: 253) tutkimus, jonka mukaan puron pohjan epätasaisuuden ja halkeamien määrän kasvaessa vesihyönteisten yksilö- ja lajimäärät kasvavat.

Kivien osuutta kuvaava muuttuja ei tullut samojen hyönteislajien malleihin kuin pienten kivien osuutta kuvaava muuttuja. Tämä jako voi johtua lajien erilaisista elinympäristövaatimuksista. Pohjamateriaalin raakoko voi indikoida myös muita ympäristöolosuhteita. Purojen suvantokohtiin kertyy enemmän pienirakeista pohjamateriaalia, kun taas kovemman virran paikoissa on useimmiten suurempia kiviä (Hynes 1972: 15–16). Hienomman pohjamateriaalin ja kasvillisuuden välillä voi olla korrelaatiota, koska kasvillisuus voi pidättää juurillaan hienompaa pohjamateriaalia ja

toisaalta vesikasvillisuutta esiintyy enemmän rauhallisen virran paikoissa kuin koskiosuuksilla (Dawson 1988: 286–287). Toisaalta suuren raekoon pohjamateriaali voi mahdollistaa vesikasvillisuudelle sopivia pienemmän virrannopeuden kasvupaikkoja esimerkiksi isojen lohcareiden taakse.

Pohjamateriaalin raekoko viittaa habitaattien monipuolisuuden lisäksi myös pohjan vakauteen. Kivet ja lohcareet pysyvät paikallaan suhteellisen pitkään, kun taas hienompijakoiset pohjamateriaalit liikkuvat virran mukana ja ovat näin epävakaampia habitaatteja. Esimerkiksi Cobb ym. (1992: 1788) osoittivat tutkimuksessaan, että virrannopeuden kasvun ohella pohjamateriaalin epävakaas vähentää vesihyönteisten määrää huomattavasti.

Suuremman raekoon omaavan pohjamateriaalin taipumus monipuolistaa ja vakauttaa vesihyönteisten mikrohabitaatteja selittää sen, miksi soran osuudella uoman pohjamateriaalista ei havaittu olevan yhteyttä yhdenkään vesihyönteislajin esiintymiseen. Sora on vakaampi pohjamateriaali kuin hiekka, mutta samoin kuin hiekka se ei tarjoa kovin monipuolisia habitaatteja. Huomioitavaa on, että vaikka sora ei tullut yhteenkään malliin johtuen ehkä edellä mainituista syistä, hiekka tuli kahden vesihyönteislajin malliin. Tätä voi selittää se, että sora jää vaikutukseltaan vesihyönteisten määrään positiivisesti vaikuttavien isompien raekokojen ja toisaalta vesihyönteisten määrään negatiivisesti vaikuttavan hiekan väliin. Soraa ei ylipäätään ollut puroissa kovin paljon. Sen osuus pohjamateriaalista vaihteli nollassa 12 prosenttiin, mikä osaltaan voi selittää sora -muuttujan puuttumista malleista (liite 4).

Hiekan osuus pohjamateriaalista oli selittävänä tekijänä kahden vesihyönteislajin, *Ameletus inopinatus* ja *Eukiefferiella boevrensis*, malleissa. *Eukiefferiella boevrensis* -lajin mallissa hiekan määrä vaikuttaa positiivisesti lajin esiintymiseen, kun taas *Ameletus inopinatus* -lajin esiintymiseen hiekan määrä vaikuttaa negatiivisesti. Hiekka ei epävakaana materiaalina yleensä sovellu hyvin vesihyönteisten elinympäristöksi, mikä selittää *Ameletus inopinatus* -lajin negatiivista korrelaatiota hiekan määrään. *Eukiefferiella boevrensis* on kuitenkin sopeutunut elämään habitaateilla, joilla tapahtuu eroosiota, mikä voi selittää hiekan vaikutuksen lajin esiintymiseen (Waltz & Burian 2008: 226; Ferrington ym. 2008: 979). Toisaalta hiekkapohjan esiintymisen voidaan olettaa heijastelevan myös puron monimuotoista pohjamateriaalikoostumusta, joka taas usein lisää vesihyönteisten määrää (Giller & Malmqvist 2004: 43). *Eukiefferiella boevrensis* -

lajin paikallismuuttujaryhmän, joka sisältää vain hiekka -muuttujan, selitysaste on 13,9 %. *Ameletus inopinatus* -lajin paikallismuuttujaryhmään tuli hiekan lisäksi myös veden lämpötila -muuttuja. Lajin paikallismuuttujaryhmän selitysprosentti on 11,2 % (liite 5). Näiden kahden vesihyönteislajin mallien ja paikallismuuttujaryhmien selitysasteet eivät ole kovin suuret, joten vaikka hiekan osuus pohjamateriaalista näyttäisi vaikuttavan lajien esiintymiseen, ei sen vaikutus ole kovin suuri.

8.4. Uoman muoto ja koko

Uoman leveys ja syvyys, rannan jyrkkyys sekä penkan korkeus vaikuttavat tämän tutkimuksen perusteella vesihyönteisten esiintymiseen. Näistä virran kokoa ilmentävistä muuttujista uoman leveys tuli seitsemän vesihyönteislajin malliin ja oli yksi eniten malleihin tulleista muuttujista. Viidessä mallissa uoman leveydellä oli positiivinen vaikutus vesihyönteislajein esiintymiseen eli uoman leveyden kasvaessa hyönteislajien esiintymisen todennäköisyys kasvaa. Tätä tukevat esimerkiksi Vannote ym. (1980) ja Heino ym. (2003: 432) tutkimukset, joiden mukaan vesihyönteisten määrä kasvaa virran leveyden kasvaessa. Uoman leveyden sisältävien paikallismuuttujaryhmien keskiarvo oli huomattavan korkea, 28,5 %. Keskiarvoa nostivat kahden lajin, *Heptagenia dalecarlica* ja *Siphonoperla burmeisteri*, esiintymisen selitysasteet, jotka olivat 50,2 % ja 66,7 %.

Veden syvyys tuli kolmen vesihyönteislajin, *Eukiefferiella devonica*, *Cardiocladius fuscus* ja *Orthocladius rivulorum*, malliin (liite 5). Veden syvyyden selitysaste oli kuitenkin niin pieni kaikkien kolmen lajin mallissa, ettei se näytä selittävän vesihyönteislajien esiintymistä lähes yhtään, vaan voi vaikuttaa muihin vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttaviin ympäristötekijöihin (taulukko 1). Lampert ja Sommer (2010: 19–20) mukaan veden syvyys on yhteydessä puron pohjalle päätyvän säteilyn määrään, joka vaikuttaa edelleen esimerkiksi vesikasvillisuuteen. Veden syvyydellä on huomattu olevan yhteys pohjaeläinten esiintymiseen esimerkiksi Jowett ja Richardson (1990: 19) tutkimuksessa, jonka mukaan uoman syvyys vaikuttaa pohjamateriaalin ja virrannopeuden ohella eniten pohjaeläinten esiintymiseen.

Rannan jyrkkyys oli mukana neljän eri vesihyönteislajin, *Amphinera sulcicollis*, *Cardiocladius capucinus*, *Ephemerella aurivillii* ja *Paratrithocladius skirwithensis*, esiintymismallissa ja penkan korkeus kahden vesihyönteislajin, *Orthocladius rhyacobi* ja *Tvetenia discoloripies*, mallissa (liite 5). Penkan korkeuden selitysasteet olivat niin

alhaisia, että sen vaikutus vesihyönteislajien esiintymiseen on hyvin pieni. Rannan jyrkkyys ja penkan korkeus vaikuttavat valuntaan ja valunnan mukana puroon kulkeutuviin yhdisteisiin varsinkin uoman keskiosissa ja alavirran puolella (Allan & Castillo 2009: 5). Uoman leveyden ja veden syvyyden ohella nämä muuttujat vaikuttavat puroon päätyvän säteilyn määrään luomalla erilaisia säteily -ympäristöjä. Voidaan myös olettaa, että purossa, joka on leveämpi ja syvempi on myös enemmän erilaisia mikrohabitaatteja kuin kapeassa ja matalassa purossa. Kaikki neljä uoman kokoa ja muotoa ilmaisevaa muuttujaa linkittyvät teoriaan, jonka mukaan monipuolisia mikrohabitaatteja käsittävissä purossa vesihyönteisten määrä on suurempi (Giller & Malmqvist 2004: 43).

8.5. Virrannopeus

Virrannopeus tuli mukaan vain kahden vesihyönteislajin, *Diura nanseni* ja *Amphinemura sulcicollis*, esiintymismalleihin (liite 5). Tämä on hieman yllättävää, sillä aiemman kirjallisuuden perusteella virrannopeudella on suuri merkitys vesihyönteisten mikrohabitaattien muodostumiseen ja sitä kautta vesihyönteisten esiintymiseen (esim. Jowett & Richardson 1990: 19; Degani ym. 1993). Toisaalta virrannopeudella näyttäisi olevan suuri merkitys varsinkin *Diura nansen i*-lajin esiintymiselle, sillä virrannopeuden ja pienten kivien osuuden sisältävän paikallismuuttujaryhmän selitysaste on 31,6 %.

Osaltaan virrannopeuden puuttumista vesihyönteislajien malleista selittää se, että tutkittujen purojen keskimääräisiksi virrannopeuksiksi mitattiin 0,3–0,9 m/s eli virrannopeudet eivät vaihdelleet kovin paljon purojen välillä (liite 4). Turvallisuussyistä näytepuroiksi ei valittu kovan virrannopeuden puroja, mikä voi selittää purojen virrannopeuksien pientä vaihteluväliä (Kärnä ym. 2015: 1345).

Tulee myös huomioida, että vaikka virrannopeus laskettiin 30 eri pisteestä jokaisessa näytepurossa, on aineistossa käytetty näiden mittauspisteiden virrannopeuksien keskiarvoa. Virrannopeuden keskiarvo ei sinällään kerro, onko kyseessä nopeasti virtaava, mutta paljon virran vaihteluita käsittävä puro vai tasaisen virran puro, jossa virtausvaihteluita ei juuri ole. Tämä voi olla osasy siihen, miksi virrannopeusmuuttuja ei tullut kuin kahteen malliin, vaikka puron virrannopeus on tärkeä tekijä vesihyönteisten esiintymisen kannalta (Schlosser & Ebel 1989: 41; Degani ym. 1993: 164).

Virrannopeuden keskiarvon sijaan virrannopeuden vaihtelu uoman eri kohdissa on merkityksellisempää vesihyönteisten kannalta. Esimerkiksi Jowett ja Richardson (1990: 27) huomauttavat, että vesihyönteiset voivat sopeutua hyvinkin erilaisiin virrannopeuden keskiarvoihin, koska puron pohjamateriaali luo keskiarvoa vaihtelevampia virtausympäristöjä. Lisäksi virrannopeuden muutokset suuntaan tai toiseen eivät sinällään vaikuta vesihyönteisten määrään, vaan ennemminkin on kyse lajikohtaisesta optimista. Esimerkiksi vesihyönteisten ravinnonkäyttötapa, koko ja kehitysaste voivat vaikuttaa niiden suosimaan virrannopeuteen (Jowett & Richardson 1990: 27; Lampert & Sommer 2010: 230). Virrannopeuden kasvun vaikutuksesta vesihyönteisiin onkin saatu osin ristiriitaisia tuloksia. Esimerkiksi Macanin (1974: 140) mukaan virrannopeuden kasvu lisää joidenkin vesihyönteisten määrää, kun taas Cobbin ym. (1992) tutkimuksen mukaan virrannopeuden kasvu vaikuttaa vesihyönteisten esiintymiseen negatiivisesti.

8.6. Vesikemia

Vesikemiallisista muuttujista vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavat mangaanin ja kokonaistypen määrä, jotka molemmat tulivat neljän vesihyönteislajin malliin. Typpi vaikuttaa *Orthocladius olivaceus*, *Orthocladius rivicola*, *Prosimulium hirtipes* ja *Simulium monticola* -lajien esiintymiseen negatiivisesti (liite 5). Erityisen suuri paikallismuuttujaryhmän selitysaste, 37,7 %, on *Prosimulium hirtipes* -lajilla, jonka paikallismuuttujiin kuuluu kokonaistypen lisäksi latvuspeittävyys (50 m) ja pienten kivien osuus pohjamateriaalista.

Typen määrällä on havaittu olevan yhteys vesihyönteisten määrään ja esiintymiseen. Esimerkiksi Astorga ym. (2011: 709) tutkimuksessa havaittiin, että kokonaistypen määrän nousu vaikuttavaa negatiivisesti vesihyönteisten esiintymiseen. Niemen (2010: 361–362) mukaan Pohjois-Suomen joet, Tenojoki mukaan lukien, ovat suhteellisen luonnontilaisia ja typpi päättyy jokeen harvoin pistekuormituksen kautta. Typen määrä joissa on pieni ja sen havaittiin laskeneen hieman tutkimusjakson 1975–2003 viimeisinä vuosina. Tämän perusteella voidaan olettaa, että vesihyönteislajit ovat sopeutuneet Tenojoen suhteellisen vakaisiin typpimääriin ja siksi typen määrällä ei ole vaikutusta kuin neljän lajin esiintymiseen.

Samanlaisen vaikutuksen voidaan olettaa olevan myös mangaanin määrän vaikutuksessa vesihyönteisten esiintymiseen. Tämän tutkimuksen mukaan mangaani vaikuttaa *Constempellina brevicosta*, *Hydraena gracilis*, *Trissopelopia longimana* ja *Tvetenia calvescens* -lajien esiintymiseen Tenojoen puroissa. Mangaanin määrä vaikuttaa positiivisesti kolmen lajin esiintymiseen. Ainoa mangaanin määrään negatiivisesti reagoiva laji on *Trissopelopia longimana*. Koska Tenojoen valuma -alueella ei ole huomattavaa kaivostoimintaa tai muuta merkittävää mangaanin pistekuormittajaa, ovat Tenojokeen laskevien purojen mangaanimäärät suhteellisen vakaita.

Useissa tutkimuksissa on havaittu, että pH vaikuttaa pohjaeläinten elinympäristöihin (esim. Heino ym. 2007: 222; Astorga ym. 2012: 372–373). pH:lla tai siihen läheisesti kytkeytyvällä sähkönjohtokyvyllä ei kuitenkaan havaittu olevan merkitystä vesihyönteisten esiintymiseen tässä tutkimuksessa. Kumpikaan näistä paikallismuuttujista ei tullut yhdenkään vesihyönteislajin malliin (taulukko 1). Selityksenä voi olla, että lajisto on sopeutunut vallitsevaan ympäristöön, sillä Tenojoen pH on suhteellisen neutraali ja pysynyt suhteellisen samana pitkään. Alueella ei ole tapahtunut happamoitumista viimeisten vuosikymmenien aikana (Erkinaro 2001: 835). Myös näytepuroista mitatut sähkönjohtavuusluvut ovat tasaisia eivätkä poikkeakaan paljon (liite 4).

Veden pH:n ja sähkönjohtokyvyn lisäksi veden väriluku on osoittautunut tärkeäksi ympäristökiteijäksi muun muassa Heino ym. (2007), Astorga ym. (2012) ja Astorga ym. (2011) tutkimuksissa. Väriluku ilmaisee lähinnä veden humuspitoisuutta (Niemi 2010: 365). Tässä tutkimuksessa väriluku kuitenkin poistettiin jo mallin luonnin alkuvaiheessa, koska se korreloi voimakkaasti kokonaistypen ja raudan määrän kanssa.

8.7. Spatiaalimuuttajat

Tässä tutkimuksessa spatiaalimuuttujien selitysasteiden keskiarvot eivät poikenneet toisistaan kovin paljoa. *Orthocladius excavatus* -laji sai kuitenkin spatiaalimuuttujaryhmän selitysosuudeksi 38,6 %. Muuttujaryhmä sisälsi suurehkon mittakaavan vaihtelua kuvaavat muuttajat V4 ja V5.

Spatiaalimuuttujista malleihin tuli lähinnä suuren mittakaavan vaihtelua kuvaavia muuttujia. Neljä suurimman mittakaavan vaihtelua kuvaavaa muuttujaa V1-V4 valikoituivat malleihin eniten (taulukko 1). Tämä indikoi sitä, että vesihyönteislajien

esiintymiseen vaikuttaa yksi tai useampi suurella mittakaavalla vaikuttava muuttuja (Astorga ym. 2011: 705). Tällainen muuttuja voi olla esimerkiksi puron esiintymiseen pohjois -eteläakselilla tai itä -länsisuunnassa sidoksissa oleva muuttuja, kuten jokin ilmaston tai maaperään liittyvä ympäristömuuttuja. Kyse voi olla myös jonkin hyönteislajin levintään liittyvästä spatiaalisella tai ajallisella skaalalla vaikuttavasta tekijästä, joka estää hyönteisten levittäytymisen alueelle tai on aiheuttanut vesihyönteislajin paikallisen sukupuuton (Bilton ym. 2001: 160).

Pienen mittakaavan vaihtelua kuvaavia spatiaalimuuttujia tuli malleihin, joskin vähemmän kuin suuren mittakaavan vaihtelua kuvaavia muuttujia. Pienen mittakaavan vaihtelua kuvaavat muuttujat ilmentävät paikallista tai tutkittua pienemmän skaalan vaihtelua ympäristössä. Tällaisia vaihteluita voivat aiheuttaa esimerkiksi ihmistoiminta tai paikallisesti vaikuttanut häiriö, kuten myrsky tai tulva. Meyer ym. (2007: 86) mukaan varsinkin latvapurot ovat alttiita paikallisille häiriöille, koska niiden valuma -alue on pieni. Pienemmän mittakaavan vähäisempää vaihtelua voi selittää myös havaintojen spatiaalinen autokorrelaatio eli läheisten paikkojen ympäristöolosuhteet ovat todennäköisemmin samankaltaisempia kuin kaukana toisistaan olevien alueiden (Legendre 1993: 1659). Myös lajien dispersaali on todennäköisempää läheisille ja ympäristöoloiltaan samankaltaisille paikoille.

Spatiaalimuuttujat kuvaavat sekä ympäristön suoraa vaikutusta lajiin että mahdollisen tutkimuksesta puuttuvan muuttujan vaikutusta lajiin ja ympäristöön (Borcard ym. 2011: 262). Kyse voi olla myös hyönteislajin dispersaalin rajoittuneisuudesta. Spatiaalimuuttujat voivat siis ilmaista esimerkiksi mallista puuttuvan muuttujan vaikutusta hyönteislajin esiintymiseen eri mittakaavoilla. Spatiaalimuuttujien valikoitumisen takana olevia tekijöitä ei voida varmasti tietää ja siksi spatiaalimuuttujia voidaan tulkita vain suuntaa antavasti. Lisäksi tulee ottaa huomioon, että vaikka spatiaalimuuttujat ilmaisevat spatiaalisen vaihtelun skaalalla, suuren mittakaavan vaihtelusta pienen mittakaavan vaihteluun, ei spatiaalimuuttujia voida kuitenkaan jakaa suoraan pientä, keskikokoista ja suuren mittakaavan vaihtelua kuvaaviin muuttujiin, vaan mittakaavaa voidaan vertailla vain muuttujien välisenä (Borcard ym. 2011: 253; Legendre & Legendre 2012: 878–881). Spatiaalimuuttujat ovat myös sidottuja aineistoon, jolloin aineiston muuntelu tai spatiaalimuuttujien liittäminen toiseen aineistoon ei ole mahdollista.

8.8. Muuttujaryhmät

Paikallismuuttujaryhmä selitti vesihyönteisten esiintymistä enemmän kuin spatiaalimuuttujien ja ilmastomuuttujien ryhmät. Osaltaan tulos selittyy sillä, että paikallismuuttujaryhmä sisälsi huomattavasti enemmän muuttujia, kuin toiset muuttujaryhmät, jolloin sen todennäköisyys sisältää hyvin ilmiötä selittäviä muuttujia on suurempi kuin muilla ryhmillä. Lisäksi paikallismuuttujaryhmä sisälsi aiemman kirjallisuuden perusteella merkittävimpiä vesihyönteisten esiintymistä selittäviä muuttujia, kuten veden lämpötilan, pohjamateriaalikoostumuksen sekä sammaleen esiintymisprosentin (esim. Hynes 1972: 193; Hawkins ym. 1982: 1840; Allan & Castillo 2009: 99, 102–103).

Vaikka ilmastomuuttujaryhmä sisälsi lämpötilaa kuvaavat vuoden ja heinäkuun keskilämpötilamuuttujat, jotka jo aiemman kirjallisuuden pohjalta on havaittu tärkeiksi vesihyönteisten esiintymistä selittäviksi muuttujiksi, jäi ilmastomuuttujaryhmän selitysprosentti huomattavasti muita muuttujaryhmiä alhaisemmaksi. Lisäksi ilmastomuuttujaryhmän kokoluokkien keskihajonta on suurta (kuva 7). Tähän voi olla syynä se, että ilmastomuuttujaryhmä sisälsi vain kaksi muuttujaa, jolloin enemmän muuttujia sisältävät paikallis- ja spatiaalimuuttujaryhmien sisällä on enemmän valinnan varaa sopivien muuttujien löytämiseen. Tulee myös huomioida, että vaikka ilmastomuuttujaryhmän muuttujat tulivat useamman vesihyönteislajin malliin kuin muiden muuttujaryhmien muuttujat, ne eivät välttämättä selitä vesihyönteisten esiintymistä muita muuttujia paremmin, kuten ryhmän selityssasteesta huomattiin. Ilmastomuuttujien esiintyminen useammassa mallissa johtuu pääasiassa muuttujaryhmän pienestä koosta. Niinpä muuttujien määrää malleissa voidaan vertailla vain muuttujaryhmän sisällä.

Spatiaalimuuttujaryhmä selitti vesihyönteisten esiintymistä vähemmän kuin paikallismuuttujaryhmä, mutta huomattavasti enemmän kuin ilmastomuuttujaryhmä (taulukko 2). Spatiaalimuuttujaryhmän suuri selityssaste viittaa jonkin puuttuvan, vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavan muuttujan puuttumiseen mallista tai leviämiseesteeseen, jonka vuoksi vesihyönteislaji ei ole päässyt levittäytymään tietyille alueille (Borcard ym. 2011: 262). Spatiaalimuuttujaryhmän selityssasteet vaihtelevat lajeittain enemmän kuin paikallis- ja ilmastomuuttujaryhmien selityssasteet. Paikallis- ja

ilmastomuuttujaryhmät sisältävät muuttujia, joiden tiedetään aiemman kirjallisuuden perusteella vaikuttavan vesihyönteisiin yli lajirajojen, kun taas spatiaalimuuttajat ilmentävät lajikohtaista puuttuvaa muuttujaa tai leviämistä. Joillain lajeilla spatiaalimuuttujaryhmän selitysaste on huomattavasti suurempi kuin muiden muuttujaryhmien tai niiden yhdistelmien selitysasteet. Esimerkiksi *Tvetenia discoloripes* -lajin spatiaalimuuttujien selitysaste on 28,6 %, kun ilmastomuuttujaryhmä selittää vain 5,2 % ja paikallismuuttajat 5,8 % lajin esiintymisestä. On mahdollista, että lajin leviäminen on estynyt jonkin etäisyyteen liittyvän esteen takia tai taustalla on lajin esiintymiseen vaikuttava muuttuja, joka ei ollut mukana tässä tutkimuksessa.

8.9. Hyönteisten koon yhteys esiintymismallien selittävyteen

Pienimmässä kokoluokassa on 11 lajia, toiseksi pienimmässä 21, toiseksi suurimmassa 11 ja suurimmassa kokoluokassa 4 lajia, mikä vaikuttaa kokoluokkien vertailun tulkittavuuteen. Tämän tutkimuksen perusteella pienikokoisten vesihyönteislajien esiintymistä ei voi selittää yhtä hyvin kuin suurikokoisten vesihyönteislajien esiintymistä. Kaikissa muuttujaryhmissä ja mallin kokonaisselitystasetta vertailtaessa kokoluokkien 2,5–5 mm ja 5–10 mm selitysasteet olivat pienempiä kuin suurempien kokoluokkien, 10–20 mm ja 20–40 mm selitysasteet.

Erityisen hyvin ero kokoluokkien selitysasteissa tulee esille ilmastomuuttujaryhmässä, jossa suurimman kokoluokan selitysasteen mediaani, yläkvartiili ja maksimiarvo ovat huomattavasti suurempia kuin muiden kokoluokkien (kuva 7). Tämä voi johtua siitä, että suurempien vesihyönteisten koon kasvun tulee tapahtua samassa ajassa, kesän aikana, kuin pienempien vesihyönteisten, mutta kasvu on suurempaa kuin pienemmillä lajeilla. Niinpä suurikokoiset vesihyönteiset ovat riippuvaisempia kasvuun vaikuttavista lämpötilatekijöistä. Vannote ja Sweeneyn (1980: 667) mukaan lämpötilat ovat yhteydessä vesihyönteislajien ruumiin kokoon ja lämpötilan ollessa liian kuuma tai kylmä, hyönteisten kasvu häiriintyy. Ilmastomuuttujaryhmän vesihyönteisten kokoluokilla ei kuitenkaan havaittu olevan tilastollisesti merkittävää eroa. Tulokseen vaikuttaa muuan muassa se, että isoimman kokoluokan lajimäärä on vain 4, kun se muissa luokissa on huomattavasti enemmän.

Tilastollisesti merkitsevä ero kokoluokkien välillä on vain paikallismuuttujaryhmän keskimmaisissa kokoluokissa 5–10 mm ja 10–20 mm.

Paikallismuuttujaryhmän selitysprosentit ovat muita ryhmiä suuremmat ja niiden vaihteluväli on muiden muuttujaryhmien vaihteluväliä suurempi.

Kokonaisuudessaan vesihyönteisten selitysprosentit ovat pieniä ja siitä johtuen erot luokkien välillä eivät ole kovin suuret. Esimerkiksi pienimmät selitysprosentit omaavan ilmastomuuttujaryhmän selityssasteista valtaosa selittää alle 10 % vesihyönteislajien esiintymisestä. Tämä voi olla syynä siihen, miksi Kruskal -Wallisin -testin mukaan vain yksi kokoluokkien välinen ero oli merkittävä.

Kokoluokkia valittiin neljä. Kaksi suurinta luokkaa olisi voitu yhdistää, jolloin suurimman luokan edustajien määrä ei olisi eronnut niin paljon muiden luokkien edustajien määrästä. Tällöin suurimman kokoluokan vesihyönteislajien ruumiin koon vaihteluväli olisi kuitenkin kasvanut suureksi suhteessa muihin kokoluokkiin. Toisaalta kokoluokat olisi voitu yhdistää kahdeksi luokaksi, jolloin ero pienikokoisiin ja suurikokoisiin lajeihin olisi tarkentunut. Näin toimittaessa kokoluokkien edustajien määrä olisi ollut joka tapauksessa epätasainen ja jako pieniin ja suuriin vesihyönteislajeihin olisi tullut tehdä subjektiivisesti.

Vesihyönteisten ruumiinkoon yhteyttä esiintymiseen selitettävyyteen ei ole juurikaan tutkittu, mutta Soinisen ja Luodon (2014: 1270) tutkimuksessa vesihyönteisten ruumiin koon ja esiintymisen ennustamisen välillä havaittiin positiivinen yhteys. Tässä tutkimuksessa saatua tulosta voidaan kuitenkin tarkastella ainakin vesihyönteisten dispersaalien avulla. Esimerkiksi Astorga ym. (2012) tutkimuksen mukaan isokokoisemmat hyönteiset pystyvät levittäytymään laajemmille alueille kuin pienikokoisemmat hyönteiset. Näin ollen suurikokoisempien hyönteisten voidaan olettaa saavuttavan helpommin ympäristöolosuhteiltaan otollisia, kauempanakin olevia paikkoja, kun taas pienikokoisemmat hyönteiset levittäytyisivät lähempänä oleville habitaateille. Voidaan siis olettaa, että suurikokoisempien hyönteisten leviämistä selittävät enemmän ympäristötekijät, kun taas pienikokoisempien hyönteisten leviämisessä maantieteellisellä etäisyydellä on suurempi merkitys.

Myös vastakkaisia tutkimustuloksia hyönteisten ruumiinkoon ja dispersaalimatkan yhteydestä on esitetty. Esimerkiksi De Bien ym. (2012: 744–745) tutkimuksesta saadaan viitteitä, että pienillä hyönteisillä on vähemmän rajoituksia leviämislle kuin suurikokoisemmilla hyönteisillä, mikä ei tue edellä esitettyä selitystä hyönteisten koon ja esiintymisen välillä. De Bien ym. (2012) tutkimus sijoittuu kuitenkin Belgiaan, jonka

geo- ja hydromorfologiset piirteet ovat hyvin erilaiset kuin Tenojoen valuma -alueen. Lisäksi Tenojoen valuma -alueella ihmistoiminnan vaikutus on huomattavasti pienempää.

8.10. Virhelähteitä

Aineisto oli valmiiksi kerätty, joten mahdolliset keräämisessä tapahtuvat virheet ja poikkeamat eivät ole tiedossa aineistoa analysoitaessa. Aineisto on kerätty yhdellä kertaa eikä näytteenottoa ole uusittu. Näin ollen on mahdollista, että puron näytteenottoajankohdan olosuhteet poikkeavat tavallisesta ja vaikuttavat saatuihin tuloksiin. Tämä virhelähde on mukana kaikissa maastonäytteenotoissa. Myös näytteenottoajankohdalla on suuri vaikutus tuloksiin. Tenon kesä on lyhyt ja vesihyönteisten elinkierrot ajoittuvat tarkkaan sen mukaan. Kesäkuun alku on optimaalisin ajankohta vesihyönteisnäytteiden otolle (Lax ym. 1993: 24; Kärnä 2014: 33–34).

Ilmastomuuttujaryhmän vuoden ja heinäkuun keskilämpötilat ovat 30 vuoden keskiarvoja. Pohjoisilla alueilla on vähän säähavaintoasemia, joten tutkimuspisteiden lämpötilamuuttujat on saatu interpoloimalla. Vaikka käytössä on ollut paras mahdollinen ilmastodata, voi aineistossa olla virheitä, koska ilmastomuuttujien luotettavuutta on vaikea arvioida. Lisäksi tulee huomioida, että Tenojoen valuma -alue on hyvin luonnontilaista, mikä osaltaan vaikuttaa joidenkin muuttujien vaihteluväliin. Jos muuttujan vaihteluväli on pieni, sen selitysaste voi olla matala tai muuttuja voi jäädä kokonaan pois lajien malleista, vaikka se sinällään olisi tärkeä ympäristötekijä lajien esiintymisen kannalta.

Muuttujaryhmien sisäisen korrelaation tarkastelun yhteydessä jätettiin pois viisi muuttujaa, joiden korrelaatio toiseen muuttujaan oli yli 0,7. Korreloivasta muuttujaparista poistettiin se, joka korreloi myös toisen muuttujan kanssa yli 0,7 tai ylipäättään korreloi enemmän muiden muuttujien kanssa. Nämä valinnat olivat osaksi subjektiivisia ja ovat siten voineet vaikuttaa tulokseen. Lisäksi aineistossa voi esiintyä multikollinearisuutta muuttujien kesken, vaikka aineistosta otettiin mukaan vain muuttujia, jotka korreloivat keskenään alle 0,7 korrelaatioanalyysin jälkeen. Tämä johtuu siitä, että virtavesiympäristössä monet tekijät vaikuttavat toisiinsa ja osa ympäristötekijöistä vaikuttaa suoraan vesihyönteislajien esiintymiseen ja toiset osaltaan epäsuorasti jonkin toisen ympäristötekijän kautta (Metsämuuronen 2008: 62).

Mallin luonnin yhteydessä aineistosta poistettiin poikkeavia havaintoja. Poistetut havainnot vaikuttivat malliin liikaa suhteessa muihin havaintoihin huonontuen mallin selityskykyä. Poikkeavat havainnot eivät sinällään olleet virheellisiä, vaan poikkesivat muista havainnoista paljon. Siksi nämä poistetut havainnot on huomioitu tulosten tarkastelussa, vaikka ne eivät olleet mukana itse aineiston analyysissä.

9. Yhteenveto ja johtopäätökset

Tämän pro gradu -tutkielman tarkoituksena oli tutkia, mitkä ympäristötekijät vaikuttavat vesihyönteisten esiintymiseen Tenojoen subarktisisissa puroissa. Lisäksi haluttiin selvittää, onko vesihyönteisten ruumiinkoolla yhteys niiden esiintymismallien selitysteisiin. Hypoteesina oli, että pienikokoisten vesihyönteisten esiintyminen on huomattavasti selitettävissä kuin suurikokoisempien vesihyönteisten esiintyminen.

Selittäviksi muuttujiksi valittiin muuttujia, jotka ovat aiemman kirjallisuuden valossa tärkeitä tekijöitä vesihyönteisten esiintymisen kuvaamisessa (Hynes 1972: 196; Sweeney 1993: 307–308; Cummins ym. 2008: 109; Lampert & Sommer 2010: 229). Selittävät muuttujat jaettiin kolmeen muuttujaryhmään: paikallis-, ilmasto- ja spatiaalimuuttujiin. Paikallismuuttujiksi luettiin purojen hydromorfologisia ja vesikemiallisia ympäristömuuttujia. Ilmastomuuttujaryhmä sisälsi alueen lämpöoloja kuvaavia ympäristömuuttujia. Spatiaalimuuttujaryhmään saatiin kolmesta eri mittakaavan muutosta kuvaavaa muuttujaa, joiden avulla pystyttiin selittämään hyönteisten esiintymistä eri mittakaavoilla. Vastemuuttujina toimivat 47 vesihyönteislajia 55 Tenojoen valuma -alueen subarktisisesta purosta. Jokaiselle lajille tehtiin esiintymismalli yleistetyn lineaarisen mallin avulla ja muuttujaryhmien selitysteet laskettiin variaationosituksella. Vesihyönteisten ruumiinkoon yhteyttä esiintymisen selittämiseen tarkasteltiin Kruskal -Wallisin -testin ja kuvaajien avulla.

Paikallismuuttujat selittävät eniten vaihtelua aineistossa. Tästä muuttujaryhmästä erityisesti veden lämpötilaa ja latvuksen peittävyyttä viiden metrin bufferin alalta kuvaavat muuttujat vaikuttivat usean vesihyönteislajin esiintymiseen. Myös uoman leveys, sammaleen peittävyys ja erikokoisten kivien osuus pohjamateriaalista määrittivät usean pohjaeläinlajin esiintymistä. Ilmastomuuttujaryhmän kummatkin muuttujat, vuoden keskilämpötila ja heinäkuun keskilämpötila, tulivat usean lajin malliin,

mutta ilmastomuuttujaryhmän selitysaste jäi muita muuttujaryhmiä alhaisemmaksi. Spatiaalimuuttujaryhmästä vesihyönteislajien esiintymistä selittivät eniten suuren mittakaavan muutosta kuvaavat muuttujat, mutta myös pienemmän mittakaavan muutosta kuvaavia muuttujia tuli joidenkin hyönteislajien malleihin. Tämä voi tarkoittaa esimerkiksi jonkin suurella mittakaavalla vaikuttavan muuttujan puuttumista mallista tai vesihyönteisten dispersaaliesteen olemassaoloa.

Pienikokoisten vesihyönteisten esiintyminen on huonommin selitettävissä kuin suurikokoisempien vesihyönteisten esiintyminen. Kaikkien muuttujaryhmien suurimpien kokoluokkien (10–20 mm ja 20–40 mm) hyönteislajien esiintymisen selityskyky oli parempi kuin pienempien kokoluokkien (2,5–5 mm ja 5–10 mm). Tämä tulos tukee aiemmin asetettua hypoteesia. Kuitenkin Kruskal -Wallisin -testin mukaan vain paikallismuuttujaryhmän vesihyönteisten keskimmaisilla kokoluokilla (5–10 mm ja 10–20 mm) havaittiin olevan tilastollisesti merkitsevä ero. Kokoluokkien selitysasteiden eroa tarkastellessa tulee huomioida, että kokoluokkien edustajien määrä vaihtelee huomattavasti kokoluokkien välillä, mikä vaikeuttaa luokkien selittävyiden vertailua.

Tutkimusta voitaisiin jatkaa lisäämällä muuttujia, joita tässä tutkimuksessa ei otettu huomioon. Aikaisemman kirjallisuuden mukaan esimerkiksi puroon yhteydessä oleva järvi tai valuma -alueen koko ja järvisyys voivat vaikuttaa vesihyönteisten määrään ja lajikoostumukseen (Heino ym. 2007: 223; Astorga ym. 2011: 709). Myös vesihyönteisten ravintoon liittyviä muuttujia, kuten levän määrää ja lajikoostumusta tutkimalla voitaisiin saada lisää tietoa vesihyönteisten esiintymiseen vaikuttavista ympäristötekijöistä (Moore 1977).

Vesihyönteiset vaikuttavat Tenojoen subarktisten purojen monimuotoisuuteen ja tätä kautta myös ihmisiin. Vesihyönteiset ovat herkkiä ympäristön muutoksilla ja niitä käytetäänkin indikaattorilajeina. Vesihyönteisten lajikoostumus antaa tärkeää tietoa vesistön tilasta esimerkiksi vesistökuunnostusten yhteydessä, mutta lajikoostumuksen tuntemisesta on hyötyä myös laajempien ilmiöiden, kuten ilmastomuutoksen seurannassa. Ilmastomuutoksen on arvioitu vaikuttavan voimakkaimmin juuri napa -alueilla. Vesihyönteisten lajikoostumuksen seuraaminen voisi tuoda tärkeää lisätietoa ilmastomuutoksen etenemisestä näillä alueilla.

10. Lähteet

- Adler, P. & D. Currie. (2008). Simuliidea. *Teoksessa* Cummins, K.W., R.W. Merritt & M.B. Berg. (toim.): *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 825–845. Kendall Hunt publishing company, United States of America. 4. p.
- Aho, K., D. Derryberry & T. Peterson. (2014). Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. *Ecology* 95, 3: 631–636.
- Ali, M. & M. Fishar. (2005). Accumulation of trace metals in some benthic invertebrate and fish species relevant to their concentration in water and sediment of lake Qarun, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 31, 1: 289–301.
- Allan, J. & M. Castillo. (2009). *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 2. p. 436 s.
- Astorga, A., J. Heino, M. Luoto & T. Muotka. (2011). Freshwater biodiversity at regional extent: determinants of macroinvertebrate taxonomic richness in headwater streams. *Ecography* 34: 705–713.
- Astorga, A., J. Oksanen, M. Luoto, J. Soininen, R. Virtanen & T. Muotka. (2012). Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro- and microorganisms follow the same rules? *Global Ecology and Biogeography* 21: 365–375.
- Bilton, D., J. Freeland & B. Okamura. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159–181.
- Blæsild, P. & J. Granfeldt. (2003). *Statistics with applications in biology and geology*. Chapman & Hall/CRC, Yhdysvallat. 555 s.
- Borcard, D., Gillet, F. & P. Legendre. (2011). *Numerical ecology with R*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 306 s.
- Bowlby, H. & J. Gibson. (2015). Environmental effects on survival rates: robust regression, recovery planning and endangered Atlantic salmon. *Ecology and Evolution* 5, 16: 3450–3461.
- Brusven, M., W. Meehan & R. Biggam. (1990). The role of aquatic moss on community composition and drift of fish -food organisms. *Hydrobiologia* 196, 1: 39–50.
- Bylund, H. (1999). Climate and the population dynamics of two insect outbreak species in the north. *Ecological Bulletins* 47: 54–62.
- Chuangye, S., H. Chong & L. Huiming. (2013). Predictive vegetation mapping approach based on spectral data, DEM and generalized additive models. *Chinese Geographical Science* 23, 3: 331–343.
- Cobb, D., T. Galloway & J. Flannagan. (1992). Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal on Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1788–1795.
- Cook, D. (1977). Detection of Influential Observation in Linear Regression. *Technometrics* 19, 1: 15–18.
- Cowan, C. & M. Oswood. (1984). Spatial and seasonal associations of benthic macroinvertebrates and detritus in an Alaskan subarctic stream. *Polar Biology* 3: 211–215.
- Cummins, K. & M. Klug. (1979). Feeding ecology on stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147–172.
- Cummins, K., R. Merritt & M. Berg. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt publishing company, United states of

- America. 4. p. 1158 s.
- Dangles, O., B. Malmqvist & H. Laudon. (2004). Naturally acid freshwater ecosystems are diverse and functional: evidence from boreal streams. *Oikos* 104: 149–155.
- Dankers, R. & Christensen O.B. (2005). Climate change impact on snow coverage, evaporation and river discharge in the sub -arctic Tana basin, Northern Fennoscandia. *Climate Change* 69: 367–392.
- Danks, H. (2007). How aquatic insects live in cold climate. *Canadian Entomologist* 139: 443–471.
- Dawson, F. (1988). Water flow and vegetation of running waters. *Teoksessa Symoens, J. (toim.): Vegetation of inland waters*. 283–310. Kluwer academic publishers, Dordrecht.
- De Bie, T., L. De Meester, L. Brendonck, K. Martens, B. Goddeeris, D. Ercken, H. Hampel, L. Denys, L. Vanhecke, K. Van der Gucht, J. Van Wichelen, W. Vyverman & S. Declerck. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters* 15: 740–747.
- Degani, G., G.N. Herbst, R. Ortal, H.J. Bromley, D. Levanon, Y. Netzer, N. Harari & H. Glazman. (1993). Relationship between current velocity, depth and the invertebrate community in a stable river system. *Hydrobiologia* 263: 163–172.
- Downes, J., P. Lake, E. Schreiber & A. Glaister. (1998). Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monographs* 68: 237–257.
- Drever, J. (1982). *The geochemistry of natural waters*. Prentice -Hall, London. 388 s.
- Eklholm, M. (1993). *Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallitus*. Helsinki. 166 s.
- Erkinaro, H., J. Erkinaro, M. Rask & E. Niemelä. (2001). Status of zoobenthos and fish populations in subarctic rivers of the northernmost Finland: Possible effects of acid emissions from Russian Kola Peninsula. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 831–836.
- Ferrington, L., M. Berg & W. Coffman. (2008). Chironomidae. *Teoksessa Cummins, K.W., R.W. Merritt & M.B. Berg. (toim.): An introduction to the aquatic insects of North America*. 181–236. Kendall Hunt publishing company, United States of America. 4. p.
- Fox, J. (2005). The R commander: a basic statistics graphical user interface to R. *Journal of Statistical Software* 14, 9 : 1–42.
- Frissell, C., W. Liss, C. Warren & M. Hurley. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 2: 199–214.
- Gerhardt, A. (1992). Effects of subacute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insect: Ephemeroptera). *Freshwater Biology* 27: 79–84.
- Giller P.S. & B. Malmqvist. (2004). *The biology of streams and rivers*. Oxford university press, Oxford. 7. p. 296 s.
- González-Bergonzoni I., F. Landkildehus, M. Meerhoff, T. Lauridsen, K. Özkan, T. Davidsen, N. Mazzeo & E. Jeppesen. (2014). Fish determine macroinvertebrate food webs and assemblage structure in Greenland subarctic streams. *Freshwater Biology* 59: 1830–1842.
- Grimm, N. (1988). Role of macroinvertebrates in nitrogen dynamics of a desert stream. *Ecology* 69, 6: 1884–1893.

- Guisan, A. & N. Zimmermann. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Gudmundsdottir, R., J. Olafsson, S. Pálsson, G. Gíslason & B. Moss. (2011). How will increased temperature and nutrient enrichment affect primary producers in sub-Arctic streams? *Freshwater Biology* 56: 2045–2058.
- Gurtz, M. & B. Wallace. (1984). Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology* 65, 5: 1556–1569.
- Harper, P. (1990). Associations of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) in a network of subarctic lakes and streams in Quebec. *Hydrobiologia* 199: 43–64.
- Hart, D. & C. Finelli (1999). Physical-biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 363–395.
- Hauer, F. & W. Hill. (1996). Temperature, light and oxygen. *Teoksessa Hauer F.R. & G. A. Lamberti (toim.): Methods in stream ecology*. 93–106. Academic Press, Burlington.
- Hauer, F & V. Resh. (1996). Benthic macroinvertebrates. *Teoksessa Hauer F.R. & G. A. Lamberti (toim.): Methods in stream ecology*. 339–369. Academic Press, Burlington.
- Hawkins, C., M. Murphy & N. Anderson. (1982). Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology* 63, 6: 1840–1856.
- Heikkinen, R., M. Luoto, R. Virkkala & K. Rainio. (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41: 824–835.
- Heino, J., T. Muotka & R. Paavola. (2003). Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72: 425–434.
- Heino, J., H. Mykrä, J. Kotanen & T. Muotka. (2007). Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* 30: 217–230.
- Heino, J. (2009). Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews* 2: 1–29.
- Horton, R. (1945). Erosional developments of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin* 56: 275–370.
- Hunter, M., M. Kozlov, J. Itämies, E. Pulliainen, J. Bäck, E-M. Kyrö & P. Niemelä. (2014). Current temporal trends in moth abundance are counter to predicted effects of climate change in an assemblage of subarctic forest moths. *Global Change Biology* 20, 6: 1723–1737.
- Huttula, E., M-L. Nenonen, E. Koskenniemi & M. Suominen (toim.). (1996). *Tenojoen vesistön veden laatu ja biomonitorointi. Seurantareportti*. Alueelliset ympäristöjulkaisut 23. Rovaniemi. 76 s.
- Hynes, H. (1972). *The ecology of running waters*. 555 s. Liverpool university press, Liverpool.
- Hyvärinen, V. & M. Puupponen. (1986). Valunta. *Teoksessa S. Mustonen. (toim.):*

- Sovellettu hydrologia*. 152–225. Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä.
- Ilmatieteen laitos. (2015). Terminen kasvukausi. < <http://ilmatieteenlaitos.fi/terminen-kasvukausi> >. 11.5.2015.
- Irons, J., K. Miller & M. Oswood. (1993). Ecological adaptations of aquatic macroinvertebrates to overwintering in interior Alaska (U.S.A.) subarctic streams. *Canadian Journal of Zoology* 71: 98–108.
- Irons, J., M. Oswood, J. Stout & C. Pringle. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32: 401–411.
- Johansen, M., J. Elliott & A. Klemetsen. (2005). Relationships between juvenile salmon, *Salmo salar* L., and invertebrate densities in the River Tana. *Norway Ecology of Freshwater Fish* 14: 331–343.
- Jonsson, M. & B. Malmqvist. (2000). Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89, 3: 519–523.
- Jowett, I. & J. Richardson. Microhabitat preferences of benthic invertebrates in a New Zealand river and the development of in stream flow habitat models for *Deleatidium* spp. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 1: 19–30.
- Kärnä, O-M. (2014). *Spatiaalisen sijainnin, ympäristötekijöiden ja lajien levittäytymiskyvyn vaikutukset pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen subarktisisä virtavesissä*. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto, Maantieteen laitos. 89 s.
- Kärnä, O-M., M. Grönroos, H. Antikainen, J. Hjort, J. Ilmonen, L. Paasivirta & J. Heino. (2015). Inferring the effects of potential dispersal routes on the metacommunity structure of stream insects: as the crow flies, as the fish swims or as the fox runs? *Journal of Animal Ecology* 84: 1342–1353.
- Lampert, W. & U. Sommer. (2010). *Limnoecology*. Oxford university press, Oxford. 2. p. 324 s.
- Lapin ympäristökeskus. (2010). *Tenon –Näätämojoen -Paatsjoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015*. Ympäristöministeriö. Vammala. 144 s.
- Lax, H-G., E. Koskenniemi, P. Sevola & P. Bagge. (1993). *Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana*. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki. 124 s.
- Leech, N., K. Barrett & G. Morgan. (2004). *SPSS for intermediate statistics: Use and interpretation*. Lawrence Erlbaum Associates, Lontoo. 2. p. 206 s.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 6: 1659–1673.
- Legendre, P. & L. Legendre. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 3. p. 990 s.
- Macan, T. (1974). *Freshwater ecology*. Longman, Lontoo. 2. p. 343 s.
- Maitland, P. (1987). *Biology of fresh waters*. Blackie, Lontoo. 244 s.
- Manner, R. & T. Tervo. (1988). *Lapin geologiaa, hiekkarannoista tuntureiksi, tulivuorista tasangoiksi, mannerjäätiköstä maaperäksi*. Oy Sevenprint Ltd, Rovaniemi. 188 s.
- Mansikkaniemi, H. (1970). Deposit of sorted material in the Inarijoki -Tana river valley in Lapland. *Reports from Kevo Subarctic Research Station*. 6. 63 s.
- Mansikkaniemi, H. (1972). Flood deposits, transport distances and roundness of loose material in the Tana River valley, Lapland. *Reports from Kevo Subarctic Research Station*. 9. 23 s.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder. (1989). *Generalized linear models*. University Press, Cambridge. 2. p. 511 s.

- Mejía-Saavedra, J., S. Sánchez-Armass, G. Santos-Medrano, R. González-Amaro, I. Razo-Soto, R. Rico-Martínez & F. Díaz-Barriga. (2005). Effect of coexposure to DDT and manganese on freshwater invertebrates: Pore water from contaminated rivers and laboratory studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 8: 2037–2044.
- Metsämuuronen, J. (2008). *Monimuuttujamenetelmien perusteet*. Metodologia -sarja 7. International Methelp Ky, Helsinki. 2. p. 295 s.
- Meyer, J., D. Strayer, B. Wallace, S. Eggert, G. Helfman & N. Leonard. (2007). The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 1 86–103.
- Mihuc, T. (1997). The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biology* 37: 455–462.
- Miller, M. & J. Stout. (1989). Variability of macroinvertebrate community composition in an arctic and subarctic stream. *Developments in Hydrobiology* 49: 111–127.
- Miller, J. (2010). Species distribution modeling. *Geography Compass* 4, 6: 490–509.
- MML. (2000). *Maanmittauslaitos. Korkeusmalli -aineisto 25m x 25 m*.
- MML. (2013). *Maanmittauslaitos. Hallintorajat -aineisto*.
- Moore, J. (1977). Some factors effecting algal consumption in subarctic Ephemeroptera, Plecoptera and Simuliidae. *Oecologia* 27: 261–273.
- Moore, J. (2006). Animal ecosystem engineers in streams. *BioScience* 56, 3: 237–246.
- Moss, B. (1980). *Ecology of fresh waters*. Blackwell Scientific Publications, North Yorkshire. 332 s.
- Naiman, R., J. Melillo, M. Lock, T. Ford & S. Reice. (1987). Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. *Ecology* 68, 5: 1139–1156.
- Natural Earth. (2015). *Coastline 1: 50 000 000*.
- Neuvonen, S., P. Niemelä & T. Virtanen. (1999). Climatic change and insect outbreaks in boreal forests: the role of winter temperatures. *Ecological Bulletins* 47: 63–67.
- Nimelä, E., M. Julkunen & J. Erkinaro. (1999). Revealing trends in densities of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the subarctic River Teno using cluster analysis on long-term sampling data. *Fisheries Management and Ecology* 6: 207–220.
- Niemi, J. (2010). Water quality of arctic rivers in Finnish Lapland. *Environmental Monitoring and Assessment* 161: 359–368.
- Olden, J., L Poff & B. Bledsoe. (2006). Incorporating ecological knowledge into ecoinformatics: An example of modeling hierarchically structured aquatic communities with neural networks. *Ecological Informatics* 1: 33–42.
- Olsson, U. (2002). *Generalized linear model, an applied approach*. Studentlitteratur, Lund. 232 s.
- Peckarsky, B., B. Taylor & C. Caudill. (2000). Hydrologic and behavioral constraints on oviposition of stream insects: implications for adult dispersal. *Oecologia* 125: 186–200.
- Peres-Neto, P., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 10: 2614–2625.
- Petersen, R., K. Cummins & M. Ward. (1989). Microbial and animal processing of detritus in a woodland stream. *Ecological Monographs* 59, 1: 21–39.
- Poff, L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding

- and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391–409.
- Pontér, C., J. Ingri & K. Boström. (1992). Geochemistry of manganese in the Kalix River, northern Sweden. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56, 4: 1485–1494.
- Resh, V., D. Buchwalter, G. Lamberti & C. Eriksen. (2008). Aquatic insect respiration. *Teoksessa* Cummins, K.W., R.W. Merritt & M.B. Berg. (toim.): *An introduction to the aquatic insects of North America*. 39–54. Kendall Hunt publishing company, United states of America. 4. p.
- Ruttner, F. (1975). *Fundamentals of limnology*. University of Toronto press, Canada. 3. p. 307 s.
- Schlosser, I. & K. Ebel. (1989). Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream. *Ecological Monographs* 59, 1: 41–57.
- Soininen, J. & M. Luoto. (2014). Predictability in species distributions: a global analysis across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1264–1274.
- Stanford, J. A. (2007). Landscapes and riverscapes. *Teoksessa* Hauer F.R. & G. A. Lamberti (toim.): *Methods in stream ecology*. 3–22. Academic Press, Burlington.
- Strahler, A. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American geophysical union* 38: 913–920.
- Sweeney, B. & R. Vannote. (1978). Size variation and the distribution of hemimetabolous aquatic insects: two thermal equilibrium hypotheses. *Science* 200: 444–446.
- Sweeney, B. (1993). Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities on White Clay Creek in eastern North America. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 144: 291–340.
- SYKE. (2010). *Suomen ympäristökeskus. Valuma –aluejako -aineisto*.
- SYKE. (2013). *Suomen ympäristökeskus. Uomaverkosto -aineisto*.
- Vannote R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell & C. Cushing. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Vannote, R. & B. Sweeney. (1980). Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist* 115, 5: 667–695.
- Venables, W. & C. Dichmont. (2004). GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research* 70: 319–337.
- Vinke, K., A. Medeiros & D. Giberson. (2015). Diversity patterns in subarctic stream benthic invertebrate assemblages from the Sahtu Settlement Area, Northwest Territories, Canada. *Arctic Science* 1: 9–25.
- Waltz, R. & S. Burian. (2008). Ephemeroptera. *Teoksessa* Cummins, K.W., R.W. Merritt & M.B. Berg. (toim.): *An introduction to the aquatic insects of North America*. 181–236. Kendall Hunt publishing company, United States of America. 4. p.
- Wentworth, C. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology* 30, 5: 377–392.
- Whittaker, R. (1970). *Communities and ecosystems*. The Macmillan Company, Toronto. 162 s.

Liitteet

Liite 1. Näyteuomat.

- | | |
|--------------------------|-------------------------------|
| 1. Váddejohka | 31. Nuorášjohka |
| 2. Vuopmeveadji | 32. Junttejohka |
| 3. Ruvvašája | 33. Äimäjoki |
| 4. Suolusjoki | 34. Gárnjárjohka |
| 5. Guottoveaijohka | 35. Njallajohka |
| 6. Ylä -Kuolna | 36. Goahtesaijohka |
| 7. Guoldnájohka | 37. Bajit Jeagelveaijohka |
| 8. Lásseválvuája dahjege | 38. Olenjohka |
| 9. Mukkurasoja | 39. Geassemahjohka |
| 10. Palkasjoki | 40. Jääräjoki |
| 11. Kamiljoki | 41. Gálddašjohka |
| 12. Doarrovastguoika | 42. Skáidejohka |
| 13. Kuoppaniva | 43. Mantojärveen laskeva puro |
| 14. Nuhppirjohka | 44. Badjeseavttet |
| 15. Vuopmanjohka | 45. Námájohka |
| 16. Feaskker | 46. Mielkejohka |
| 17. Kaivojoki | 47. Kidisjoki |
| 18. Piesjoki | 48. Rassijoki |
| 19. Fierranjoki | 49. Leaibejohka |
| 20. Čulloveaijohka | 50. Boaresgiettejohka |
| 21. Sieiddejohka | 51. Hárátjohka |
| 22. Roavvejohka | 52. Ivvánasjohka |
| 23. Aittijoki | 53. Vuohččojohka |
| 24. Nilijoki | 54. Moalkejohka |
| 25. Nuvvosjohka | 55. Luohkkoaijohka |
| 26. Suohpajohka | |
| 27. Bádošjohka | |
| 28. Goatneljohka | |
| 29. Dánsejohka | |
| 30. Bađđájohka | |

Liite 2. Ilmastomuuttujaryhmän korrelaatiotaulukko.

		Lämpösumma	Heinäkuun keskilämpötila	Vuoden keskilämpötila
Lämpösumma	Korrelaatio	1,000		
	Merkitsevyys			
	N	55		
Heinäkuun keskilämpötila	Korrelaatio	,468**	1,000	
	Merkitsevyys	<0,001		
	N	55	55	
Vuoden keskilämpötila	Korrelaatio	,842**	,269*	1,000
	Merkitsevyys	<0,001	,047	
	N	55	55	55

Liite 3. Paikallismuuttujaryhmän korrelaatiotaulukot.

		kokonais- typpi	värluku	rauta	ph	sähkönjohto (µS/cm)	sähkönjohto (µS/cm)	veden lämpötila	ilman lämpötila	hiekkä	sora	pienet kivet
kokonaistyyppi (µg/l)	Korrelaatiokerroin	1,000										
	Merkitsevyys											
	N	55										
värluku (mg Pt/l)	Korrelaatiokerroin	,736**	1,000									
	Merkitsevyys	<0,001										
	N	55	55									
rauta (µg/l)	Korrelaatiokerroin	,638**	,762**	1,000								
	Merkitsevyys	<0,001	<0,001									
	N	55	55	55								
ph	Korrelaatiokerroin	,105	-,018	-,118	1,000							
	Merkitsevyys	,447	,896	,392								
	N	55	55	55	55							
sähkönjohtokyky (µS/cm)	Korrelaatiokerroin	,288*	,354**	,249	,050	1,000						
	Merkitsevyys	,033	,008	,066	,715							
	N	55	55	55	55	55						
sähkönjohtokyky (µS/cm)	Korrelaatiokerroin	,350**	,380**	,297*	,104	,950**	1,000					
	Merkitsevyys	,009	,004	,028	,452	<0,001						
	N	55	55	55	55	55	55					
veden lämpötila	Korrelaatiokerroin	,248	,050	,245	,180	,076	,305*	1,000				
	Merkitsevyys	,077	,722	,080	,202	,592	,028					
	N	52	52	52	52	52	52	52				
ilman lämpötila	Korrelaatiokerroin	-,042	-,124	-,046	,398*	,044	,200	,442**	1,000			
	Merkitsevyys	,811	,479	,792	,018	,803	,249	,008				
	N	35	35	35	35	35	35	35	35			
hiekkä	Korrelaatiokerroin	-,058	,010	,100	-,108	,129	,114	-,054	,141	1,000		
	Merkitsevyys	,674	,944	,469	,431	,347	,407	,704	,421			
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55		
sora	Korrelaatiokerroin	-,144	-,126	-,049	-,033	,126	,121	,114	,216	,277*	1,000	
	Merkitsevyys	,294	,358	,720	,811	,361	,378	,419	,212	,041		
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	
pienet kivet	Korrelaatiokerroin	-,122	-,057	,023	,073	,104	,050	,023	,156	,134	,626**	1,000
	Merkitsevyys	,376	,789	,866	,598	,451	,718	,872	,370	,328	<0,001	
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
kivet	Korrelaatiokerroin	-,167	-,068	-,103	-,073	,105	,032	-,259	-,058	-,313*	,443**	
	Merkitsevyys	,224	,624	,456	,595	,446	,815	,063	,097	,673	,020	,001
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
lohkareet	Korrelaatiokerroin	,228	,066	,007	-,006	-,156	-,081	,160	,048	-,138	-,612**	-,848**
	Merkitsevyys	,095	,635	,960	,963	,254	,555	,257	,786	,315	<0,001	<0,001
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
sammal	Korrelaatiokerroin	-,100	-,050	-,059	,025	,054	,027	-,200	-,020	,376**	-,216	-,228
	Merkitsevyys	,465	,718	,667	,858	,698	,842	,154	,911	,005	,113	,094
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
virtausnopeus	Korrelaatiokerroin	,120	,035	,081	,082	,095	,054	-,048	-,176	-,210	,001	,018
	Merkitsevyys	,382	,798	,559	,551	,488	,693	,735	,312	,123	,991	,895
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
syvyys	Korrelaatiokerroin	,338*	,172	,218	,120	-,079	-,023	,177	,036	-,177	-,007	-,103
	Merkitsevyys	,012	,208	,110	,385	,564	,866	,208	,836	,197	,958	,453
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
uoman leveys (m)	Korrelaatiokerroin	,144	-,023	,122	,068	-,030	,098	,408**	,120	-,397**	,131	,199
	Merkitsevyys	,294	,866	,376	,621	,830	,475	,003	,492	,003	,339	,146
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
penkan korkeus (cm)	Korrelaatiokerroin	-,205	-,353**	-,421**	,186	-,008	,027	,140	,374*	-,223	,017	-,130
	Merkitsevyys	,133	,008	,001	,175	,955	,843	,322	,027	,102	,900	,343
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
rannan jyrkkyys (cm)	Korrelaatiokerroin	-,164	-,124	-,044	-,098	,070	,092	,040	,484**	,114	,280*	,147
	Merkitsevyys	,231	,365	,751	,478	,613	,505	,780	,003	,408	,038	,283
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55
latvuksen peitto (5 m buffer)	Korrelaatiokerroin	-,134	-,012	-,063	,115	,025	-,117	-,345*	,065	,215	,184	,195
	Merkitsevyys	,336	,929	,650	,408	,855	,401	,012	,712	,119	,183	,158
	N	54	54	54	54	54	54	52	35	54	54	54
latvuksen peitto (50 m buffer)	Korrelaatiokerroin	-,191	-,221	-,306*	-,090	-,045	-,164	-,352*	,071	-,059	,042	,135
	Merkitsevyys	,163	,105	,023	,512	,745	,231	,010	,685	,669	,759	,325
	N	55	55	55	55	55	55	52	35	55	55	55

Liite 3. Paikallismuuttujaryhmän korrelaatiotaulukot (jatkuu).

		kivet	lohkareet	sammal	virtaus- nopeus	syvyys	leveys (m)	penkan korkeus	rannan jyrkkyys	latvus (5 m)	latvus (50 m)
kokonaistyyppi (µg/l)	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
väri-luku (mg Pt/l)	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
rauta (µg/l)	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
ph	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
sähkönjohtokyky (µS/cm)	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
sähkönjohtokyky (µS/cm)	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
veden lämpötila	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
ilman lämpötila	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
hiekkä	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
sora	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
pienet kivet	Korrelaatiokerroin										
	Merkitsevyys										
	N										
kivet	Korrelaatiokerroin	1,000									
	Merkitsevyys										
	N	55									
lohkareet	Korrelaatiokerroin	-,777**	1,000								
	Merkitsevyys	<0,001									
	N	55	55								
sammal	Korrelaatiokerroin	-,080	,142	1,000							
	Merkitsevyys	,563	,303								
	N	55	55	55							
virtausnopeus	Korrelaatiokerroin	,223	-,108	-,109	1,000						
	Merkitsevyys	,102	,432	,429							
	N	55	55	55	55						
syvyys	Korrelaatiokerroin	-,167	,199	-,461**	,348**	1,000					
	Merkitsevyys	,223	,146	<0,001	,009						
	N	55	55	55	55	55					
uoman leveys (m)	Korrelaatiokerroin	,057	-,098	-,559**	,418**	,569**	1,000				
	Merkitsevyys	,681	,476	<0,001	,001	<0,001					
	N	55	55	55	55	55	55				
penkan korkeus (cm)	Korrelaatiokerroin	,018	,126	-,045	-,098	-,015	,001	1,000			
	Merkitsevyys	,896	,361	,743	,477	,911	,993				
	N	55	55	55	55	55	55	55			
rannan jyrkkyys (cm)	Korrelaatiokerroin	-,052	-,062	,054	-,032	-,253	-,091	,120	1,000		
	Merkitsevyys	,706	,651	,694	,816	,062	,507	,383			
	N	55	55	55	55	55	55	55	55		
latvuksen peitto (5 m bufferi)	Korrelaatiokerroin	,137	-,216	,347*	-,214	-,382**	-,572**	,143	,323*	1,000	
	Merkitsevyys	,324	,117	,010	,120	,004	<0,001	,303	,017		
	N	54	54	54	54	54	54	54	54	54	
latvuksen peitto (50 m bufferi)	Korrelaatiokerroin	,045	-,069	,151	-,168	-,324*	-,325*	,100	,223	,499**	1,000
	Merkitsevyys	,746	,618	,272	,219	,016	,015	,468	,102	<0,001	
	N	55	55	55	55	55	55	55	55	54	55

Liite 4. Ympäristömuuttujien tunnuslukuja.

	Minimi	Keskiarvo	Maksimi	Keskihajonta
Kokonaistyyppi ($\mu\text{g/l}$)	62	129,2	260	44,3
Mangaani ($\mu\text{g/l}$)	1	2	5,5	1,4
pH	6,6	6,9	7,5	0,2
Sähkönjohtokyky ($\mu\text{S/cm}^2$)	16	25,8	36	5,2
Veden lämpötila ($^{\circ}\text{C}$)	4,2	8,1	14	2,3
Hiekan osuus pohjamateriaalista (%)	0	0,8	24,5	3,4
Soran osuus pohjamateriaalista (%)	0	2,6	12	3
Pienten kivien osuus pohjamateriaalista (%)	0	14,7	45,7	11,3
Kivien osuus pohjamateriaalista (%)	1	25,6	52	12,5
Sammaleen peittävyys (%)	0,3	17,7	75	19,8
Virrannopeus (m/s)	0,3	0,6	0,9	0,1
Syvyys (cm)	14,6	24	34,5	4,7
Uoman leveys (m)	1,2	5,8	22	4,2
Penkan korkeus (cm)	0	32	117,9	23,9
Rannan jyrkkyys (cm)	0,5	36,7	108	22,8
Latvuksen peittävyys (5 m bufferilla)	3	85	100	20,6
Latvuksen peittävyys (50 m bufferilla)	35	90,3	100	11,5
Heinäkuun keskilämpötila ($^{\circ}\text{C}$)	12,2	12,7	13	0,2
Vuoden keskilämpötila ($^{\circ}\text{C}$)	-1,7	-1,3	-0,6	0,2

Liite 5. Vesihyönteislajien mallien muuttujaryhmien itsenäiset selityssasteet, mallien kokonaisselityssasteet, malleihin tulleet muuttujat ja niiden vaikutussuunnat (+/-).

Vesihyönteislaji	Paik.	Ilm.	Spat.	Total	Malliin tulleet muuttujat
<i>Ameletus inopinatus</i>	11,2 %	5,5 %	22,2 %	41,7 %	Hiekka (-), veden lämpötila (-); heinäkuun k.lämpötila (+); V4, V8, V1, V9
<i>Amphinemura borealis</i>	21,6 %	13,1 %	5,1 %	37,1 %	Uoman leveys (+), veden lämpötila (+); heinäkuun k.lämpötila (+), vuoden k.lämpötila (+); V6
<i>Amphinera sulcicollis</i>	10,8 %	7,4 %	9,5 %	43,6 %	Virrannopeus (+), kivet (+), rannan jyrkkyys (+); vuoden k.lämpötila (+); V1
<i>Apatania muliebris</i>	31,9 %	7,0 %	20,6 %	74,1 %	Pienet kivet (+); heinäkuun k.lämpötila (+), vuoden k.lämpötila (+); V1, V8
<i>Baetis muticus</i>	24,2 %	1,8 %	8,4 %	40,8 %	Uoman leveys (+); vuoden k.lämpötila (+); V2, V4
<i>Baetis niger-digitatus</i>	12,1 %	1,1 %	2,7 %	17,2 %	Uoman leveys (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V2
<i>Brachyptera risi</i>	22,9 %	17,0 %	31,5 %	70,4 %	Veden lämpötila (+); vuoden k.lämpötila (-); V3, V4
<i>Cardiocladius capucinus</i>	9,6 %	1,0 %	28,6 %	42,4 %	Veden lämpötila (+), rannan jyrkkyys (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V1, V5
<i>Cardiocladius fuscus</i>	5,5 %	1,0 %	3,1 %	12,5 %	Veden syvyys (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V9
<i>Constempellina brevicosta</i>	25,7 %	3,4 %	4,6 %	46,0 %	Mangaani (+); vuoden k.lämpötila (+), heinäkuun k.lämpötila (-); V6
<i>Corynoneura lobata</i>	9,5 %	12,6 %	17,2 %	45,0 %	Latvus (5 m) (+), sammal (+); vuoden k.lämpötila (-); V2, V12
<i>Diura nanseni</i>	31,6 %	34,4 %	20,2 %	53,1 %	Pienet kivet (+), virrannopeus (+); vuoden k.lämpötila (-), heinäkuun k.lämpötila (+); V4
<i>Elmis aenea</i>	8,8 %	0,7 %	7,5 %	16,6 %	Sammal (-); heinäkuun k.lämpötila (+); V3
<i>Ephemerella aurivillii</i>	11,3 %	3,9 %	7,4 %	29,1 %	Uoman leveys (-), rannan jyrkkyys (-); vuoden k.lämpötila (-); V3, V4
<i>Eukiefferiella boevrensis</i>	13,9 %	8,6 %	0,7 %	30,8 %	Hiekka (+), vuoden k.lämpötila (+); V6
<i>Eukiefferiella brevicar</i>	26,9 %	1,2 %	16,9 %	53,9 %	Sammal (+), latvus (5 m) (+); heinäkuun k.lämpötila (+); V2
<i>Eukiefferiella devonica</i>	1,1 %	5,8 %	8,0 %	17,9 %	Veden syvyys (-); heinäkuun k.lämpötila (-); V8
<i>Helodon ferrugineus</i>	16,8 %	2,1 %	13,3 %	33,2 %	Kivet (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V10, V3
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	50,2 %	3,5 %	13,3 %	67,2 %	Uoman leveys (+); vuoden k.lämpötila (+); V2
<i>Hydraena gracilis</i>	14,1 %	0,9 %	10,5 %	29,7 %	Mangaani (+); vuoden k.lämpötila (+); V3

<i>Isoperla difformis</i>	19,0 %	1,8 %	19,1 %	28,6 %	Latvus (5 m) (+); heinäkuun k.lämpötila (+); V1, V4
<i>Leuctra digitatus-hippopus</i>	33,6 %	3,7 %	2,8 %	44,3 %	Veden lämpötila (-), latvus (5 m) (+), kivet; vuoden k.lämpötila (-); V9
<i>Leuctra nigra</i>	17,0 %	3,7 %	10,4 %	29,4 %	Latvus (5 m) (+); vuoden k.lämpötila (-); V9
<i>Metacnephia bilineata</i>	7,5 %	5,9 %	10,2 %	26,9 %	Veden lämpötila (+); vuoden k.lämpötila (+); V13, V4
<i>Micropsectra atrofasciata</i>	14,2 %	1,3 %	8,8 %	33,9 %	Veden lämpötila (-); vuoden k.lämpötila (-); V7, V1
<i>Orthocladius olivaceus</i>	13,4 %	0,4 %	6,9 %	20,7 %	Kokonaistyyppi (-); heinäkuun k.lämpötila (+); V3
<i>Orthocladius Euorth rivicola</i>	9,1 %	28,9 %	23,5 %	55,5 %	Kokonaistyyppi (-); heinäkuun k.lämpötila (-), vuoden k.lämpötila (+); V10, V12
<i>Orthocladius rivulorum</i>	2,5 %	0,4 %	6,9 %	10,5 %	Veden syvyys (+); heinäkuun k.lämpötila (+); V3
<i>Orthocladius frigidus</i>	3,0 %	0,4 %	2,7 %	19,4 %	Kivet (+), pienet kivet (+); vuoden k.lämpötila (+); V4
<i>Orthocladius excavatus</i>	5,7 %	2,4 %	38,6 %	60,1 %	Veden lämpötila (-); vuoden k.lämpötila (-); V4, V5
<i>Orthocladius rhyacobius</i>	6,8 %	12,4 %	21,7 %	44,5 %	Penkan korkeus (-), veden lämpötila (-), latvus (5 m) (+); vuoden k.lämpötila (-); V1, V3, V7
<i>Paratrichocladius skirwithensis</i>	22,9 %	1,2 %	5,1 %	37,5 %	Sammal (+), rannan jyrkkyys (-); vuoden k.lämpötila (+); V7
<i>Philopotamus montanus</i>	3,1 %	0,7 %	13,1 %	21,0 %	Latvus (5 m) (+); vuoden k.lämpötila (-); V1, V3
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	5,6 %	0,4 %	5,0 %	11,0 %	Latvus (5 m) (+); vuoden k.lämpötila (-); V1
<i>Potamophylax cingulatus latipennis</i>	13,3 %	2,1 %	2,0 %	21,3 %	Uoman leveys (-), sammal (+); vuoden k.lämpötila (-); V2
<i>Potthastia longimanus</i>	6,0 %	1,1 %	5,2 %	15,3 %	Kivet (+); vuoden k.lämpötila (-); V3
<i>Prosimulium hirtipes</i>	37,7 %	2,2 %	19,1 %	91,7 %	Latvus (50 m) (+), kokonaistyyppi (-), pienet kivet (+); vuoden k.lämpötila (-); V9, V12
<i>Rhyacophila nubila</i>	14,4 %	11,0 %	41,2 %	72,2 %	Pienet kivet (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V1
<i>Simulium monticola</i>	8,8 %	1,6 %	9,2 %	30,2 %	Kokonaistyyppi (-); heinäkuun k.lämpötila (-); V3, V8
<i>Simulium murmanum</i>	12,0 %	1,8 %	8,5 %	22,2 %	Veden lämpötila (+); vuoden k.lämpötila (+); V7
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	66,7 %	20,1 %	1,6 %	82,1 %	Uoman leveys (+); heinäkuun k.lämpötila (-); V3
<i>Stegopterna trigonium</i>	2,0 %	1,7 %	6,5 %	25,0 %	Veden lämpötila (+); heinäkuun k.lämpötila (+); V3
<i>Thienemanniella majuscula</i>	18,8 %	2,0 %	15,4 %	30,4 %	Sammal (+); vuoden k.lämpötila (+); V10

<i>Trissopelopia longimana</i>	11,0 %	0,7 %	12,5 %	22,0 %	Mangaani (-); vuoden k.lämpötila (-); V5
<i>Tvetenia bavarica</i>	20,8 %	6,2 %	2,2 %	28,1 %	Sammal (+); vuoden k.lämpötila (-); V12
<i>Tvetenia calvescens</i>	16,8 %	3,3 %	15,3 %	33,2 %	Kivet (+), mangaani (+); vuoden k.lämpötila (+); V6, V3
<i>Tvetenia discoloripies</i>	5,8 %	5,2 %	28,6 %	56,0 %	Latvus (5 m) (+), kivet (+), penkan korkeus (-); vuoden k.lämpötila (-); V1, V8