

Puuaineksen lisäyksen mahdollisuudet ravinteiden pidättäjänä ja eliöstön monipuolistajana kuormitetuissa vesistöissä: kirjallisuuskatsaus

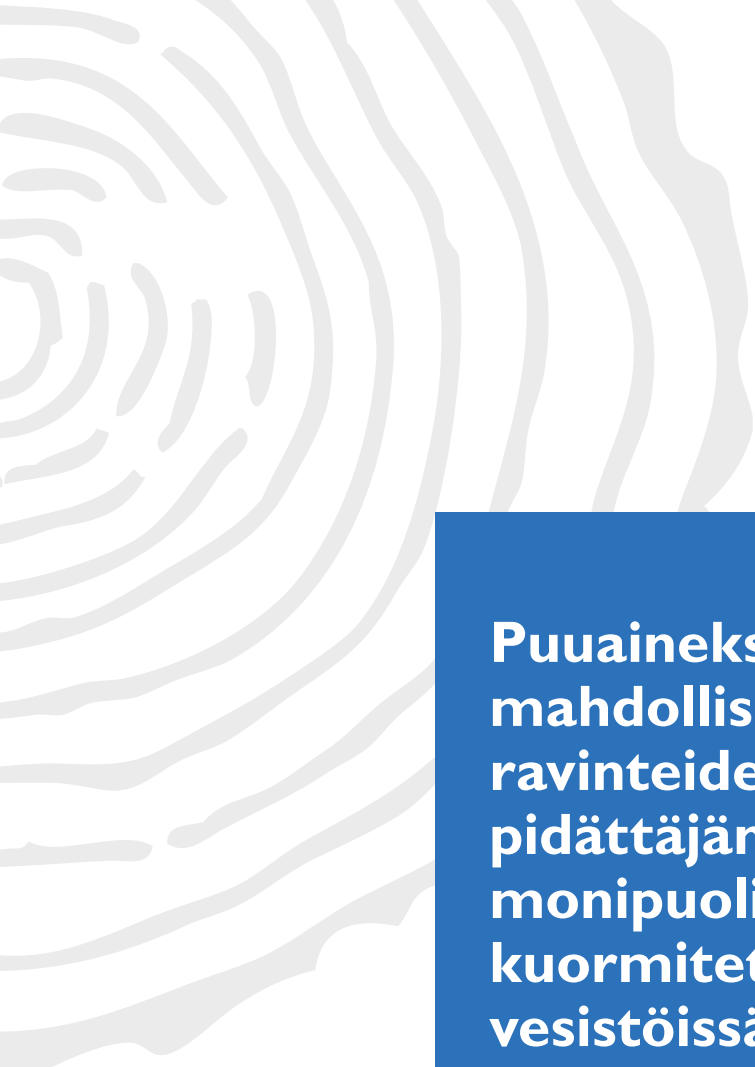
3.4.2020

Johanna Salmelin ja Heikki Hämäläinen,
Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kari-Matti Vuori,
Suomen ympäristökeskus

Mika Nieminen,
Luonnonvarakeskus

PUUMAVESI-HANKE



**Puuaineksen lisäyksen
mahdollisuudet
ravinteiden
pidättäjänä ja eliöstön
monipuolistajana
kuormitetuissa
vesistöissä:
kirjallisuuskatsaus**

3.4.2020

Johanna Salmelin ja Heikki Hämäläinen,
Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kari-Matti Vuori,
Suomen ympäristökeskus

Mika Nieminen,
Luonnonvarakeskus

Puuaineksen lisäyksen mahdollisuudet ravinteiden pidättäjänä ja eliöstön monipuolistajana kuormitetuissa vesistöissä: kirjallisuuskatsaus

Kirjoittajat: Johanna Salmelin ja Heikki Hämäläinen, Jyväskylän yliopisto,
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Kari-Matti Vuori, Suomen ympäristökeskus
Mika Nieminen, Luonnonvarakeskus

Kansikuva: Jari Ilmonen
Sisäsivujen kuvat: kuvaajatieto kuvien yhteydessä
Taitto: Marja Vierimaa

Julkaisu on saatavana internetistä: Puupohjaisilla uusilla Materiaaleilla tehoa metsätalouden Vesiensuojeluun ja vesistökuunnostuksiin (PuuMaVesi) -hankkeen sivulta www.syke.fi/hankkeet/puumavesi

Julkaisuvuosi: 2020

Hankekumppanit



Saarijärven kaupunki ja Savitaipaleen kunta



Sisällysluettelo

1 Johdanto	4
2 Vedessä olevan puuaineksen ekologinen merkitys	8
3 Vedenalaisen puun hajoaminen ja puulajien erot eliöiden kolonisaatioalustana	12
4 Vedenalaisen puuaineksen päällyskasvusto	16
5 Vesiselkärangattomien biomassa ja tuotanto	18
6 Vedessä elävät selkärangaiset	22
7 Vedessä oleva puuaines ja typen poisto denitrifikaation avulla	23
8 Arvio hyönteisten ja denitrifikaation kautta poistuvista ravinnemääristä	26
9 Lisätyn puuaineksen vaikutus eroosioon	28
10 Puuaineksen vaikutus eliöstön monimuotoisuuteen	30
Yhteenveto	32
Kirjallisuus	34



Kuva: Timo Ratinen, SYKE:n kuvapankki



Johdanto

Muuttuvassa ilmastossa hakkuumäärien kasvu ja painottuminen enenevässä määrin turvemaille aiheuttaa merkittävän riskin vesistökuormituksen kasvulle. Metsätalouden liettävä ja rehevöittävä kuormitus yhdessä humusaineiden ja metallien huuhtoutumisen kanssa voi merkittävästi muuttaa vesien ekologista ja kemiallista tilaa. Vaikka vaikutukset tyypillisesti kohdistuvat voimakkaimmin latvavesiin (Saukkonen & Kenttämies 1995, Vuori ym. 1998), voivat etenkin typen ja humuksen kasvaneen huuhtoutumisen vaikutukset ulottua myös isompiin vesiluontotyyppisiin muuttaen niiden ekosysteemien rakennetta ja toimintaa (Maileht ym. 2013, Lammi ym. 2018, Vuori & Korjonen Kuusipuro 2018).

Ojitettujen suometsien vaikutus alapuolisten vesistöjen rehevöitymiseen voi olla jopa paljon aiemmin oletettua suurempi, sillä uusimmissa tutkimuksissa ojitusaluiden valumavesien ravinnepitoisuuksien on havaittu kasvavan, kun ojituksesta on kulunut enemmän aikaa (Nieminen ym. 2017, 2018). Metsätalouden vesistökuormituksen seurantaverkon tulosten perusteella metsätalouden osuus fosfori- ja typpi-kuormasta voi olla jopa 10–15 -kertainen aiempiin arvioihin nähden (Finér ym. 2018). Tuoreimmissa arvioissa on päädytty pienempiin lukemiin. Tutkimustieto asiasta tarkentuu lähiaikoina.

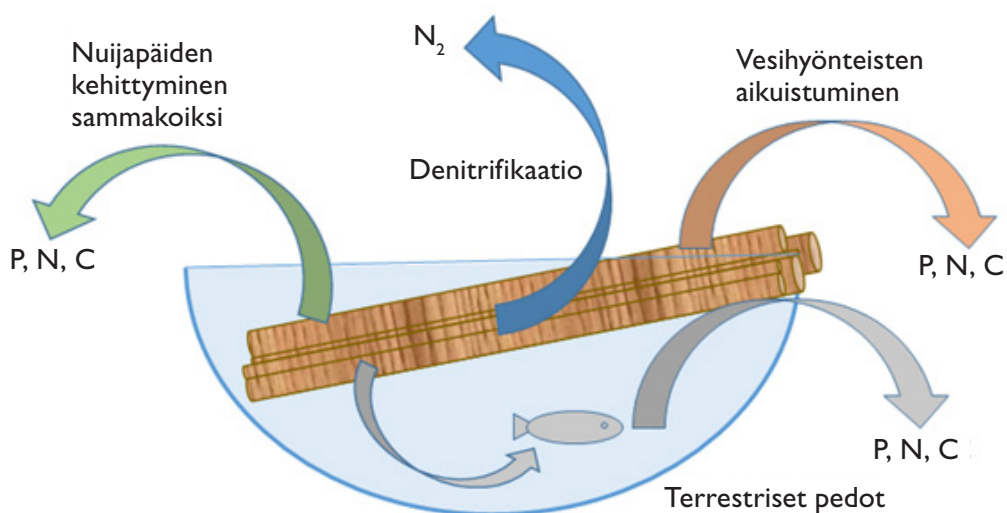
Metsätalous lisää erityisesti veden tummumista ja typpipitoisuutta, heikentää joki- ja purovesien elinympäristöjä ja näiden myötä vesien eliöyhteisöjen tilaa. Suomalaisen metsätalousalueiden purojen (n = 6) ja jokien (n = 40) kokonaisfosforipitoisuus (totP) on keskimäärin 36 µg l⁻¹ ja kokonaistypipitoisuus (totN) 745 µg l⁻¹ (Rääpysjärvi ym. 2016), mikä vastaa Niemisen ym. (2017) tutkimuksen keskimääräisiä ojitettujen alueiden (n = 34) vesien ravinnepitoisuuksia (totP 31 µg l⁻¹ ja totN 847 µg l⁻¹).

”Puupohjaisilla uusilla materiaaleilla tehoa metsätalouden vesiensuojeluun ja vesistökuormitukseen (PuuMaVesi)” -hankkeen tarkoituksena on kehittää uuden, puuainesta hyödyntävän vesistönsuojelumenetelmän käyttöä. Suomen ympäristökeskuksen koordinoimassa, vuosien 2018–2020 aikana toteutettavassa hankkeessa tutkitaan menetelmää metsätalouden valumavesien puhdistuksessa. Hakkuutähteitä ja pienpuuta asetetaan metsäojiiin, laskeutusaltaisiin ja puroihin, joissa lisätyn puuaineksen tarkoituksena on vähentää eroosiota, puhdistaa vettä, lisätä vesiluonnon monimuotoisuutta ja parantaa kalakantojen tilaa.

Tässä kirjallisuuskatsauksessa kootaan yhteen aiempaa kansainvälistä ja kansallista tutkimustietoa vedessä olevan puuaineksen merkityksestä orgaanisen aineen ja ravinteiden pidätyksestä sekä siihen vaikuttavista tekijöistä. Samalla tarkastelemme yleisemminkin ekologista merkitystä vesiekosysteemeissä. Ensisijaisesti pyritään arvioimaan lisätyn puuaineksen merkitystä niiden prosessien tehostajana, jotka edesauttavat eroosion vähentämisessä sekä ravinteiden pidättymisessä ja poistumisessa vesiekosysteemistä takaisin terrestriseen eli maaekosysteemiin.

Eroosio vähenee, jos uomastossa tai altaissa oleva puuaines hidastaa veden virtausta ja siten virtaavan veden voimaa. Fysikaalista aineksen ja ravinteiden pidättymistä tapahtuu, kun veden virtaus hidastuu ja sen mukanaan kuljettama aines laskeutuu uoman pohjaan tai pidättyy siellä olevaan puurakenteeseen tai tulvatilanteessa uoman ulkopuolelle. Biologisella pidättymisellä tarkoitetaan mikrobien, levien ja kasvien kykyä sitoa ravinteita, kunnes ravinteet jälleen vapautuvat niistä hajoamisen ja remineralisaation kautta. Ravinteiden pysyvä poistuminen vesiekosysteemistä tarkoittaa aineksen ja siihen sitoutuneiden ravinteiden mekaanista siirtymistä pois aktiivisesta uomasta tai ravinteiden kulkeutumista päälyllyskasvustosta ravintoverkkoja pitkin maaekosysteemiin, ja typen osalta myös denitrifikaatiota.

Katsauksessa arvioidaan selkärangattomien eläinten potentiaalista biomassaa ja tuotantoa, sekä hyönteisbiomassaan sitoutunutta ravinnevarastoa, joka poistuu vesiekosysteemistä vesihyönteisten aikuistuesssa. Sammakon toukkavaiheiden ravintonaan käyttämä, esimerkiksi vedenalaisilla puupinnoilla kasvava päälyllyskasvusto



Kuva 1. Vesistöön lisätty puuaines ja vedessä olevien ravinteiden (fosfori, P ja typpi, N) ja hiilen (C) potentiaaliset poistumisreitit maaekosysteemiin biologisten mekanismien kautta: (1) nuijapäiden hyödyntämä vedenalaisen puun pinnoilla kasvava päälyllyskasvusto ja sammakoksi kehittyneiden yksilöiden siirtyminen maalle, (2) puun pinnalla elävän päälyllyskasvuston mikrobien suorittama denitrifikaatio, jonka lopputuotteena syntyvä typpikaasu (N_2) poistuu ilmakehään, (3) aikuistuvat vesihyönteiset, ja (4) lintujen ja nisäkkäiden saalistuksen (ravintona isommat pohjaeläimet, sammakon toukat ja niitä syövät kalat) kautta systeemistä poistuvat ravinteet ja hiili.



Vesiensuojelutalkoiden puuniput asennettuna odottamaan uppoamista ja biopuhdistamon käynnistymistä. Kattelussaari, Taipalsaari.

ja myöhempi aikuistuneiden sammakoiden siirtyminen maalle on myös yksi reitti ravinteiden poistumiselle vesiekosysteemistä. Ravinteiden siirtyminen ekosysteemien välillä on mahdollista myös kun pedot, erityisesti sorsa-, kurki- ja rantalinnut ja nisäkkäät saalistavat vesiselkärangattomia, sammakon toukkia ja niitä ravintonaan käyttäviä kaloja. Lisäksi typen poistuminen vesiekosysteemistä on mahdollista puun päällyskasvuston anaerobisten mikrobien suorittaman denitrifikaation kautta, jonka lopputuloksena syntyy ilmakehään poistuvaa typpikaasua (N_2) (Kuva 1).

Kirjallisuuskatsauksen aineiston kokoamisessa käytettiin Google- ja Google Scholar-hakukoneita sekä seuraavia tietokantoja: Web of Science, Scopus, ProQuest; ASFA ja kotimaisten artikkeliviitteiden ARTO. Lähteiksi valittiin pääosin vertaisarvioituja tieteellisissä sarjoissa julkaistuja artikkeleita, mutta myös kirjoja ja raportteja.



Kuva: Jari Ilmonen

2

Uppopuuston määrä ja merkitys vesiekosysteemeissä

Maalta veteen joutunut puuaines kuuluu luonnollisena elementtinä sekä virtaaviin että seisoviin vesiin. Tutkimuskirjallisuudessa käytetään yleisesti termiä ”woody debris”, vapaasti suomennettuna puujätös tai puupirstaleet. Ekologisessa tutkimuksessa jaotellaan puuaines tyypillisesti karkeaan (coarse woody debris, CWD) ja suurikokoiseen, tyypillisesti halkaisijaltaan yli 10 cm runkoainekseen (large woody debris, LWD), mikä on yleinen jaottelutapa ekologisten prosessien tutkimuksessa (Liljaniemi ym. 1998, Maser & Sedell 1994) ja johon tässä katsauksessa keskitytään. Jälkimmäistä puuainesta nimitetään usein myös lieko- tai hakopuuksi.

Luonnontilaisten metsien läpi virtaavien **purojen ja jokien** vedessä olevan puun määrä uoman pinta-alaa kohden vaihtelee paljon, maailmanlaajuisesti välillä 5–722 000 m³ ha⁻¹ (mediaani 214 m³ ha⁻¹) (Wohl ym. 2017). Suurin arvio on hyvin poikkeuksellinen ja peräisin Kalifornian luoteisosissa (Redwood Creek, USA) toteutetusta tutkimuksesta. Käsiteltyjen metsien valuma-alueella määrä on pienempi kuin luonnontilaisilla alueilla, 2,6–2221 m³ ha⁻¹ (mediaani 73 m³ ha⁻¹), ja erot ovat merkittäviä erityisesti pohjoisten havumetsien alueella Yhdysvalloissa ja Kanadassa. Myös Liljaniemen ym. (1998) suomalaisessa tutkimuksessa puumäärät olivat Koitajoella luonnontilaisilla valuma-alueen osilla Venäjän puolella jopa satakertaisia (keskimäärin 332 m³ ha⁻¹) verrattuna ja intensiivisesti avohakattuihin alueisiin Suomen puolella (17 m³ ha⁻¹). Kyseisessä julkaisussa puuainesta nimitettiin virheellisesti karkeaksi (CWD) vaikka mittauskohteena oli halkaisijaltaan yli 10-senttinen runkopuusto.

Virtavesikunnostuksissa veteen lisättävän isokoisen puun määrä pyritään mitoittamaan luontaista määrää vastaavaksi, minkä esimerkiksi Espanjassa on arvioitu olevan 33–239 m³ ha⁻¹ (Elosegi ym. 2016, Flores ym. 2017). Vastaavasti kunnostetuilla purojaksoilla Saksassa puun määrä oli 0,7–10,5 m³100 m⁻¹ (Gerhard ja Reich 2000) ja Yhdysvalloissa Michiganissa suurikokoisen puuaineksen vaikutuksia pohjaeläintuotantoon tutkittiin lisäämällä puuta noin kahden metrin levyisiin puroihin 12,3 m³100 m⁻¹ (mikä vastaa noin 615 m³ ha⁻¹, Entrekkin ym. 2009). Metsäpurojen kunnostusoppaassa (Moilanen 2008) sopivaksi lisättävän puun määräksi 1–2 m leveillä puroilla esitetään noin 2 m puutavaraa (halkaisija 10–20 cm) per kunnostettava puometri eli 6,3–12,6 m³100 m⁻¹ (315–1260 m³ ha⁻¹). Tätä leveämmillä puroilla suositeltu lisättävän puun määrä on noin kaksinkertainen.

Puuaineksella on tärkeä merkitys virtavesien toiminnassa. Ravinnepidätyksen näkökulmasta puuaineksen vaikutuksista voidaan johtaa hypoteeseja ns. ravinnesilmukoinnin (*nutrient spiraling*) teoriasta lähtien (Newbold ym. 1982). Sen mukaan ravinteet kiertävät virtaavassa vedessä spiraalimaisesti siten, että ”silmukan” muodostaa ravinneatomin vapautuminen ja uudelleen sitoutuminen geogemiallisesti substraattiin tai biologisesti eliöstöön. Seuraava silmukka alkaa, kun ravinneatomi uudelleen vapautuu. Ainepitoisuuksien ja pohjahabitaattien pidätyskapasiteetin välisestä suhteesta riippuen suurempi (tehokas silmukointi) tai pienempi (löyhä silmukointi) osuus ravinteista sitoutuu, ennen kaikkea paikalliseen biologiseen tuotantoon. Ravinteiden, kuin myös orgaanisen aineksen pidättymisessä ja kierrätyksessä kiinteiden pintojen ns. biofilmeillä on keskeinen rooli.

Puu pidättää partikkelimaista ja liuenntua orgaanista ainesta (Lepori ym. 2005, Frairner ym. 2018), tarjoten pitkäaikaisen kolonisaatioalustan ja hiilen lähteen mikro-organismeille, ravintoa ja vakaan kiinnittymisalustan selkärangattomille, sekä suoja- paikkoja ja ravintoa kaloille. Vedenalaiset ja osittain/ajoittain vesipinnan yläpuolelle kohoavat puupinnat tarjoavat vesiselkärangattomille lisäksi suoja- ja munimispaikkoja, sekä alustan aikuistumiselle (Benke ja Wallace 2003, Hoffmann ja Hering 2000). Thompsonin ym. (2018) mukaan isokokoisien puuaineksen lisääminen puroihin kasvatti selkärangattomien ja kalojen populaatioita ja lisäsi biomassan siirtymistä perustuottajilta pohjaeläimiin ja siitä edelleen kaloihin. Taimen runsastui 186 % kunnostetuilla osuuksilla, joille oli lisätty isokoista puuta. Pohjaeläimet olivat 102 % ja 185 % runsaampia vedenalaisella puulla verrattuna joen pohjan habitaatteihin lähellä joen penkkaa ja keskellä jokea, ja vastaavasti pohjaeläinten biomassassa puulla oli 62 % ja 131 % suurempi kuin muilla pohjan habitaateilla.

Puuaineksen poisto joesta puolestaan vähentää fosforin ja typen pidättymistä. Esimerkiksi pienen, I-uomaluokan puron (Pohjois-Carolina, USA) puuaineksen (< 10 cm) poisto vähensi ammoniumtypen ja fosfaatin pidättymistä verrattuna vertailupuroon noin kaksi vuotta kestäneessä tutkimuksessa (Webster ym. 2000). Lyhyemmällä aikajänteellä, yhden päivän aikana mitattuna, karkean puuaineksen poisto metsäisen suoalueen tummavetisestä purosta vähensi ammoniumtypen pidättymistä 88 % ja fosfaattifosforin pidättymistä 38 % (Ensign ja Doyle 2005). Tässä kokeellisessa manipulaatiossa purosta poistettiin karkea puuaines 100 m matkalta käsin ja haraamalla, ja käsittelyn aiheuttaman sameuden palauduttua samalle tasolle kuin ennen käsittelyä, puroon lisättiin liukoisessa muodossa typpeä (NH_4Cl), fosforia (KH_2PO_4) ja merkkiainetta (NaCl). Vesinäytteet ravinnepitoisuusanalyysejä varten otettiin 33 m, 66 m ja 100 m etäisyydeltä alavirtaan ennen ravinteiden lisäämistä ja kolmesti lisäyksen jälkeen, kun merkkiaineen pitoisuus oli vakiintunut koejakson loppupäässä. Kontrollina toimi sama käsittely samoilla pitoisuuksilla ja annostelunopeudella (noin 200 ml min^{-1}) toteutettuna ennen puuaineksen poistoa.

Tutkimus toteutettiin yhden päivän aikana, jotta välttyttäisiin veden virtausnopeuden muutosten aiheuttamalta vaihtelulta (Ensign ja Doyle 2005). Vastaavasti **isokokoisien puun** lisäyksen ja esimerkiksi majavan rakentamien patojen on havaittu lisäävän orgaanisen aineksen ja ravinteiden pidättymistä (Wallace ym. 1995, Flores

ym. 2011, Lazar ym. 2014). Myös Law ym. (2016) havaitsivat majavapadon pidättävän kasvukaudella ravinteita siten, että patojen alapuolella fosforin pitoisuus oli 49 % ja nitraatin pitoisuus 43 % pienempi kuin patorakennelmien yläpuolella. Sen sijaan veden väri ja kiintoainepitoisuudet olivat suuremmat patojen alapuolella. Koska ravinteiden pidättymistä tapahtui vain kasvukaudella, Law ym. (2016) arvioivat sen liittyvän biologisiin prosesseihin, kuten denitrifikaatioon ja kasvien fotosynteesiin. Majavapadon vaikutus sen alapuolisen veden laatuun voi riippua myös siitä, missä muodossa tyypeä kulkeutuu vesiekosysteemissä. Margolis ym. (2001) havaitsivat majavapadon pidättävän nitraattityyppiä (NO_3^-), mutta nostavan alapuolisen veden ammoniumpitoisuutta (NH_4^+). Tämä viittaa majavapadon lisäävän nitraatin poistumista pelkistymällä vesifaasista eli denitrifikaatiota.

Wallacen (1995) mukaan puun lisääminen veteen lisäsi sekä karkean että hienojakoisen hiukkasmaisen orgaanisen aineksen pidättymistä selvästi. Puun poistaminen puolestaan lisäsi erityisesti partikkelimaisessa muodossa kulkeutuvien alkuaineiden, kuten fosforin, alumiinin, raudan ja mangaanin kulkeutumista alavirtaan, mutta pääosin liukoisessa muodossa esiintyvien aineiden, kuten typen, rikin, kalsiumin ja natriumin, kulkeutumiseen puun poistolla oli vähäinen vaikutus (Bilby 1981, 2003). Vedenvirtauksen esteet ja hidasteet, kuten isokokoiset vedenalaiset puut, lisäävät veden viipymää uomassa, ja tehostavat siten epäsuorasti ravinteiden pidättymistä pidentämällä aikaa, jonka vedenalainen päälyskasvusto on yhteydessä veteen ja sen sisältämiin ravinteisiin (Ensign ja Doyle 2005). Vedessä oleva puuainek lisää siten ainakin ravinteiden väliaikaista pidättymistä (Craig ym. 2008).





3

Vedenalaisen puun hajoaminen ja puulajien erot eliöiden kolonisaatioalustana

Puun hajoaminen vedessä on hyvin hidasta (Benke ja Wallace 2003, Spänhoff ja Gessner 2004). Puu koostuu pääosin hiilihydraateista, kuten selluloosasta ja hemiselluloosasta, sisältäen niitä 65–75 % puun kuiva-aineesta (Pettersen 1984, Nascimento ym. 2013). Toiseksi suurin yhdisteryhmä on soluseinien rakennusaine ligniini (20–30 %). Orgaanisia uuteaineita ja epäorgaanisia mineraaleja puu sisältää 4–10 %. Orgaanisiin uuteaineisiin lukeutuvat mm. fenoliset yhdisteet, kuten lignaani, tanniinit, flavonoidit ja stilbeenit. Toinen uuteaineryhmä ovat terpeenit, terpenoidit ja sterolit ja kolmas ryhmä rasvat ja vahat. Puulajien väliset erot hajoamisnopeudessa liittyvät osin niiden sisältämien yhdisteiden määrään ja laatuun, vaikka myös ulkoisilla tekijöillä, kuten veden lämpötilalla, veden sisältämien ravinteiden määrällä ja virtausnopeudella on vaikutusta (Benke ja Wallace 2003, Spänhoff ja Meyer 2004).

Valtaosa luonnontilaisen joen (Queets River, Washington, USA) havupuuaineksesta oli ollut joessa alle 50 vuotta (Hyatt ja Naiman 2001), ja vedessä olevan havupuuaineksen puoliintumisiäksi määritettiin noin 20 vuotta. Toisaalta **järvissä** rantavyöhykkeen pysyvästi pinnan alla olevan puuston iäksi on radiohiilajoituksissa tyypillisesti mitattu tuhansia vuosia, jopa yli 8000 vuotta (Gennaretti ym. 2014, Koivisto 2018). Myös dendrokronologisten tutkimusten perusteella järvien uppopuuston hiilen pysyvyys on keskimäärin yli 400 vuotta (Guyette & Cole 1998). Virtavesissä virtaamavaihtelujen voimakkuus altistaa puuaineksen vuoroin vettymiselle ja kuivumiselle, mikä lisää alttiutta myös hajoamisprosesseille.

Vedenalainen hajoaminen vaikuttaa olevan hitaampaa havupuilla kuin lehtipuilla (Hodkinson 1975, Bilby ym. 1999, Spänhoff ja Meyer 2004, Sass 2009, Weedon ym. 2009). Bilbyn ym. (1999) tutkimuksessa vedenalaiseen hajoamiseen liittyviä muutoksia havaittiin viiden vuoden aikana vain puun pintaosissa. Vaikka nopeasti hajoavaa vaahteraa lukuun ottamatta suuria eroja puulajien hajoamisnopeudessa ei ollut, havupuiden puuaineksen hajoaminen oli hitaampaa kuin lehtipuilla. Puuaines sisältää pääasiassa hiiltä muiden alkuaineiden pitoisuuksien ollessa pieniä, sillä ravinteet sijaitsevat pääosin elävän puun neulasissa tai lehdissä. Lehtipuiden puuaineksessa on kuitenkin yleensä enemmän ravinteita (N, P) ja vähemmän ligniiniä kuin havupuissa, mikä nopeuttaa hajottajamikrobien toimintaa lehtipuunaineksessa (Bilby 2003, Weedon ym. 2009). Vedessä havu- ja lehtipuiden väliset hajoamisnopeuden erot ovat kuitenkin pienempiä kuin terrestrisessä ympäristössä. Hapen vähäisyys veden

alla, puun pintaa lukuun ottamatta, hidastaa hajottamisesta vastaavien sienirihmasto-
tojen tunkeutumista puuainekseen, jolloin hajotus korvautuu bakteerien paljon
hitaammalla hajotustoiminnalla (Benke ja Wallace 2003). Ympäristöissä, joissa veden
virtausnopeus on hidas ja orgaanisen aineksen määrä suuri, hapen vähyys edelleen
hidastaa puuaineksen hajoamista.

Mikrobien biologista hajotustoimintaa tehostavat selkärangattomat, jotka joko
syövät puuainesta tai kaivautuvat siihen aiheuttaen sen pilkkoutumista, lisäksi puuai-
neksen mikrobiston hajotukselle altista pinta-alaa. Mikrobit puolestaan lisäävät puun
ravintoarvoa lahoavaa puuaineista suoraan ravinnokseen käyttäville (ksylofagisille)
selkärangattomille; osittaisen hajotustoiminnan seurauksena pehmentyneeseen puu-
materiaaliin on niiden myös helpompi kaivautua. Veden liikkeet aiheuttavat myös
puuaineksen fysikaalista pilkkoutumista. Vedenalainen hajoaminen on sitä hitaampaa,
mitä isompi puunkappale on kyseessä (Spänhoff ja Meyer 2004). Pienellä kappaleel-
la on hajotustoiminnalle aktiivista pinta-alaa suhteessa tilavuuteen enemmän kuin
isokokoisella puulla. Lisäksi puun kuoren ja pintaosien hajoaminen on nopeampaa
kuin sydänpuun, jota on isokokoisessa puunkappaleessa suhteessa enemmän kuin
pienikokoisessa (Harmon 2004). Puulajista riippuen sydänpuu voi myös sisältää
yhdisteitä, jotka hidastavat hajotusta (Benke ja Wallace 2003).

Puun kuoressa ja puuaineksessa on fenolisia yhdisteitä, jotka toimivat bakteri- ja
fungisideinä (Kolosava ja Bohlman 2012). Vesiliukoisina ne kuitenkin huuhtoutuvat
nopeasti pois tuoreesta puusta (Taylor ym. 1996). Spänhoff ja Gessner (2007)
havaittivat vedenalaisen männyn kaarnassa olevan enemmän sienten solukalvojen
ergosteroleita kuin itse puuaineksessa, eli kaarnan sisältämät yhdisteet eivät näyttä-
neet haittaavan sienirihmaston kasvua. Havupuiden pääosin terpenoideista koostuva
pihka ei sen sijaan ole vesiliukoisia.

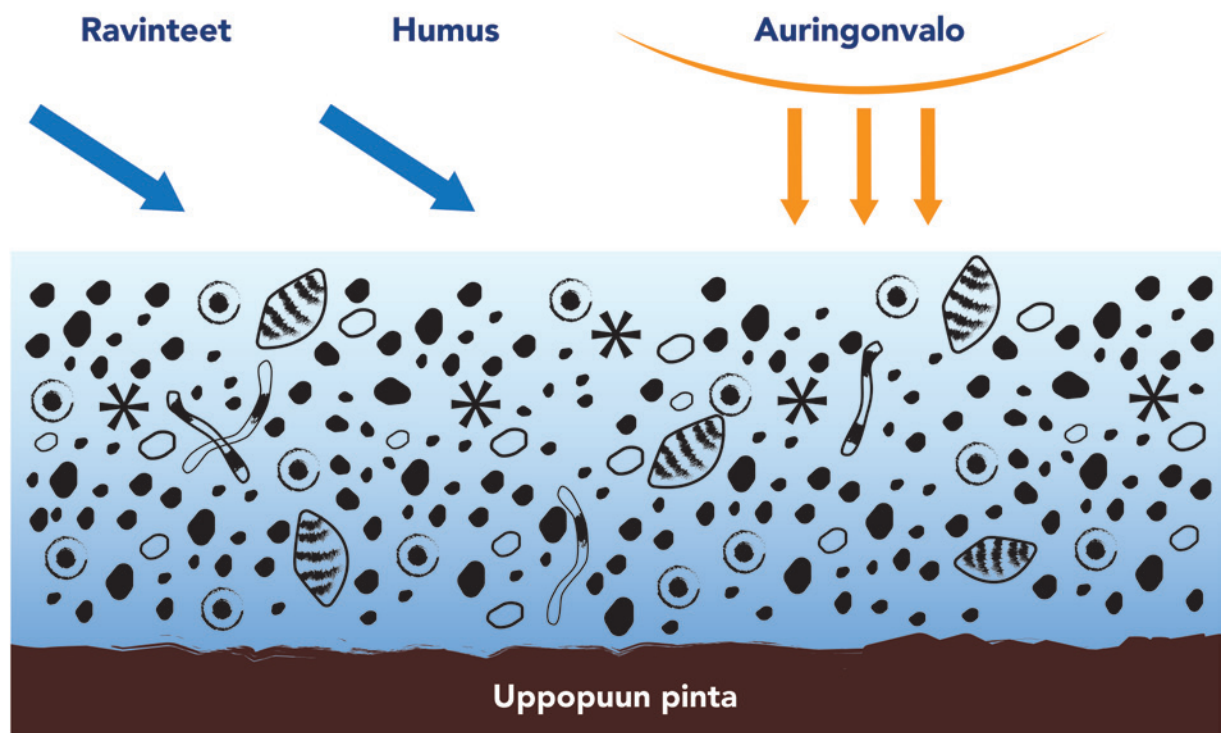
Laboratoriokokeissa kuusesta veteen huuhtoutuvan kokonaishiilen (total orga-
nic carbon, TOC) ja fosforin määrä vaikuttaa olevan suurempi kuin männystä tai
koivusta (Jonsson 2012), samoin kuin kuusesta vapautuvien aineiden myrkyllisyys
vesieliöille verrattuna mäntyyn (Borgå ym. 1996). Sen sijaan typen huuhtoutumi-
nen ei näytä olevan ongelma, sillä esimerkiksi Jonssonin ym. (2012) tutkimuksessa
puulajista riippumatta veteen huuhtoutuvat typpipimäärät olivat hyvin pieniä, usein
alle toteamisrajan. Taylorin ym. (1996) ja Borgån ym. (1996) mukaan liukoisen hiilen
(dissolved organic carbon, DOC) ja fenoliyhdisteiden huuhtoutuminen ja samalla
veden toksisuus oli suurinta ensimmäisten kahden viikon aikana. Myös amerikanhaa-
vasta (*Populus tremuloides*) huuhtoutui nopeasti veteen fenoliyhdisteitä, orgaanista
hiiltä ja orgaanista typpeä (Taylor ym. 1996). Haapapuun vesiute oli hyvin hapanta
(pH 4) ja sen sähkönjohtavuus ja biologinen hapenkulutus olivat hyvin suuret. Sit-
kankuusen (*Picea sitchensis*) kuoriuutteen havaittiin olevan myrkyllistä vesieliöille,
kuten pohjankatkaravulle (*Pandalus borealis*), taskuravulle (*Cancer magister*) ja kytty-
rälohen (*Oncorhynchus gorbuscha*) poikasille, joista 50 % kuoli 96 tunnin altistuksen
aikana pitoisuudella 100–120 mg l⁻¹ (Buchanan 1976). Kyttyrälohen poikasille myös
mäntykasvien sukuun kuuluvan hemlokin kuoriute oli myrkyllistä (96-h LC₅₀ 56 mg
l⁻¹). Jonssonin (2012) mukaan huolellisesti kuoritusta puusta haitallisten aineiden

huuhtoutuminen näyttää olevan vähäisempää kuin käsittelemättömästä tai osittain kuoritusta puusta. Luonnon oloissa vesitilavuuden ja vaihtuvuuden ollessa suuri, ainepitoisuudet tuskin kohoavat haitalliksi.

Eroja vesiselkärangattomien kolonisaationopeudessa havupuusta (mustakuusi, *Picea mariana* ja banksinmänty, *Pinus banksiana*) tai lehtipuusta (paperikoivu, *Betula papyrifera* ja amerikanhaapa, *Populus tremuloides*) peräisin olevalle puuainekselle ei kuitenkaan havaittu (France 1997). Spänhoffin ym. (2000) mukaan myöskään kahdella lehtipuulajilla ei ollut eroja selkärangattomien kolonisaatiossa. Nakanon ym. (2018) mukaan virtavesikunnostuksissa käytettävällä puulajilla ei todennäköisesti ole merkitystä pohjaeläinyhteisön kehittymiselle, sillä vaikka yhteisökoostumus aluksi oli erilainen männyllä ja pajulla, erot hävisivät vuoden mittaisen tutkimusjakson aikana. Vedenalaiselle männylle on havaittu kehittyvän nopeasti sekä päällyskasvusto että monimuotoinen pohjaeläinyhteisö (Spänhoff ym. 2006).



Uppopuun pinnalla kasvavan päällyskasvuston koostumus



Sokeripitoinen
erite



Bakteerit



Entsyymit



Sienirihmasto



Sinilevät



Levät

4

Vedenalaisen puuaineksen päälyskasvusto

Päälyskasvustolla tarkoitetaan tavallisesti perifytonia eli vedessä kasvualustaan kiinnittyneitä pienikokoisia leviä, ja biofilmillä puolestaan levien lisäksi bakteereja, alkueläimiä ja sieniä sisältävää, pinnoille muodostuvaa limaista kerrosta. Tässä termillä päälyskasvusto tarkoitetaan vedenalaisten puupintojen kasvustoa, joka koostuu bakteereista, sinibakteereista, sienirihmastosta, levistä, alkueläimistä, ekstrasellulaarisista entsyymeistä ja detritushiukkasista hyytelömäisessä polysakkaridimatriisissa (Hoffmann ja Hering 2000).

Päälyskasvusto pidättää vedessä olevia epäorgaanisia ravinteita, kuten fosforia ja typpeä (Sanzone ym. 2001, Dodds 2003, Price ja Carrick 2016) ja välittää ne eteenpäin vesiekosysteemin ravintoverkossa. Päälyskasvusto kehittyy nopeasti, muutamassa viikossa (Bond ym. 2006), eikä veden happamuudella havaittu olevan vaikutusta vedenalaisen puun päälyskasvuston kehittymiseen (Tank ja Winterbourn 1995). Päälyskasvuston on todettu olevan tärkeä ravinnonlähde vedessä eläville selkärangattomille (Eggert ja Wallace 2007). Toiminnalliselta ravinnonkäyttöröyhmältään pilkkoihin kuuluvat selkärangattomat käyttävät varsinaista puuainesta ravintonaan joko yksinomaan tai esimerkiksi lehtikarikkeen ohella, mutta kaapijoille ja kerääjille puun pinnalla kasvava päälyskasvusto, erityisesti levät, on tärkein ravinnonlähde. Myös puuaineksen pinnan hienojakoinen hiukkasmainen orgaaninen aines (fine particulate organic matter, FPOM) sekä ainekseen takertunut karkeampi karike (CPOM), tarjoavat selkärangattomille ravinnonlähteen (Hoffmann ja Hering 2000).



5

Vesiselkärangattomien biomassa ja tuotanto

Vesiselkärangattomat ovat olennaisen tärkeitä vesiekosysteemien rakenteelle ja toiminnalle. Ne ovat ravintoa kaloille, matelijoille, linnuille ja muille selkärangattomille sekä terrestrisille selkärangattomille ja selkärangattomille pedoille. Siten ne osallistuvat moniin keskeisiin ekosysteemin toimintoihin, kuten energian ja ravinteiden kiertoon (Wallace ja Webster 1996, Suter ja Cormier 2015). Selkärangattomiin voi pidättyä huomattava määrä fosforia: Newboldin ym. (1983) mukaan noin 25 % jokisysteemin hetkellisestä fosforista oli sitoutuneena pohjaeläinyhteisöön. Selkärangattomat kolonisoivat veteen asetetun puun nopeasti (Spänhoff ja Cleven 2010), minkä jälkeen eläintiheys kuitenkin pieneni tutkimusjakson (15 kk) loppuajaksi. Myös Bond ym. (2006) havaitsivat selkärangattomien nopean kolonisaation veteen asetetulle puulle ja tiheyksien pienenemisen kahden kuukauden jälkeen. Vaikka kolonisaatio oli nopeaa pituussuunnassa halkaistulle männyllä (amerikanpunamänty, *Pinus resinosa*) (Hrodey ym. 2008), selkärangattomien tiheydet olivat suurempia karkeakuorisella kuin kuoritulla puulla (Mathooko ja Otieno 2002). Ravinnonkäyttöryhmältään suodattajiin kuuluville selkärangattomille puu tarjoaa vakaan alustan, jolle kiinnittyä tai johon rakentaa pyydysverkko.

Statznerin ja Reshin (1993) meta-analyysin mukaan eurooppalaisissa joissa ($n = 18$) aikuistuvien hyönteisten osuus oli 24,3 % koko pohjaeläintuotannosta. Myös Huryn ja Wallace (2000) arvioivat katsauksessaan, että noin 20–25 % vesiselkärangattomien vuosittaisesta kokonaistuotannosta poistuu joesta hyönteisten aikuistuessa ja tästä osuudesta valtaosa (noin 80–99 %) päätyy terrestrisiin ravintoverkkoihin. Vain pieni osa aikuistuneista hyönteisnaaraista palaa jokeen munimaan, jolloin niihin sitoutuneet ravinteet palautuvat takaisin vesiympäristöön. Aikuistuneiden vesihyönteisten on havaittu olevan tärkeä saaliskohde selkärangattomille maalla eläville pedoille kuten hämähäkeille, joiden ravinnosta vesihyönteiset vielä 25 m etäisyydellä joesta muodostavat noin 50 % (Kelly ym. 2015).

Hämähäkkien runsauden on myös havaittu riippuvan aikuistuvien vesihyönteisten runsaudesta (Marczak ja Richardson 2007). Hämähäkkien lisäksi myös linnut, lepäkot ja liskot hyödyntävät vesihyönteisiä ravintonaan (Baxter ym. 2005). Tietyissä ympäristöissä ravinnepoistuma aikuistuvien hyönteisten mukana voi olla rantavyöhykkeen ekosysteemin kannalta merkittävä. Raitifin ym. (2018) mukaan Ranskan länsiosien maatalousjoista aikuisten hyönteisten mukana 50 levyiselle rantakaistalle



Sudenkorenon toukat ovat petoja, jotka saalistavat pienempiä vesiselkärangattomia ja sammakon toukkia.

maalle siirtyy vuodessa merkittävä määrä fosforia ja typpeä: $0,005\text{--}0,03 \text{ kg P ha}^{-1}$ ja $0,1\text{--}0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$. Tämä vastaisi kapean rantakaistan osalta noin 5–30 % molempien ravinteiden keskimääräisestä huuhtoumasta (ks. alla), mutta sen merkitys ravintetaseeseen lienee marginaalinen tälläkin vyöhykkeellä. Hyönteisten aikuistumisen on kuitenkin arveltu olevan tärkeä energian ja ravinteiden siirtymisen reitti akvaattisesta ympäristöstä terrestriseen systeemiin (Jackson ja Resh 1989). Tämän on otaksuttu parantavan vedenlaatua, lisäävän metsän ja muiden terrestristen ekosysteemien tuottavuutta ja vähentävän alapuolisten vesistöjen rehevöitymistä (Suter ja Cormier 2015).

Entrekinin ym. (2007) mukaan metsäisten alueiden (Michigan, USA) latvavesien purojen sekundäärinen vuotuinen tuotanto oli tuhkattomana kuivapainona laskettuna $1,2\text{--}3,3 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja vastaava biomassa $0,25\text{--}4,10 \text{ g m}^{-2}$. Puulla elävän pohjaeläinyhteisön vuotuisen tuotannon kuivapainon on eri tutkimuksiin perustuen arvioitu olevan $2,8\text{--}147,6 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja vastaavasti biomassan kuivapainon $0,3\text{--}6,4 \text{ g m}^{-2}$ (Benke ja Wallace 2003). Hurynin ja Wallacen (2000) arvio jokien vuotuisen pohjaeläintuotannon kuivapainosta vaihteli välillä $1\text{--}1000 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ maailmanlaajuisesti, mutta he totesivat suurimman arvion olevan vain yksi äärimmäinen esimerkki. Useimmiten erittäin suureksi tuotannoksi voidaan luokitella biomassa, jonka kuivapaino on $100\text{--}300 \text{ g m}^{-2}$. Suurituottoisia ovat erityisesti suodattavat vesiselkärangattomat

Taulukko 1. Aikuistuneiden vesihyönteisten biomassan (g m^{-2} kuivapaino) vaihteluväli, suurin (max) ja pienin (min) arvo, ja tutkimuspaikkojen lukumäärä (n), sijainti, habitaatti, sekä arvio kymmenen rankapuun nipusta aikuistuvien hyönteisten mukana vesiekosysteemistä poistuvan fosforin ja typen määrästä.

Aikuistuneiden vesihyönteisten vuosittainen biomassa g m^{-2} dw vaihteluväli	n	Paikka	Habitaatti	Viite
2,2–15,2	17	Kanada	puro (2. uomaluokka)	1
1,0–2,0	11	Saksa	järven laskujoki	2
18,0–26,7	3	Saksa	puron majavapato	3
3,6–5,7	3	Saksa	puron majava-allas	3
2,8–5,9	3	Saksa	puron vapaana virtaava osuus	3
1,4–7,4	12	Ranska	puro (3. uomaluokka)	4
max 26,7	49			
min 1,0				

Rankapuu (\varnothing 10 cm, pituus 3 m) $\rightarrow A=2\pi rh+2\pi r^2 \rightarrow 0,96 \text{ m}^2 \rightarrow$ rankapuunippu (10 rankaa) $9,6 \text{ m}^2$
Aikuistuvien hyönteisten määrä $1,0\text{--}26,7 \text{ g m}^2 \rightarrow 9,6\text{--}255,8 \text{ g/puunippu}$
Hyönteisbiomassasta 99 % jää maaekosysteemiin eli $9,5\text{--}253,3 \text{ g/puunippu}$,
josta P% 0,74 ja N% 10,0
 \rightarrow hyönteisten mukana poistuvien ravinteiden määrä per puunippu **0,1–1,9 g P ja 0,9–25,3 g N**

¹Harper 1978, ²Poepperl 2000, ³Rolauffs ym. 2001, ⁴Raitif ym. 2018

kuten vesiperhosiin kuuluvien siiviläsirvikkäiden (Hydropsychidae) ja mäkärän (Simuliidae) toukat. Suuri tuotanto on tyypillistä, kun sekä selkärangattomien biomassa että kasvunopeus ovat suuria, mikä on mahdollista erityisesti lämpimässä vedessä (Huryn ja Wallace 2000, Raitif ym. 2018).

Aikuistuneiden vesihyönteisten biomassan kuivapaino Kanadan, Ranskan ja Saksan puroissa vaihteli välillä $1,0\text{--}26,7 \text{ g m}^{-2}$ (Harper 1978, Poepperl ym. 2000, Rolauffs ym. 2001, Raitif ym. 2018) (Taulukko 1). Eniten hyönteisiä aikuistui majavapadolta, noin viisinkertainen määrä verrattuna saman puron vapaana virtaavaan jaksoon (Rolauffs ym. 2001).

Vesihyönteisten kuoriutumista aikuiseksi edesauttaa se, että osa puuaineksesta on veden pinnan yläpuolella (Petersen ja Hildrew 2003, Merten ym. 2014). Tämä lisää aikuistuneiden hyönteisten biomassaa, sillä hyönteiset voivat hyödyntää puuta elinpaikkana ja kuoriutumisalustana, minkä lisäksi puu voi pysäyttää ylävirrasta ajautuvia hyönteisiä.

Hiilen, fosforin ja typen suhteelliset osuudet tietyssä taksonissa näyttävät olevan melko vakaat eri alueilla huolimatta esimerkiksi veden ravinnepitoisuuksien vaihtelevuudesta, mutta erityisesti hiilen ja fosforin osuudet vaihtelevat taksonien ja toiminnallisten ravinnonkäyttöryhmien välillä (Cross ym. 2003, Frost ym. 2003, Evans-White ym. 2005) (Taulukko 2). Hyönteisten kuivapainosta hiiltä oli keskimäärin 48 %, typpeä 10 % ja fosforia 0,56 %; nilviäisillä vastaavasti 42 %, 10 % ja 0,81 %; ja äyriäisillä 35 %, 7 % ja 0,94 % (Evans-White ym. 2005). Näiden alkuaineiden pitoisuudet päivänkorennon toukissa voivat olla jopa em. suurempia, koska päivänkorennot eivät aikuistuttuaan syö lainkaan, vaan lisääntymiseen tarvittavien ravinteiden täytyy olla

Taulukko 2. Vesihyönteisten sisältämät keskimääräiset hiilen (C), typen (N) ja fosforin (P) osuudet (%).

Taksoni	%C	%N	%P	Paikka	Viite
Kaksisiipiset, sudenkorennot, koskikorennot, vesiperhoset, päivänkorennot	50,7	10,0	0,61	North-Carolina, USA	Cross ym. 2003
Hyönteiset	48,3	10,0	0,56	Indiana – Michigan ja Wisconsin, USA	Evans-White ym. 2005
Nilviäiset	42,2	9,6	0,81		
Äyriäiset	34,8	7,4	0,94		
Päivänkorennot (Heptageniidae)	42–47	9,2–9,7	0,5–0,7	Alberta ja British Columbia, Kanada	Bowman ym. 2005
Päivänkorennot (Caenidae)	47,0–53,1	10,4–12	0,59–1,17	Texas, USA	Back ym. 2008
Kerääjät	41,6		0,97	Lounais-Englanti	Lauridsen ym. 2012
Pilkkojat	52,3	6,5	0,37		
Kaikki hyönteiset	47,4–56,2	9,6–11,6	0,34–7	Texas, USA	Back ja King 2013
V-toukkavaiheen päivänkorennot			0,74–1,15		
Vesiperhoset (3 sukua)	45,2–48,4	6,96–9,17	0,69–1,59	Arkansas, USA	Halvorson ym. 2016
Keskiarvo^a	48,4	10,0	0,74		

^aLaskettu alkuperäisistä arvoista taksoneille, joilla on siivellinen, lentävä aikuisvaihe, ja viimeisimmän toukkavaiheen tiedoista, jos ne oli ilmoitettu.

olemassa jo toukkavaiheessa (Back ym. 2008). Typpi- ja fosforipitoisuus oli suurin selkärangattomilla pedoilla (Cross ym. 2003). Toisin kuin hiilen ja typen pitoisuuden, fosforipitoisuuden on havaittu vaihtelevan myös toukan kehitysasteen mukaan siten, että nuorempien ja pienempien toukkavaiheiden nopeampi kasvu näkyi niiden suurempina fosforipitoisuuksina (Back ja King 2013). Kirjallisuuden (Evans-White ym. 2005, Bowman ym. 2005, Back ym. 2008, Back ja King 2013, Halvorson ym. 2016) perusteella lasketut akvaattisten hyönteistoukkien ravinnepitoisuudet siivellisen, lentävän aikuisvaiheen taksoneilla olivat seuraavat: C 48,4 %; N 10,0 % ja P 0,74 %. Laskelmissa käytettiin viimeisimmän toukkavaiheen pitoisuustietoja, jos ne olivat saatavilla.



Vesiliskon toukka.

6

Vedessä elävät selkärankaist

Vesihyönteisten lisäksi myös selkärankaisten sammakkoeläinten elinkierto on kuulunut elinympäristön vaihtumisen kehityksen myötä (Hocking ja Babbitt 2014). Vedessä elävät sammakon toukat, nuijapäät, käyttävät ravintonaan esimerkiksi puun päällyskasvustoa ja siirtyvät muodonmuutoksen jälkeen maalle. Ravinteiden, hiilen ja energian siirtymiseen ekosysteemien välillä sammakoiden välityksellä vaikuttavat mm. lisääntymismenestys, yksilöiden eloonjääminen munavaiheen ja metamorfoosin välillä, sekä aikuisten kuolleisuus vedessä (Hocking ja Babbitt 2014). On viitteitä sammakkoeläinten kautta tapahtuvasta typen nettopoistumasta vedestä maalle, mutta toisaalta myös hiilen osalta nettolisäyksestä, riippuen lajista ja elinympäristöstä. Kirjallisuuden perusteella sammakkoeläinten kautta vesi- ja maaekosysteemien välillä tapahtuvan ravinteiden kierron merkitystä ja suuntaa on vaikea arvioida, mutta se on yksi mahdollinen reitti ravinteiden poistumalle myös metsätalousalueiden ojissa ja puroissa.

Puun lisääminen veteen hyödyttää kalakantoja, osittain parantuneen pohjaeläin tuotannon kautta, jota kalat hyödyntävät ravintona, ja osittain puun tarjoamien suojapaikkojen kautta. Hyönteisiin verrattuna selkärankaisten sammakkoeläinten ja kalojen yksilöiden biomassassa on huomattavasti suurempi ja ne sisältävät myös suhteessa enemmän fosforia luun suuren fosforipitoisuuden vuoksi. Siten niiden siirtyminen vesiekosysteemistä maalle esimerkiksi petojen saaliina poistaisi ravinteita merkittävästi tehokkaammin kuin aikuistuneiden vesihyönteisten siirtyminen maalle.

Veteen päätynyt puuaines säilyy hajoamattomana tuhansia vuosia.

7

Vedessä oleva puuaines ja typen poisto denitrifikaation avulla

Denitrifikaatioon kykeneviä mikrobeja on kaikkialla pinta- ja pohjavedessä sekä maaperässä (Rivett ym. 2008). Ne ovat pääasiassa fakultatiivisia anaerobisia heterotrofisia bakteereja. Denitrifikaatiossa mikrobit pelkistävät kasviraivanteena käyttökelpoista typpeä, nitraattia (NO_3^-), typpikaasuksi (N_2) anaerobisissa oloissa, käyttäen hiiltä energian lähteenä. Typpikaasu puolestaan poistuu ilmakehään. Epätäydellinen denitrifikaatio voi vapauttaa ilmakehään myös dityppioksidia (N_2O), joka on voimakas kasvihuonekaasu (Thomson ym. 2012), mutta virtavesien denitrifikaatio-prosessissa sen muodostuminen näyttää olevan vähäistä. Arviolta vain alle 1 % denitrifioitavasta tyyppistä muuntuu dityppioksidiksi (Mulholland ym. 2008, Beaulieu ym. 2011, Lazar ym. 2014). Tyypillisesti denitrifikaation kautta poistuu vain pieni osa veden sisältämästä nitraattitypestä, ja nitraattitypen sitoutuminen eliöstöön (autotrofinen ja heterotrofinen assimilaatio) on yleensä merkittävämpi mekanismi nitraattitypen poistumiselle vesifaasista (Mulholland ym. 2008, Lazar ym. 2014).

Puumateriaali tarjoaa hiilen lähteen denitrifioiville mikrobeille, ja puuhaketta käytetäänkin mikrobien substraattina (Warneke ym. 2011, Moorman ym. 2015, Hassanpour ym. 2017) mm. kalatalouden ja maatalouden valumavesien typenpuh-

distuksessa erilaisissa biopuhdistamoissa ja –suodattimissa (woodchip denitrifying bioreactors; subsurface drainage systems). Erityyppisten denitrifioivien bioreaktoreiden on todettu poistavan tehokkaasti piste- ja hajakuormituksesta lähtöisin olevaa nitraattityppeä (Christianson ja Schipper 2016, von Ahnen ym. 2016). Tosin käyttöönoton alussa on havaittu bioreaktoreiden toimivan ravinteiden (N, P) ja erityisesti hiilen lähteenä (Christianson ja Schipper 2016). Koska puuaines hajoaa hyvin hitaasti veden alla, puuhakebioreaktoreiden toiminta-aika on vuosia. Typenpoisto alkaa yleensä välittömästi, on tehokkainta ensimmäisenä vuonna ja laskee siitä jonkin verran seuraavina vuosina (Schipper ym. 2010, von Ahnen ym. 2016). Nitraatin poistonopeus puuhakesubstraatilla on noin $2\text{--}22 \text{ g N m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, ja vaihteluun vaikuttavat lämpötila (yleensä välillä $2\text{--}20 \text{ }^\circ\text{C}$) ja veden nitraattipitoisuus. Vaikka denitrifikaatio on nopeampaa lämpimämmässä ympäristössä, on nitraatin poistonopeus huomattavaa myös matalammissa ($8\text{--}10 \text{ }^\circ\text{C}$) lämpötiloissa (Hoover ym. 2016, von Ahnen ym. 2016). Denitrifikaatio edellyttää riittävää veden viipymäaikaa hapettomien olojen syntymiseksi. Puuhakesuodattimet vaativat yleensä suuren pinta-alan, tyypillisesti esimerkiksi $10 \text{ m} \times 3,2 \text{ m} \times 1,1 \text{ m}$ (von Ahnen ym. 2016), jonka läpi koko puhdistettava vesimäärä ohjataan.

Suomen oloissa käytännön maastokokeissa puuhakesuodattimilla ei kuitenkaan ole havaittu selviä vaikutuksia ravinnepitoisuuksiin maa- ja metsätalousalueilla sijaitsevilla ojissa. Vaikka puuhakkeen havaittiin pidättävän kiintoainetta ja humusta, niin kuluihin ja huoltotarpeeseen (hakkeen vaihto, lietteen poisto suodattimien yläpuolelta loka-autolla) nähden niillä ei saavutettu toivottuja tuloksia. Niiden toiminta oli vaihtelevaa ja välillä ne toimivat jopa ravinteiden lähteenä (Lantto ja Lindfors 2005, Karosto ym. 2016). Rakenne, jossa koko ojan vesimäärän oli tarkoitus kulkea hakesäkkien läpi, havaittiin eräessä kohteessa liian patoavaksi. Testeissä päähuomio oli mekaanisessa kiintoainereduktiossa ja kiintoainehiukkasiin sitoutuneissa ravinteissa. Pidätystä tehostettiin mm. fosforin kalkkisaostuksella, eikä denitrifikaatioprosessin hyödyntämisen mahdollisuutta tuotu raporteissa esiin. Parhaimmillaan puuhakesuodatuksessa kokonaistypen reduktio oli $2\text{--}10 \%$ (Lantto ja Lindfors 2005). Turvetuotantoalueilla sarkaojiin ja massansiirtoalueille asennetuilla hakepadoilla ei voitu ensimmäisen vuoden mittaustulosten perusteella osoittaa olevan vaikutusta valumaveden laatuun (Röpelinen 2000).

Avohakkuun ja metsäojitusten seurauksena ravinteiden huuhtoutuminen vesistöön lisääntyy ja typpi huuhtoutuu erityisesti nitraattimuodossa, mutta myös ammoniumtypen pitoisuudet kohoavat vastaanottavissa vesistöissä (Åström ym. 2005, Palviainen ym. 2015). Nitraattityppi on suoraan käyttökelpoista denitrifioiville mikrobeille, ammoniumtypi sen sijaan ei ole. Hapellisissa oloissa ammoniumtypi hapettuu ensin nitriitiksi ja sitten nitraatiksi. Päälyskasvuston huokostason heterogeenisyyden vuoksi mikrobisyhteisössä voi tapahtua eri hapetus-pelkistysreaktiota toistensa välittömässä läheisyydessä (Rivett ym. 2008), jolloin esimerkiksi nitrifikaatio voi olla mahdollista päälyskasvuston hapellisessa pintakerroksessa ja denitrifikaatio alempien kerrosten hapettomissa oloissa. Denitrifioivat mikrobit voivat myös hajottaa fenoleita ja sen sukuisia yhdisteitä (Rivett ym. 2008). Toisaalta hapettomissa oloissa

myös epäorgaanista elohopeaa metyloivien mikrobien toiminta lisääntyy. Tämä voi johtaa erittäin myrkyllisen ja helposti eläimiin kertyvän metyylielohopean määrän kasvuun, jolloin riskinä on sen rikastuminen ravintoverkkoihin (Hsu-Kim ym. 2018).

Jokiekosysteemeissä denitrifikaation kautta voi poistua huomattava osa veden nitraattitypestä, vaikka denitrifikaationopeus (keskimäärin $580 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ joen pohjan pinta-alaa kohti) ja denitrifikaation osuus (mediaani 15,8 %, vaihteluväli 0,5–100 % muista nitraattitypen poistumisen mekanismeista) vaihteli suuresti erityyppisten jokien ($n = 49$) välillä (Mulholland ym. 2009). Virtavesissä suurempikokoisen puuaineksen (runkonkappaleet, oksat) ja majavapatojen on havaittu lisäävän nitraatin poistoa vedestä denitrifikaation kautta. Craig ym. (2008) sekä Lazar ym. (2014) ehdottavat suurikokoisen puun lisäämistä veteen virtavesikunnostuksissa juuri tyyppien poistamisen edistämiseksi. Lazarin ym. (2014) mukaan nitraatin poistuma oli suhteessa puun päällyskasvuston biomassaan. Vedessä oleva puuainekseen tai sen lähetyville, ja samalla vesi ja sen sisältämät ravinteet ovat kauemmin kontaktissa biologisesti aktiiviseen päällyskasvustoon (Craig ym. 2008, Lammers ja Bledsoe 2017). Denitrifikaatiopotentiaalin on todettu olevan suurempi orgaanisesta aineksestä syntyneissä padoissa (organic debris dams) verrattuna esimerkiksi padotomiin koskijaksoihin (Groffman ym. 2005, Harrison ym. 2012).



Arvio puulisäyksen vaikutuksesta hyönteisten ja denitrifikaation kautta poistuviin ravinnemääriin

PuuMaVesi-hankeessa puun lisäys laskeutusaltaisiin on suunniteltu toteuttavaksi esimerkiksi pieniläpimittaisen rankapuun nippuina. Perustuen kirjallisuustietoihin aikuistuvien vesihyönteisten määrästä sekä puunipun arvoituun pinta-alaan, voidaan karkeasti arvioida hankkeessa toteutettavan puulisäyksen vaikutus hyönteisten mukana systeemistä poistuvien ravinteiden määrään.

Laskelmissa arvioitiin yhden puun halkaisijaksi 0,1 m ja pituudeksi 3,0 m, jolloin yhden puun pinta-ala on 0,96 m² ja kymmenen rangan puunipun pinta-ala vastaavasti 9,6 m². Aikuistuvan hyönteisbiomassan mukana yhdestä rankapuunipusta maalle siirtyvien ravinteiden määrä on tällöin arviolta 0,1–1,9 g fosforia ja 0,9–25,3 g typpeä vuodessa. Pienin arvio perustuu aikuistuvan hyönteisbiomassan kuivapainoon 1,0 g m⁻² ja suurin 26,7 g m⁻² (Taulukko 1), josta 99 % oletetaan jäävän maalle, ja ravinnemäärät arvioon, jonka mukaan hyönteisbiomassassa on fosforia 0,74 % ja typpeä 10,0 % (Taulukko 2).

Arviointia vaikeuttaa esimerkiksi se, että vesihyönteisten tuotantoa on kirjallisuudessa arvioitu aikuistumispyydysten peittämää vesipinta-alaa, eikä vesihyönteisten vedenalaisen elinympäristön pinta-alaa (joka on suurempi) kohden. Tämän vuoksi ja koska lisäksi koko puupinta-ala oletettiin teholliseksi, laskelma tuottaa todennäköisesti pikemmin yli- kuin aliarvion, mutta antaa käsityksen suuruusluokasta. Vaikka aikuistuvien hyönteisten mukana maalle siirtyvien ravinteiden määrä voi tietyissä elinympäristöissä olla huomattava (Dreyer ym. 2015, Bartrons ym. 2018, Raitif ym. 2018), ei rankapuunippujen lisäys näyttäisi tämän arviointitavan perusteella lisäävän pelkästään vesihyönteisten kautta tapahtuvaa ravinnepoistumaa merkittävästi.

Keski-Suomessa metsämaalta vesistöihin kohdistuvan kuormituksen, sisältäen laskeuman, luonnonhuuhtoutuman ja metsätaloustoimenpiteiden aiheuttaman lisäkuormituksen, arvioidaan olevan 9,7 kg totP km⁻² a⁻¹ (0,097 kg ha⁻¹ a⁻¹) ja 210 kg totN km⁻² a⁻¹ (2,1 kg ha⁻¹ a⁻¹) (Saukkonen ja Kenttämies 1995, K-S ELY 2008). Näistä luvuista voi johtaa laskennallisen arvion puulisäyksen mahdollistamasta kuormituksen vähenemisestä hyönteisten aikuistumisen kautta: jos kutakin hehtaarin



Uomaan kaatunut puuaines monimuotoistaa Monikonpuron vesiluontoa Espoon Leppävaarassa.

valuma-aluetta kohden uomastoon (ojiin, puroihin ja laskeutusaltaisiin) sijoitettaisiin viisi kappaletta kymmenen rungon puunippuja, voisi fosforin poistuma aikuistuvassa hyönteisbiomassassa olla enimmillään jopa 10 % ja typen poistuma noin 5 % metsätalousalueen kokonaiskuormituksesta.

Mesokosmoskokeissa joessa inkuboidun puuaineksen denitrifikaationopeus substratin pinta-alaa kohti oli keskimäärin noin $330 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (SD ± 230) (Lazar ym. 2014). Laskettuna kymmenen rangan (yksi ranka $\varnothing 0,1$ m ja pituus 3,0 m) puunipun pinta-alaa (noin $9,6 \text{ m}^2$) kohti denitrifikaation kautta ilmakehään poistuvan typen määrä olisi tällöin noin 28 g vuodessa, mikä vastaa suuruusluokaltaan maksimiarviota yhdeltä puunipulta aikuistuvien hyönteisten biomassan mukana poistuvan typen vuotuisesta määrästä (noin 25 g N).

9

Lisätyn puuaineksen vaikutus eroosioon

Puun poistamisen virtavesistä on havaittu lisäävän erityisesti partikkelimaisessa muodossa olevien alkuaineiden kulkeutumista alavirtaan (Bilby 1981, 2003). Tästä voi päätellä, että puu pidättää eroosioainesta ja siihen sitoutuneita alkuaineita, mutta kyse voi olla myös siitä, että puuaines hidastaa veden virtausta ja virtaavan veden eroosiovaikutusta. Parhaimmassa tapauksessa esimerkiksi metsäoijiin lisätty puuaines voisi toimia nk. virtaamasäätöpatojen tavoin padottaen vettä ojaverkostoon väliaikaisesti huippuvirtaamien aikaan ja vähentäen näihin huippuvirtaamiin liittyvää eroosiokuormitusta (Marttila ja Kløve 2010, Marttila ym. 2010). Parhaimmissa kohteissa padottamalla vettä virtaamansäädöllä kiintoainekuormitusta on pystytty vähentämään jopa yli 80 % ja kokonaistypen ja -fosforin huuhtoutumista yli 60 %.

Virtaaman säätöä puuaineksen avulla eroosion hillitsemiseksi ei kuitenkaan ole tutkittu. Niemisen (julkaisematon aineisto) tutkimuksessa turvemaiden päätehakkuualoilla hakkuutähteitä lisättiin mataliin navero-ojiin toisaalta veden padottamiseksi väliaikaisesti huippuvirtaamien aikaan ja toisaalta liikkeelle lähteneen eroosioaineksen pidättämiseksi. Mahdollisesti hakkuutähdellisäysten ansiosta kiintoaineen huuhtoutuminen näiltä päätehakkuualoilta oli hyvin vähäistä.

On hyvinkin mahdollista, että säätämällä virtaamaa metsäoijissa puuaineksen avulla voitaisiin päästä vesiensuojelullisesti merkittävästi parempiin tuloksiin kuin pelkästään tehostamalla uppopuuston avulla laskeutusaltaiden biologisia prosesseja. Puuhakesuodatinkokeiden ja virtaamansäätöpadoista kertyneiden kokemusten perusteella on kuitenkin selvää, että hakkuutähteiden tai muun puuaineksen lisääminen ojastoihin ei ole yksinkertainen toimenpide, vaan puuaineksen lisäys on mitoitettava niin, että toisaalta virtaama hidastuu merkittävästi, mutta toisaalta vesiä ei padota liikaa puuntuotannon näkökulmasta.



Puuaineksen vaikutus eliöstön monimuotoisuuteen

Pohjaeläinyhteisöjen monimuotoisuuden väheneminen hidastaa ekosysteemin toimintoja ja sen seurauksena vaikuttaa yhteisön rakennetta ilmentäviin muuttujiin kuten biomassaan (Suter ja Cormier 2015). Yleensä isokokoisien puuaineksen lisääminen veteen lisää selkärangattomien taksonilukumäärää ja monimuotoisuutta (Dossi ym. 2018, Nakano ym. 2018, Thompson ym. 2018), mutta aina vaikutuksia ei ole havaittu (Entrekin ym. 2009, Testa ym. 2011), tai ne kohdistuvat vain tiettyyn taksonomiseen ryhmään, ja esimerkiksi pohjaeläinten kokonaistaksonimäärässä ei havaita muutoksia (Wellnitz ym. 2014, Dolph ym. 2015). Yleensä myös kalat hyötyvät puun lisäyksestä vesistöön, jolloin niiden laji- ja yksilömäärät voivat kasvaa (Brooks ym. 2004, Thompson ym. 2018).

Mitä monimutkaisemmin haaroittuva vedenalainen puu on, sitä monimuotoisempi ja yksilömäärältään suurempi kalasto sen ympärille kehittyy (Newbrey ym. 2005, Sass ym. 2012). Sekä lehti- että havupuilla havaittiin runsaampi lajisto verrattuna järven rantavyöhykkeeseen, jossa ei ollut vedenalaista puuta. Havupuiden lähellä havaittiin runsaammin tiettyjen lajien parvia (särkikalat, ahvenkalat) verrattuna lehtipuihin (Newbrey ym. 2005), koska lehtipuita monipuolisemmin haaroittuneet havupuut tarjosivat suojaa erityisesti pienille kaloille. Kalojen määrää ja kalayhteisön monimuotoisuutta lisäsi myös se, jos useita puita sijaitsi lähellä toisiaan, muodostaen monimuotoisen habitaattien mosaiikin (Sass ym. 2012). Habitaatin kolmiulotteinen monimuotoisuus, pintojen kompleksisuus ja niiden väliset raot ylläpitävät myös monimuotoisempaa ja runsaampaa pohjaeläinyhteisöä kuin yksinkertaisemmat pinnat (Schmude ym. 1998). Tällöin myös kolonisoitavissa oleva pinta-ala on suurempi. Sinänsä puuaineksen koolla (läpimitta $<$ tai $>$ 0,1 m) ei ollut vaikutusta sen pinnalla elävän pohjaeläinyhteisön koostumukseen tai monimuotoisuuteen, kun puupinta-ala ja -tilavuus vakioitiin (Lester ym. 2009).

Esimerkiksi majavapatojen on todettu lisäävän habitaattien heterogeenisuutta, joka johtaa hyönteislajiston monimuotoistumiseen ja tuotannon lisääntymiseen (Rolauffs ym. 2001). Erityisesti suodattajaselkärangattomille vaihteleva virtausnopeus ja vakaa alusta luovat optimaaliset olosuhteet. Rolauffsin ym. (2001) mukaan padon ylävirran puoleiset osat olivat täynnä hienoa sedimenttiä, josta 20 % koostui orgaanisesta aineesta, ja vastaavasti alavirran puoleiset osat oksiston mosaiikkia ilman sedimenttiä. Valtaosa majavapadon rakenteesta koostui halkaisijaltaan alle 5 cm oksista, jolloin



Kuva: Esko Keskinen

Kuusirankaniput esiasennettuna laskeutusaltaan jälle.

padon sisäosien pinta-ala on huomattavasti suurempi kuin jos rakennelma koostuisi halkaisijaltaan suuremmista puista.

Majavapadon aikuistuneiden hyönteisten biomassa oli viisinkertainen verrattuna puron vapaana virtaavan osuuden ja allastuneen osuuden biomassaan. Muutokset hydrologisissa oloissa vaikuttivat myös puulla elävien selkärangattomien määrään siten, että yksilömäärät olivat pienimmillään virtaamien olleessa joko erittäin suuria tai tavanomaista selvästi pienempiä (Spänhoff ja Clevin 2010). Ojitettujen metsäalueiden ojien ja lammikoiden pohjaeläinyhteisöt poikkesivat toisistaan siten, että kaapijoiden ja pilkkojien toiminnallisiin ravinnonkäyttöryhmiin kuuluvat taksonit esiintyivät erityisesti ojissa, ja kerääjät lammikoissa (Vaikre ym. 2018) happamuuden vaikuttaessa yhteisön toiminnallisen koostumukseen.

Yhteenveto

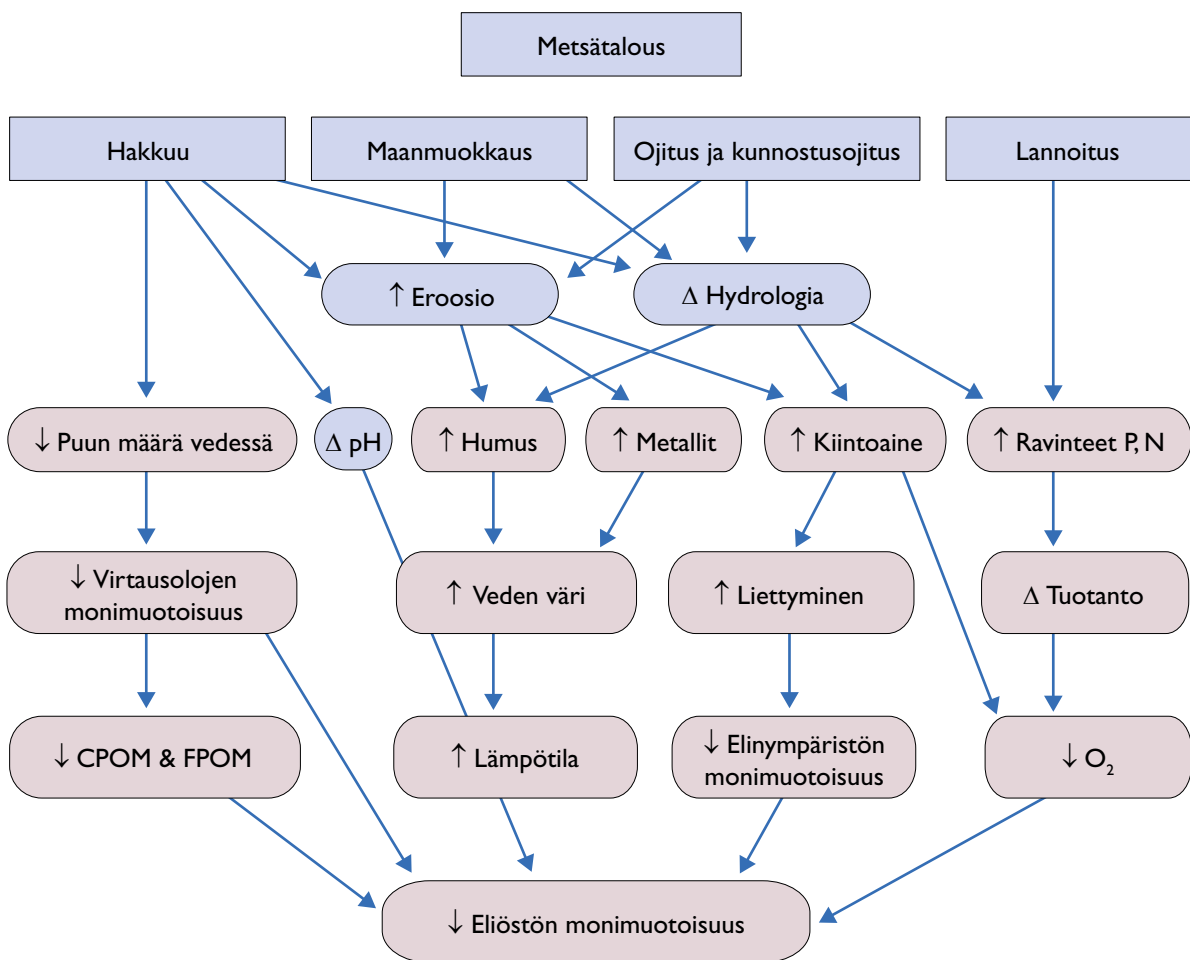
Metsätalous aiheuttaa ympäristöpaineita, joilla on moninaisia vesistövaikutuksia. Puuaineksen lisääminen metsätalousalueiden puroihin, ojiin ja laskeutusaltaisiin voi puolestaan vaikuttaa moniin metsätalouden aiheuttamiin muutoksiin vähentämällä eroosiota, pidättämällä kiintoainetta ja ravinteita, sekä tarjoamalla uusia habitaatteja ja suojapaikkoja vesieliöstölle (Kuva 2).

Puiden asettelu veteen rankatukkinippuina turvaa sen, että ainakin jokin osa puuaineksesta on aina veden alla vaihtelevista vesitilanteista huolimatta. Rakenne on painava ja siten vakaampi kuin esimerkiksi risuista koostuvat niput. Isokokoinen, tiivis rakenne saattaa pidättää paremmin hienojakoista orgaanista ainesta, ja tarjota enemmän mikrohabitaatteja, koska nipun päällä ja sisällä vallitsevat erilaiset olosuhteet mm. valon määrän ja happipitoisuuden suhteen. Runkojen halkaiseminen toisi lisäpinta-alaa, ja tarjoaisi päällyskasvuston denitrifioiville mikrobeille hyvälaatuisen ja pitkäaikaisen hiilen lähteen. Mänty vedenalaisen rakenteen raaka-aineena vaikuttaa kestävämmältä ja hitaammin hajoavalta kuin lehtipuuaines, siitä huuhtoutuu vähemmän haitallisia aineita kuin kuusesta, ja sen pinnalle kehittyy nopeasti päällyskasvustoa ja sitä hyödyntävää selkärangattomia eliöstöä.

Vaikka risuniput tarjoaisivat eliöstölle selvästi moniulotteisemman pinnan ja suhteessa enemmän pinta-alaa kuin rankatukkiniput lisäten siten todennäköisesti eliöstön runsautta, risunippujen hajoaminen olisi nopeampaa kuin isokoisen puun, ja niiden paikoillaan pysyvyys todennäköisesti heikompi kuin painavamman rankanippurakenteen. Toisaalta risuja tai risunippuja voitaisiin mahdollisesti käyttää patoamaan vettä huippuvirtaamien aikaan metsäojissa ja siten vähentämään virtaavan veden ojissa aiheuttamaa eroosiota. Risunippujen käyttöä veden patoamiseen ja virtaamien vähentämiseen ei ole tutkittu, mutta nk. virtaamansäätöpadoista saatujen kokemusten perusteella on mahdollista, että oikein asennetuilla risunipuilla voitaisiin merkittävästi vähentää eroosiota ja partikkelimaisten aineiden huuhtoutumista.

Vesihyönteisten kuoriutumista aikuiseksi edesauttaa se, että puunipusta osa on veden pinnan yläpuolella. Tämä lisää aikuistuneiden hyönteisten biomassaa, sillä hyönteiset voivat hyödyntää puuta elinpaikan lisäksi kuoriutumis- ja munimisasutuksena. Isokokoinen puuaineksen lisääminen puroihin kasvattaa selkärangattomien ja kalojen populaatioita ja lisää biomassan virtausta perustuottajilta pohjaeläimiin ja siitä edelleen kaloihin. Myös majavapadoilla on havaittu kasvanut selkärangattomien tuotanto verrattuna purojaksoihin ilman patoja. Kirjallisuuden avulla tehtyjen laskelmien perusteella rankapuunippujen mahdollinen lisähyöty ravinteiden poistumassa vedestä maalle aikuistuvien hyönteisten biomassan mukana ei kuitenkaan vaikuta vesistökuormituksen kannalta kovin suurelta.

Sammakkoeläinten merkityksestä ravinnepoistumiin ei tässä katsauksessa koottu tutkimustietoa. Hankkeen kenttätöiden aikana on havaittu kuhisevia massoja nutipäätoukkia ja paikallisia aikuisten sammakoiden tihentymiä. Sammakoilla todennäköisesti onkin tärkeä rooli ravinteiden siirtymisessä vedestä maalle. Metsäta-



Kuva 2. Metsätalouden aiheuttamat ympäristöpaineet (suorakulmiot) ja niiden aiheuttamat vesistövaikutukset (pyöristetyt laatikot; ruskealla varjostuksella ne vaikutukset, joihin veteen lisätyllä puulla voi olla merkitystä).

lousalueidenkin ojissa runsaat sammakon toukat käyttävät esimerkiksi vedenalaisen puun päällyskasvustoa ravintonaan ja siirtyvät maalle metamorfoosin jälkeen nuorina sammakkoina. Aihetta tulisi tutkia tarkemmin.

Puuaineksen lisääminen veteen hyödyttää kalakantoja, osittain parantuneen pohjaeläintuotannon ja ravinnonsaannin kautta, osin puun tarjoamien suojapaikkojen kautta. Useat terrestriiset pedot, kuten vesi-, kurki- ja rantalinnut sekä nisäkkäistä mm. saukko ja minkki saalistavat isokokoisempia pohjaeläimiä kosteikoissa ja rannoilla. Näidenkään merkityksestä ravinnepoistumisissa ei tässä katsauksessa ole koottu tietoa.

Typen poistoa, denitrifikaatiota voi todennäköisesti tapahtua sekä rankapuunippujen pinnan päällyskasvustossa, että hidastuneen virtausnopeuden vuoksi puunippujen läheisyyteen kertyneessä orgaanisessa aineksessa, erityisesti laskeutusaltaissa ja puunippujen sisällä, missä anaerobisten olojen kehittyminen on mahdollista ja missä mikrobit voivat hyödyntää puun sisältämää hiiltä energianlähteenään.

Kirjallisuus

- Alsfield A.J., Bowman J.L., Deller-Jacobs, A. 2009. Effects of woody debris, microtopography and organic matter amendments on the biotic community of constructed depressional wetlands. *Biol. Conserv.* 142: 247–255.
- Back JA, King RS. 2013. Sex and size matter: ontogenetic patterns of nutrient content of aquatic insects. *Freshwater Science* 32: 837–848.
- Back JA, Taylor JM, King RS, Fallert KL, Hintzen EH. 2008. Ontogenetic differences in mayfly stoichiometry influence growth rates in response to phosphorus enrichment. *Fundamental and Applied Limnology* 171: 233–240. DOI: 10.1127/1863-9135/2008/0171-0233
- Bartrons M, Sardans J, Hoekman D, Peñuelas J. 2018. Trophic transfer from aquatic to terrestrial ecosystems: a test of the biogeochemical niche hypothesis. *Ecosphere* 9: 1–13. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2338>.
- Baxter CV, Fausch KD, Saunders CW. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50: 201–220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>.
- Beaulieu JJ, Tank JL, Hamilton SK, Wollheim WM, Hall RO, Mulholland PJ, Peterson BJ, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Dodds WK, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Poole GC, Valett HM, Arango CP, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Helton AM, Johnson LT, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sobota DJ, Thomas SM. 2011. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 108 (1): 214–219. doi:10.1073/pnas.1011464108. <http://www.pnas.org/content/108/1/214.abstract>.
- Benke AC, Wallace JB. 2003. Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. Teoksessa: Gregory S, Boyer K, Gurnell A (Toim.) The ecology and management of wood in world rivers, ss.149–178. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- Bilby RE. 1981. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* 62: 1234–1243.
- Bilby RE, Heffner JT, Fransen BR, Ward JW, Bisson PA. 1999. Effects of immersion in water on deterioration of wood from five species of trees used for habitat enhancement projects. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 687–695. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019<0687:EOIWO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019<0687:EOIWO>2.0.CO;2).
- Bilby RE. 2003. Decomposition and nutrient dynamics of wood in streams and rivers. Teoksessa: Gregory S, Boyer K, Gurnell A (Toim.) The ecology and management of wood in world rivers, ss.135–147. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland.
- Bond NR, Sabater S, Glaister A, Roberts S, Vanderkruk K. 2006. Colonisation of introduced timber by algae and invertebrates, and its potential role in aquatic ecosystem restoration. *Hydrobiologia* 556: 303–316. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1251-9>
- Borgå P, Elowson T, Liukko K. 1996. Environmental loads from water-sprinkled softwood timber: 2. Influence of tree species and water characteristics on wastewater discharges. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 1445–1454. <https://doi.org/10.1002/etc.5620150903>.
- Bowman MF, Chambers PA, Schindler DW. 2005. Changes in stoichiometric constraints on epilithon and benthic macroinvertebrates in response to slight nutrient enrichment of mountain rivers. *Freshwater Biology* 50: 1836–1852. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01454.x
- Brooks AP, Gehrke PC, Jansen JD, Abbe TB. 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: geomorphic and ecological responses. *River Research and Applications* 20: 513–536. <https://doi.org/10.1002/rra.764>
- Buchanan DV, Tate PS, Moring JR. 1976. Acute toxicities of spruce and hemlock bark extracts to some estuarine organisms in Southeastern Alaska. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33: 1188–1192. <https://doi.org/10.1139/f76-149>

- Christianson LE, Schipper LA. 2016. Moving denitrifying bioreactors beyond proof of concept: Introduction to the special section. *Journal of Environmental Quality* 45: 757–761. doi:10.2134/jeq2016.01.0013
- Craig LS, Palmer MA, Richardson DC, Filoso S, Bernhardt ES, Bledsoe BP, Doyle MW, Groffman PM, Hassett BA, Kaushal SS, Mayer PM, Smith SM, Wilcock PR. 2008. Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 529–538. <https://doi.org/10.1890/070080>.
- Cross WF, Benstead JP, Rosemond AD, Wallace JB. 2003. Consumer-resource stoichiometry in detritus-based streams. *Ecology Letters* 6: 721–732. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00481.x>.
- Dodds WK. 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology* 39: 840–849. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.02081.x>.
- Dolph CL, Eggert SL, Magner J, Ferrington LC, Vondracek B. 2015. Reach-scale stream restoration in agricultural streams of southern Minnesota alters structural and functional responses of macroinvertebrates. *Freshwater Science* 34: 535–546. <https://doi.org/10.1086/680984>
- Dossi F, Leitner P, Pauls S, Graf W. 2018. In the mood for wood-habitat specific colonization patterns of benthic invertebrate communities along the longitudinal gradient of an Austrian river. *Hydrobiologia* 805: 245–258. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3307-z>
- Dreyer J, Townsend PA, Hook III JC, Hoekman D, Vander Zanden MJ, Gratton C. 2015. Quantifying aquatic insect deposition from lake to land. *Ecology* 96: 499–509. <https://doi.org/10.1890/14-0704.1>.
- Eggert SL, Wallace JB. 2007. Wood biofilm as a food resource for stream detritivores. *Limnology and Oceanography* 52: 1239–1245. doi: 10.4319/lo.2007.52.3.1239.
- Elosegi A, Elorriaga C, Flores L, Martí E, Díez J. 2016. Restoration of wood loading has mixed effects on water, nutrient, and leaf retention in Basque mountain streams. *Freshwater Science* 35: 41–54. <https://doi.org/10.1086/684051>.
- Ensign SH, Martin W, Doyle MW. 2005. In-channel transient storage and associated nutrient retention: Evidence from experimental manipulations. *Limnology and Oceanography* 50: 1740–1751. doi: 10.4319/lo.2005.50.6.1740.
- Entrekin SA, Rosi-Marshall EJ, Tank JL, Hoellein TJ, Lamberti GA. 2007. Macroinvertebrate secondary production in 3 forested streams of the upper Midwest, USA. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 472–490. <https://doi.org/10.1899/06-071.1>
- Entrekin SA, Tank JL, EMMA Rosi-Marshall E, Hoellein TJ, Lamberti GA. 2009. Response of secondary production by macroinvertebrates to large wood addition in three Michigan streams. *Freshwater Biology* 54: 1741–1758. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02223.x>.
- Evans-White MA, Stelzer RS, Lamberti GA. 2005. Taxonomic and regional patterns in benthic macroinvertebrate elemental composition in streams. *Freshwater Biology* 50: 1786–1799. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01455.x
- Finér L, Tuukkanen T, Mattsson T, Nieminen M, Piirainen S, Tattari S. 2018. Metsätalouden vesistökuormituksen seurantaverkko tuottaa uutta tietoa hajakuormituksesta. *Vesitalous* 2/2018: 10–12.
- Flores L, Giorgi A, González JM, Larrañaga A, Díez JR, Elosegi A. 2017. Effects of wood addition on stream benthic invertebrates differed among seasons at both habitat and reach scales. *Ecological Engineering* 106: 116–123. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857417302999>.
- Frainer A, Polvi LE, Jansson R, McKie BG. 2018. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. *J Appl Ecol*. 55: 377–385. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12932>
- France RL. 1997. Macroinvertebrate colonization of woody debris in Canadian Shield lakes following riparian clearcutting. *Conservation Biology* 11: 513–521. <http://www.jstor.org/stable/2387624>.

- Frost PC, Tank SE, Turner MA, Elser JJ. 2003. Elemental composition of littoral invertebrates from oligotrophic and eutrophic Canadian lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 51–62. <https://doi.org/10.2307/1467977>.
- Gennaretti F. ym. 2014. Millennial stocks and fluxes of large woody debris in lakes of the North American taiga. *Journal of Ecology*, vol. 102 , n° 2. p. 367–380. DOI: 10.1111/1365-2745.12198.
- Gerhard M, Reich M. 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *International Review of Hydrobiology* 85: 123–137.
- Groffman PM, Dorsey AM, Mayer PM. 2005. N processing within geomorphic structures in urban streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 613–625. <https://doi.org/10.1899/04-026.1>
- Halvorson HM, White G, Scott JT, Evans-White M. 2016. Dietary and taxonomic controls on incorporation of microbial carbon and phosphorus by detritivorous caddisflies. *Oecologia* 180: 567–579. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3464-6>.
- Harmon ME, Franklin JF, Swanson FJ, Sollins P, Gregore SV, Lattin JD, Anderson NH, Cline SP, Aumen NG, Sedell JR, Lienkaemper GW, Cromack Jr K, Cummins KW. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 34:59–234. doi://doi.org/10.1016/S0065-2504(03)34002-4.
- Harper PP. 1978. Variations in the production of emerging insects from a Quebec stream. *SIL Proceedings, 1922-2010* 20 : 1317–1323. <https://doi.org/10.1080/03680770.1977.11896693>.
- Harrison MD, Groffman PM, Mayer PM, Kaushal SS. 2012. Microbial biomass and activity in geomorphic features in forested and urban restored and degraded streams. *Ecological Engineering* 38: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.09.001>.
- Hassanpour B, Giri S, Pluer WT, Steenhuis TS, Geohring LD. 2017. Seasonal performance of denitrifying bioreactors in the Northeastern United States: Field trials. *Journal of Environmental Management* 202: 242–253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.054>.
- Hocking DJ, Babbitt KJ. 2014. Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology* 9:1–17. http://www.herpconbio.org/Volume_9/Issue_1/Hocking_Babbitt_2014.pdf
- Hodkinson ID. 1975. Dry weight loss and chemical changes in vascular plant litter of terrestrial origin, occurring in a beaver pond ecosystem. *Journal of Ecology* 63: 131–142. doi:10.2307/2258847.
- Hoffmann A, Hering D. 2000. Wood-Associated Macroinvertebrate Fauna in Central European Streams. *International Review of Hydrobiology* 85: 25–48. doi:10.1002/(SICI)1522-2632(200003)85:1<25::AID-IROH25>3.0.CO;2-R
- Hoover NL, Bhandari A, Soupier ML, Moorman TB. 2016. Woodchip denitrification bioreactors: impact of temperature and hydraulic retention time on nitrate removal. *Journal of Environmental Quality* 45: 803–812. doi:10.2134/jeq2015.03.0161
- Hsu-Kim H, Eckley CS, Achá D, Feng X, Gilmour CC, Jonsson S, Mitchell CPJ. 2018. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes. *Ambio* 47: 141–169. DOI 10.1007/s13280-017-1006-7
- Hrodey PJ, Kalb BJ, Sutton TM. 2008. Macroinvertebrate community response to large-woody debris additions in small warmwater streams. *Hydrobiologia* 605: 193–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9354-8>
- Huryn AD, Wallace BJ. 2000. Life history and production of stream insects. *Annual Review of Entomology* 45: 83–110. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.83>
- Hyatt TL, Naiman RJ. 2001. The residence time of large woody debris in the Queets River, Washington, USA. *Ecological Applications* 11: 191–202. doi:10.2307/3061066.

- Jackson JK, Resh HV. 1989. Distribution and abundance of adult aquatic insects in the forest adjacent to a northern California stream. *Environmental Entomology* 18: 278–283. doi:10.1093/ee/18.2.278.
- Jonsson M. 2012. The importance of debarking in mitigating the leaching of pollutants from common Swedish tree species submerged in water. *Journal of Wood Science* 58: 251–258. <https://doi.org/10.1007/s10086-011-1241-7>.
- Karosto K (Toim.). 2016. Biosuodattimet metsätalouden vesiensuojelussa. Mikkelin Ammattikorkeakoulu, D: vapaamuotoisia julkaisuja 85. 83 s.
- Kelly SP, Cuevas E, Ramírez A. 2015. Stable isotope analyses of web-spinning spider assemblages along a headwater stream in Puerto Rico. *PeerJ* 3: e1324. <https://doi.org/10.7717/peerj.1324>.
- Kolosava N, Bohlman J. 2012. Conifer defense against insects and fungal pathogens. Teoksessa: Matyssek ym. (Toim.), Growth and defence in plants. Resource allocation at multiple scales. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ss. 85–110.
- Lammi, A., Kokko, A., Kuoppala, M., Aroviita, J., Ilmonen, J., Jormola, J., Karonen, M., Kotanen, J., Luotonen, H., Muotka, T., Mykrä, H., Rintanen, T., Sojakka, P., Teeriaho, J., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L. & Vuori, K.-M. 2018. Sisävedet ja rannat. Teoksessa: Kontula T. & Raunio A. (toim.), Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Luontotyyppien punainen kirja. Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet, s. 81–115. Suomen ympäristö 5/2018, Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö.
- Lammers RW, Bledsoe BP. 2017. What role does stream restoration play in nutrient management? *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47: 335–371. DOI: 10.1080/10643389.2017.1318618
- Lantto J, Lindfors I. 2005: Joutsijärven ja Tuurujärven vesiensuojelusuunnitelma: hakesuodatuskokeet. Porin Vesi, Lounais-Suomen Ympäristökeskus, Porin kaupungin ympäristötoimisto ja Kullaan kunta. 47 s.
- Law A, McLean F, Willby NJ. 2016. Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams. *Freshwater Biology* 61: 486–499. <https://doi.org/10.1111/fwb.12721>.
- Lazar JG, Gold AJ, Addy K, Mayer PM, Forshay KJ, Groffman PM. 2014. Instream large wood: denitrification hotspots with low N₂O production. *Journal of the American Water Resources Association* 50: 615–625. DOI: 10.1111/jawr.12202
- Lepori F, Palm D, Malmqvist B. 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42: 228–238. doi:10.1111/j.1365-2664.2004.00965.x
- Lester RE, Wright W, Jones-Lennon M, Rayment P. 2009. Large versus small wood in streams: the effect of wood dimension on macroinvertebrate communities. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 174: 339–351. DOI: <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0339>
- Marczak LB, Richardson JS. 2007. Spiders and subsidies: results from the riparian zone of a coastal temperate rainforest. *Journal of Animal Ecology* 76: 687–694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01240.x>.
- Margolis BE, Mark S. Castro, and Richard L. Raesly. 2001. The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two Appalachian streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 2271–2283. <https://doi.org/10.1139/f01-166>.
- Marttila H, Kløve B. 2010. Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. *Ecological Engineering* 36: 900–911. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.002>.
- Marttila H, Vuori K-M, Hökkä H, Jämsen J, Kløve B. 2010. Framework for designing and applying peak runoff control structures for peatland forestry conditions. *Forest Ecology and Management* 260: 1262–1273. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.032>.

- Mathooko JM, Otieno CO. 2002. Does surface textural complexity of woody debris in lotic ecosystems influence their colonization by aquatic invertebrates? *Hydrobiologia* 489: 11–20. <https://doi.org/10.1023/A:1023214526134>.
- Merten EC, Zachary R, Snobl, and Todd A. Wellnitz. 2014. Microhabitat influences on stream insect emergence. *Aquatic Sciences* 76: 165–172. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0326-3>.
- Moilanen E. 2008. Puulla kunnostaminen. Julkaisussa: Ahola M ja Havumäki M (Toim.) Purokunnostusopas – Käsikirja metsäpurojen kunnostajille. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus ja Kainuun ympäristökeskus, Vammalan Kirjapaino Oy, ss. 38–41.
- Moorman TB, Tomer MD, Smith DR, Jaynes DB. 2015. Evaluating the potential role of denitrifying bioreactors in reducing watershed-scale nitrate loads: A case study comparing three Midwestern (USA) watersheds. *Ecological Engineering* 75: 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.062>.
- Mulholland PJ, Ashley M, Helton, Geoffrey C, Poole, Robert O, Hall, Stephen K, Hamilton, Bruce J, Peterson, Jennifer L, Tank, et al. 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452: 202–205. <https://doi.org/10.1038/nature06686>.
- Mulholland PJ, Hall RO, Sobota DJ, Dodds WK, Findlay SEG, Grimm NB, Hamilton SK, McDowell WH, O'Brien JM, Tank JL, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Gregory SV, Johnson SL, Meyer JL, Peterson BJ, Poole GC, Valett HM, Webster JR, Arango CP, Beaulieu JJ, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Helton AM, Johnson LT, Niederlehner BR, Potter JD, Sheibley RW, Thomasn SM. 2009. Nitrate removal in stream ecosystems measured by ¹⁵N addition experiments: Denitrification. *Limnology and Oceanography* 54: 666–680. doi: 10.4319/lo.2009.54.3.0666.
- Nakano D, Nagayama S, Kawaguchi Y, Futoshi Nakamura F. 2018. Significance of the stable foundations provided and created by large wood for benthic fauna in the Shibetsu River, Japan. *Ecological Engineering* 120: 249–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.032>.
- Nascimento MS, Santana ALBD, Maranhão CA, Oliveira LS, Bieber L. 2013. Phenolic extractives and natural resistance of wood. Teoksessa: Chamy R, Rosenkranz F (Toim.) Biodegradation. Life of Science, IntechOpen, ss. 349–370. DOI: 10.5772/56358
- Newbold JD, Elwood JW, O'Neill RV, Sheldon AL. 1983. Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiraling. *Ecology* 64: 1249–1265. <https://www.jstor.org/stable/1937833>
- Newbrey MG, Bozek MA, Jennings MJ, Cook JE. 2005. Branching complexity and morphological characteristics of coarse woody structure as lacustrine fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2110–2123. <https://doi.org/10.1139/f05-125>
- Nieminen M, Sallantausta T, Ukonmaanaho L, Nieminen TM, Sarkkola S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717319149>.
- Nieminen M, Sarkkola S, Hellsten S, Marttila H, Piirainen S, Sallantausta T, Lepistö A. 2018. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests – Is there a legacy effect of drainage or not? *Water Air and Soil Pollution* 229: 286. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3945-4>
- Palviainen M, Finér L, Laurén A, Mattsson T, Högbom L. 2015. A method to estimate the impact of clear-cutting on nutrient concentrations in boreal headwater streams. *Ambio* 44: 521–531.
- Petersen I, Hildrew AG. 2003. Emergence of *Leuctra nigra* (Plecoptera) from a southern English stream. *Arch. Hydrobiol.* 158: 185–195.
- Petterson RC. 1984. The chemical composition of wood. Teoksessa: Rowell R (Toim.) *The Chemistry of Solid Wood*. Vol. 207, 57–126: American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/ba-1984-0207.ch002>.

- Poepperl R. 2000. Benthic secondary production and biomass of insects emerging from a northern German temperate stream. *Freshwater Biology* 44: 199–211. doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00558.x
- Price KJ, Carrick HJ. 2016. Effects of experimental nutrient loading on phosphorus uptake by biofilms: evidence for nutrient saturation in mid-Atlantic streams. *Freshwater Science* 35: 503–517. <https://doi.org/10.1086/686269>.
- Raitif J, Plantegenest M, Agator O, Piscart C, Roussel J-M. 2018. Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of the Total Environment* 644: 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>.
- Rivett MO, Buss SR, Morgan P, Smith JWN, Bemment CD. 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research* 42: 4215–4232. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135408002984>.
- Rolauffs P, Hering D, Lohse S. 2001. Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. *Hydrobiologia* 459: 201–212. <https://doi.org/10.1023/A:1012507613952>.
- Rääpysjärvi J, Karjalainen SM, Karttunen K, Kuoppala M, Aroviita J. 2016. Metsätalouden vaikutukset purojen ja jokien biologiseen tilaan – MEBI -hankkeen tulokset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 20/2016, 39 s. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/161512>
- Röpelinen J. 2000. Tuotantokentällä tehtävien toimenpiteiden vaikutus turvetuotannon valumavesien määrään ja laatuun. Väitöskirja, Acta Univ. Oul. C 154, 173 s.
- Sanzone DM, Tank JL, Meyer JL, Mulholland PJ, Findlay SEG. 2001. Microbial incorporation of nitrogen in stream detritus. *Hydrobiologia* 464: 27–35. doi:1013930102876. <https://doi.org/10.1023/A:1013930102876>.
- Sass GG. 2009. Coarse woody debris in lakes and streams. Teoksessa: Likens GE (Toim.) *Encyclopedia of Inland Waters*, ss. 60–69. Elsevier, Oxford.
- Sass GG, Carpenter SR, Gaeta JW, Kitchell JF, Ahrenstorff TD. 2012. Whole-lake addition of coarse woody habitat: response of fish populations. *Aquat Sci* 74: 255–266. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0219-2>
- Saukkonen S, Kenttämies K. 1995. Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 419 s.
- Schipper LA, Robertson WD, Gold AJ, Jaynes DB, Stewart C, Cameron SC. 2010. Denitrifying bioreactors – An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological Engineering* 36: 1532–1543. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.008>.
- Schmude KL, Jennings MJ, Otis KJ, Piette RR. 1998. Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 17: 73–80. <https://doi.org/10.2307/1468052>
- Spänhoff B, Alecke C, Meyer EI. 2000. Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology* 85: 49–66.
- Spänhoff B, Cleven E. 2010. Wood in different stream types: Epixylic biofilm and wood-inhabiting invertebrates in a lowland versus an upland stream. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 46: 169–179. <https://doi.org/10.1051/limn/2010020>
- Spänhoff B, Gessner MO. 2004. Slow initial decomposition and fungal colonization of pine branches in a nutrient-rich lowland stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2007–2013. <https://doi.org/10.1139/f04-145>.
- Spänhoff B, Meyer EI. 2004. Breakdown rates of wood in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 189–197. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2004\)023<0189:BROWIS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023<0189:BROWIS>2.0.CO;2)
- Spänhoff B, Reuter C, Meyer EI. 2006. Epixylic biofilm and invertebrate colonization on submerged pine branches in a regulated lowland stream. *Archiv für Hydrobiologie* 165: 515–536. DOI: <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0165-0515>.

- Suter GW, Cormier SM. 2015. Why care about aquatic insects: Uses, benefits, and services. *Integrated Environmental Assessment and Management* 11: 188–194. doi:10.1002/ieam.1600
- Testa III S, Shields Jr FD, Cooper CM. 2011. Macroinvertebrate response to stream restoration by large wood addition. *Ecohydrology* 4: 631–643. <https://doi.org/10.1002/eco.146>
- Statzner B, Resh VH. 1993. Multiple-site and-year analyses of stream insect emergence: a test of ecological theory. *Oecologia* 96: 65–79. <https://doi.org/10.1007/BF00318032>.
- Tank JL, Winterbourn MJ. 1995. Biofilm development and invertebrate colonization of wood in four New Zealand streams of contrasting pH. *Freshwater Biology* 34: 303–315. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00890.x>.
- Taylor, BR, Goudey JS, Carmichael NB. 1996. Toxicity of aspen wood leachate to aquatic life: laboratory studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 150–159. <https://doi.org/10.1002/etc.5620150213>.
- Thompson MSA, Brooks SJ, Sayer CD, Woodward G, Axmacher JC, Perkins DM, Gray C. 2018. Large woody debris “rewilding” rapidly restores biodiversity in riverine food webs. *Journal of Applied Ecology* 55: 895–904. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13013>.
- Thomson AJ, Giannopoulos G, Pretty J, Baggs EM, Richardson DJ. 2012. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 367: 1157–1168. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/PMC3306631/>.
- Vaikre M, Remm L, Rannap R, Voode M. 2018. Functional assemblages of macroinvertebrates in pools and ditches in drained forest landscape. *Wetlands* 38: 957. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1045-2>
- von Ahnen M, Pedersen PB, Dalsgaard J. 2016. Start-up performance of a woodchip bioreactor operated end-of-pipe at a commercial fish farm – a case study. *Aquacultural Engineering* 74: 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.07.02>.
- Vuori K-M, Joensuu I, Latvala J, Jutila E, Ahvonen A. 1998. Forest Drainage: A threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 745–759.
- Vuori, K.-M., Kuusipuro-Korjonen, K. 2018. Kolme kertomusta järviemme tilasta. Vesistömuutokset kansalaisten, limnologisten mittausten ja ympäristöhallinnon näkökulmasta. – Alue ja Ympäristö 47:1 (2018): 50–61.
- Wallace JB, Webster JR, Meyer JL. 1995. Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 2120–2137. <https://doi.org/10.1139/f95-805>.
- Wallace JB, Webster JR. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 1996 41: 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Warneke S, Schipper LA, Matiasek MG, Scow KM, Cameron S, Bruesewitz DA, McDonald IR. 2011. Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. *Water Research* 45: 5463–5475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.007>.
- Webster JR, Tank JL, Wallace JB, Meyer JL, Eggert SL, Ehrman TP, Ward BR, Bennett BL, Wagner PF, McTammany ME. 2000. Effects of litter exclusion and wood removal on phosphorus and nitrogen retention in a forest stream. *SIL Proceedings 1922–2010* 27: 1337–1340. DOI: 10.1080/03680770.1998.11901453
- Weedon JT, Cornwell WK, Cornelissen JHC, Zanne AE, Wirth C, Coomes DA. 2009. Global meta-analysis of wood decomposition rates: A role for trait variation among tree species? *Ecology Letters* 12: 45–56. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01259.x>.
- Wellnitz T, Kim SY, Merten E. 2014. Do installed stream logjams change benthic community structure? *Limnologica* 49: 68–72. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.09.002>.

Wohl E, Lininger KB, Fox M, Baillie BR, Erskine WD. 2017. Instream large wood loads across bioclimatic regions. *Forest Ecology and Management* 404: 370–380. doi://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.013.

Åström M, Aaltonen E-K, Koivusaari J. 2005. Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest – a paired catchment study in Lappajärvi, western Finland. *Boreal Environment Research* 10: 67–78. <http://www.borenv.net/BER/pdfs/ber10/ber10-067.pdf>

PUU MA VESI-hanke

Puupohjaisilla uusilla
Materiaaleilla tehoa metsätalouden
Vesiensuojeluun ja vesistökunnostuksiin

Hankkeen kesto:
2018–2020
Kohdealueet:
Keski-Suomessa ja
Etelä-Karjalassa

Lisätieto

www.syke.fi/hankkeet/puumavesi

Johtava tutkija

Kari-Matti Vuori
Suomen ympäristökeskus SYKE
p. 0295 251 754
kari-matti.vuori@ymparisto.fi

Erikoistutkija

Saija Koljonen
Suomen ympäristökeskus SYKE
p. 0295 251 791
saija.koljonen@ymparisto.fi

Hankekumppanit



Saarijärven kaupunki ja Savitaipaleen kunta