

Happamuus ja sen torjuntamalleja Sanginjoella

–

Saku-hankkeen loppuraportti

LUONNOS

Alkusanat

Kaupunki ja vesi – Sanginjoen virkistyskäyttöarvon parantaminen ja ekologinen kunnostus - hankkeen tavoitteena oli selvittää happamista huuhtoumista kärsiviä alueita ja happamuuden syitä sekä menetelmiä happamien huuhtoumien ennaltaehkäisyyn ja neutralointiin. Tässä raportissa esitetään hankkeesta saatuja tuloksia ja menetelmiä sekä esitellään toimenpidesuunnitelma Sanginjoen alueelle. Hanke on käynnistynyt elokuussa 2008. Jatkoaikaa haettiin hankkeelle vuonna 2011 ja hankkeen päätöspäivämääräksi muutettiin 30.11.2011.

Kaupunki ja Vesi – Sanginjoen virkistyskäyttöarvon parantaminen ja ekologinen kunnostus - hankkeen tavoitteena oli selvittää happamia huuhtoumia aiheuttavia alueita, happamuuden syitä sekä menetelmiä happaman vesistökuormituksen ehkäisemiseen. Tässä raportissa esitetään hankkeesta saatuja tuloksia ja menetelmiä. Raportti sisältää myös toimenpidesuunnitelman Sanginjoen kuormituksen vähentämiseksi. Hanke toteutettiin xx.8.2008 – 30.11.2011.

Hankkeen päärahoittajana on toiminut Euroopan Aluekehitysrahasto. Hanketta ovat osarahoittaneet Oulun Kaupunki, Turveruukki Oy, Muhoksen ja Utajärven kunnat, Oulun Golf Oy sekä Laitasaaren, Sanginsuun, Yli-Vuoton ja Ylikiimingin osakaskunnat.

Hankkeen päätoteuttajana on toiminut Oulun yliopiston Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio. Hankkeen vastuullisena johtajana on toiminut professori Björn Klöve ja toteutuksesta ovat vastanneet Simo Tammela (projektipäällikkö), Hannu Marttila, Tuomas Saarinen ja Arja Sarpola. Osatoiteuttajina ovat toimineet Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus ja Suomen ympäristökeskus, joissa toteutuksesta ovat vastanneet Jermi Tertsunen(POPELY), Heli Harjula (POPELY), Jukka Tuohino (POPELY), Marja Hyvärinen (POPELY), Timo Yrjänä (POPELY), Kati Martinmäki (SYKE), Kaisa Heikkinen (SYKE), Jaakko Saukkoriipi (SYKE), Heikki Mykrä (SYKE), Mika Visuri (SYKE) ja Raimo Ihme (SYKE).

Ohjausryhmään ovat hankkeen aikana kuuluneet Oulun yliopistosta Björn Klöve (jäsen, ohjausryhmän puheenjohtaja) ja Simo Tammela (varajäsen, ohjausryhmän sihteeri), Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksesta Timo Yrjänä ja Pekka Hynninen, Suomen Ympäristökeskuksesta Raimo Ihme (jäsen, ohjausryhmän varapuheenjohtaja) ja Kari-Matti Vuori (varajäsen), Rahoittajan edustajana Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksesta Terttu Turunen (jäsen 2008–2010), Anne-Maaria Kurvinen (jäsen 2010-2011) ja Eine Kela-Löytynoja (varajäsen), Laitasaaren osakaskunnasta Esko Holappa ja Väinö Väänänen, Metsäkeskuksesta Pauli Juntunen, Pekka Kylmänen (varajäsen 2008-2010) ja Jouni Parkkinen (varajäsen 2010-2011), Muhoksen kunnasta Kalle Huusko ja Mikko Kari, Oulun Golf Oy:stä Paavo Oravainen ja Tapio Mäkinen, Oulun kaupungin edustaja Kari Hanski, Oulun seudun ympäristötoimesta Hannu Salmi ja Marketta Karhu, Sanginkylän osakaskunnasta Aappo Juntunen ja Erkki Niemelä, Turveruukki Oy:stä Tarja Väyrynen ja Pentti Åman, Utajärven kunnasta Jouni Jurva ja Kyösti Juujärvi, Vuotungin kalastuskunnasta Pentti Mätänniemi ja Oskari Koistinen sekä Ylikiimingin kalastuskunnasta Pentti Marttila-Tornio ja Tauno Kauppila. Hankkeen valvojina ovat toimineet Mikko Pajunen ja Jorma Kauppinen Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksesta.

Kiitokset myös maastotöissä avustaneille: Virve Kupiainen (OY), Tuomo Pitkänen (OY), Tuomo Reinikka (OY), Kaisa Savolainen (OY), Johanna Kinnunen (POPELY), Ari Nikula (POPELY) sekä Suomen ympäristökeskuksen Oulun laboratorion henkilökunnalle.

Johdanto	5
1 Sanginjoen vesistöalueen kuvaus	6
1.1 Maa- ja kallioperä	7
1.2 Maankäyttö	8
2 Sanginjoen nykytila	10
2.1 Hydro-morfologinen tila.....	10
2.2 Veden laatu.....	10
2.2.1 Veden laadun historia	10
2.2.2 Sanginjoen vedenlaatu pääuomassa ja sivu-uomissa vuosina 2008–2009	13
2.3 Ekologinen tila	15
2.3.1 Piilevät.....	17
2.3.2 Pohjaeläimet.....	17
2.4 Kalasto.....	18
2.4.1 Lajisto ja istutukset	18
2.4.2 Kalaston tila ja kehitys	20
3 Happaman huuhtouman muodostuminen.....	22
3.1 Veden pH Sanginjoen alaosalla ja siihen vaikuttavat tekijät.....	22
3.1.1 Tausta ja menetelmät	22
3.1.2 Tulokset	22
3.1.3 Pohdinta ja johtopäätökset	25
3.2 Sanginjoen valuma-alueen purojen, ojien ja soiden happamuus sekä niiden vaikutukset pääuomaan	28
3.2.1 Tausta ja menetelmät	28
3.2.2 Tulokset	29
3.2.3 Pohdinta ja johtopäätökset.....	31
3.3 Valumaveden pH:n jatkuvatoiminen seuranta.....	32
3.4 Happamuuden alkuperä Sanginjoen valuma-alueella	36
3.4.1 Johdanto.....	36
3.4.2 Näytteenotto ja tehdyt analyysit.....	38
3.4.3 Tulokset	41
3.4.4 Johtopäätökset	47
3.5 Sanginjoen sedimentin geokemia ja piilevät.....	48
3.5.1 Sedimentin geokemialliset ominaisuudet.....	49
3.5.2 Sedimentin piilevät	51
3.5.3 Johtopäätökset	53
4 Sanginjoen maankäytön vesistövaikutukset	54
4.1 Kiintoainekuormitus.....	54
4.2 Orgaaninen kuormitus	55
4.3 Ravinnekuormitus.....	56
4.4 Sanginjokeen kohdistuvan ravinnekuormituksen arviointi	56
4.4.1 Kokonaiskuormituksen arviointi.....	56
4.4.2 Kuormituksen jakautuminen sektoreittain ja osavaluma-alueittain.....	57
4.4.3 Tulosten vertailu ja johtopäätökset.....	60
4.5 Arvio viljelykäytäntöjen muutosten ja vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksista peltoviljelyn hajakuormitukseen	60
5 Sanginjoen tilatavoitteet	63

6	Mahdollisuudet veden pidättämiseen Sanginjoen valuma-alueella.....	63
6.1	Tuotannosta poistuvien turvetuotantoalueiden vesittäminen ja sen vaikutukset pääuoman pH-tasoon.....	63
6.1.1	Turvetuotanto Sanginjoella ja alueiden alustavat jälkikäyttömuodot	64
6.1.2	Menetelmät.....	67
6.1.3	Tulokset.....	68
6.1.4	Pohdinta ja johtopäätökset.....	72
6.2	Potentiaalistien pintavalutuspaikkojen määrittäminen	76
6.3	Järvialtaiden vesitilavuuden määrittäminen.....	78
7	Toimenpiteet happaman huuhtouman vähentämiseksi.....	80
7.1	Järvien, kosteikkojen ja suoalaiden kalkituksesta saatavat hyödyt ja haitat.....	80
7.1.1	Kalkitustutkimuksen taustaa.....	80
7.1.2	Kalkitukselle asetetut tavoitteet	80
7.1.3	Neutralointikemikaali.....	80
7.1.4	Kokemuksia kalkituksen suorittamisesta	81
7.1.5	Kalkituksilla saadut tulokset.....	82
7.1.6	Kalkitukseen liittyviä erityiskysymyksiä	87
7.1.7	Johtopäätökset	89
7.2	Vedenpinnan nosto suo-ojissa	90
7.2.1	Putkipato-rakenteen hyödyt kunnostusojituksen valumavesien pH:n säätelyssä.....	90
7.2.2	Putkipatorakenteella tehtävän vedenpidättämisen mahdollisuudet kunnostusojitusten yhteydessä Sanginjoen valuma-alueella	95
7.2.3	Johtopäätökset ja suositukset.....	96
7.3	Ojitetun turvemaan valumavesien neutralointi kalkkisuodinpatojen avulla.....	98
7.3.1	Rakenteet ja mitoitus.....	98
7.3.2	Seuranta	100
7.3.3	Tulokset.....	100
7.3.4	Pohdinta ja johtopäätökset.....	104
7.4	Kalkikynnysten käyttö Karvasojan pH:n kohottamisessa.....	106
7.5	Turvetuotannon kuivatusvesien kalkituskokeet.....	106
7.6	Tuhkalannoituksen vaikutus ojitetun turvemaan valumavesien happamuuteen	107
7.7	Pirttijärven neutralointi.....	108
7.7.1	Taustaa.....	108
7.7.2	Järven neutralointi.....	108
7.7.3	Menetelmät.....	110
7.7.4	Tulokset.....	110
7.7.5	Pohdinta ja johtopäätökset.....	113
7.8	Maatalousalueilla käytettävät toimenpiteet happaman huuhtouman torjunnassa.....	114
8	Toimenpidesuosituksset Sanginjoen tilan parantamiseksi.....	116
8.1	Happaman huuhtouman torjunta	116
8.1.1	Maankuivatus	118
8.1.2	Veden pidästykyvyn parantaminen Sanginjoen valuma-alueella	118
8.1.3	Vesien suojelurakenteet	120
8.1.4	Kemikalointi.....	121
8.1.5	Kalkitus	122
8.2	Kiintoaine- ja ravinnekuormituksen vähentäminen	124
8.2.1	Maatalous.....	125

8.2.2	Metsätalous.....	126
8.2.3	Turvetuotanto.....	129
8.2.4	Haja- ja loma-asutus	130
8.3	Yhteenveto toimenpiteistä.....	132
9	Jatkotutkimustarpeet	133
10	Lähdeluettelo	133

Johdanto

Sanginjoen alue on Oulun seudun merkittävimpiä lähivirkistysalueita ja sen merkitys tulee entisestään kasvamaan kuntaliitosten ja Oulun kaupungin Hiukkavaaran kasvusuunnan johdosta. Sanginjoella on myös merkittävästi kotitarve- ja virkistyskalastusta. Merikosken kalatien rakentamisen myötä on lisäksi tullut tarpeelliseksi selvittää, onko tällä kalatietä lähimmällä Oulujoen sivujokialueella edellytyksiä muodostua vaelluskalojen luonnonpoikasten tuotantoalueeksi.

Vesienhoidon ympäristötavoitteena on, että vesien tilan heikkeneminen estetään ja vuoteen 2015 mennessä saavutetaan vähintään vesien hyvä tila. Sanginjoen vedenlaatu on joen ylä- ja keskiosalla välttävä ja alaosalla tyydyttävä. Tämä johtuu suurelta osin jokeen eri lähteistä kohdistuvasta hajakuormituksesta, jota on Oulujoen-lijoen vesienhoitosuunnitelmassa esitettyjen tavoitteiden toteuttamiseksi vähennettävä. Keskeisin Sanginjoen kala- ja rapukantaa sekä lohen mahdollista lisääntymistä, ja näin myös joen virkistyskäyttöarvoa uhkaavaa tekijä on kuitenkin jokiveden ajoittainen happamuus. Joelle ovat tyypillisiä suurten virtaamien aikaiset, kaloille ja ravuille kriittiset happamuuspiikit. Talvella 2006–2007 joella esiintyi jopa äkillisiä kalakuolemia. Veden happamudesta aiheutuvien ongelmien voidaan arvioida korostuvan entisestään tulevaisuudessa, mikäli kuivat kesät ja runsassateiset syksyt jatkuvat ja voimistuvat ilmastonmuutoksen johdosta.

Happamuushaittojen esiintyminen ja syyt joen eri osissa on tunnettava, jotta voidaan suunnitella ja toteuttaa toimenpiteitä niiden ehkäisemiseksi. On todennäköistä, että ainakin paikoin valumaveden happamuus Sanginjoen runsassoisella valuma-alueella on luontaista, eli soilta jokeen valumavesien mukana huuhtoutuvien humusaineiden aiheuttamaa. Valumaveden happamuus voi kuitenkin johtua paikoin myös valuma-alueella esiintyvistä sulfidisista maalajeista, eli muinaisen Litorinameren pohjaan kerrostuneista happamista sulfaattimaista ja/tai merenpohjaan syntyneistä mustaliuskeista. Näiden maalajien kuivatus esim. viljely- ja metsätalouksikäyttöön johtaa maaperän sulfidimuotoisen rikin hapettumiseen. Tämän seurauksena valumavesiin muodostuu rikkihappoa, mikä laskee voimakkaasti veden happamuutta ja liuottaa samalla veteen maaperästä metalleja.

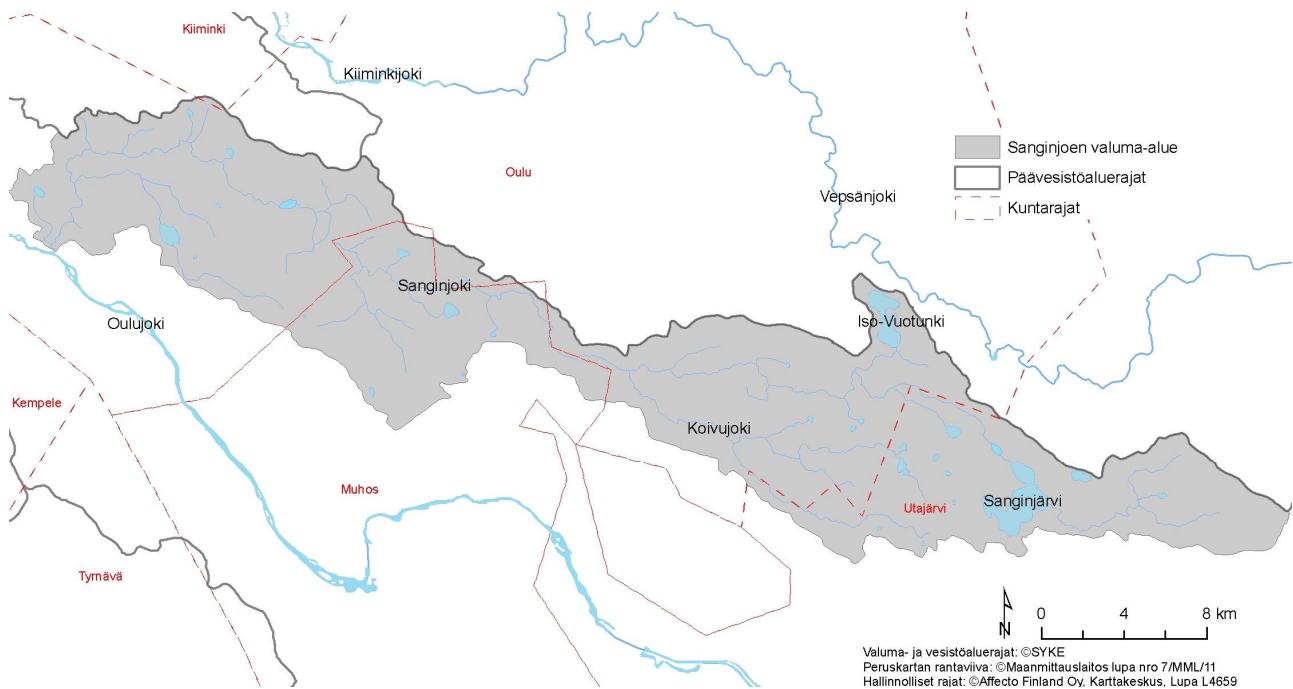
Happamuushaittojen ennalta ehkäisemiseksi ja torjumiseksi tarvitaan paikallisia ja valtakunnallisia toimia. Valtioneuvoston periaatepäätös vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 toteaa virtavesien kunnostuksen olevan tarpeen kalojen ja ravun tärkeiden lisääntymisalueiden ja elinympäristöjen parantamiseksi. Erityisen tärkeää on vaelluskalakantojen elvyttäminen ja pitäminen elinvoimaisina. Hallitusohjelma tähtää vesienhoidon suunnittelun avulla valuma-alueilta tulevan kuormituksen vähentämiseen sekä erityisesti jokien tilan parantamiseen kehittämällä yhdessä alan toimijoiden kanssa kustannustehokkaita keinoja vesistöjen suojelemiseksi.

Tämän hankkeen keskeisimpänä tavoitteena oli selvittää happamuushaittojen esiintyminen ja syyt Sanginjoen eri osissa sekä kehittää ja sovittaa erilaisia kunnostus- ja hoitotoimenpiteitä näiden haittojen torjumiseksi. Hankkeessa kiinnitettiin huomiota myös muuhun vesienhoitoon, erityisesti tarpeeseen ja mahdollisuuksiin vähentää maan käytöstä aiheutuvaa hajakuormitusta joen valuma-alueella. Työn tuloksena syntyneen toimenpidesuunnitelman Luvuissa 1-7 esitetään hankkeen puitteissa toteutettujen osaselvitysten tulokset. Luvussa 8 puolestaan esitetään suositukset erilaisista kunnostus- ja hoitotoimenpiteistä Sanginjoen tilan parantamiseksi.

1 Sanginjoen vesistöalueen kuvaus

Sanginjoki kuuluu Oulujoen vesistöalueeseen ja se on Oulujoen alin sivujoki (Kuva 1). Sanginjoki saa alkunsa Utajärven kunnassa sijaitsevasta Sanginjärvestä, josta se virtaa kaakko-luodesuunnassa ja laskee Oulujokeen Sanginsuun kylässä, noin 10 km ennen Merikosken voimalai-tosta. Pääuoman kokonaispituus on noin 66 km. Sanginjoen valuma-alueen kokonaispinta-ala on 399 km², järvisuusprosentti 2,71 ja keskivirtaama (MQ) 4,6 m³/s (Ekholm 1993). Suurimmat järvet ovat Sanginjärvi (482 ha) ja Iso-Vuotunki (224 ha). Sanginjokeen laskee useita pieniä sivu-uomia, joista suurin on Koivujoki. Koivujoen valuma-alueen pinta-ala on 64 km², pituus 7,5 km ja järvisuus 0,76 % (Ekholm 1993). Sanginjoen valuma-alue voidaan jakaa kahteen alueeseen, yläosan ja ala-osan vesistöalueeseen, jotka voidaan edelleen jakaa yhdeksään osavaluma-alueeseen (Taulukko 1) Sanginjoen yläosan pinta-ala on 207 km² ja järvisuus 4,24 % ja vastaavasti Sanginjoen alaosan alueella 192 km² ja 1,05 %. Sadanta alueella on noin 500 mm, josta haihtuu vajaa kolmannes.

Sanginjoen valuma-alueen länsiosaa, jossa joki laskee Oulujokeen, on korkeudeltaan hieman yli 11 m mpy. Siirryttäessä jokivartta ylöspäin itää kohti valuma-alue nousee tasaisesti ja korkeus valu-ma-alueen yläosalla, jossa sijaitsee alueen korkein kohta, on noin 149 m mpy. Korkeusvaihtelut valuma-alueella ovat vähäisiä.



Kuva 1. Sanginjoen valuma-alue.

Taulukko 1. Sanginjoen vesistön osa-alueet ja niiden pinta-alat sekä järvisyydet (Ekholm 1993).

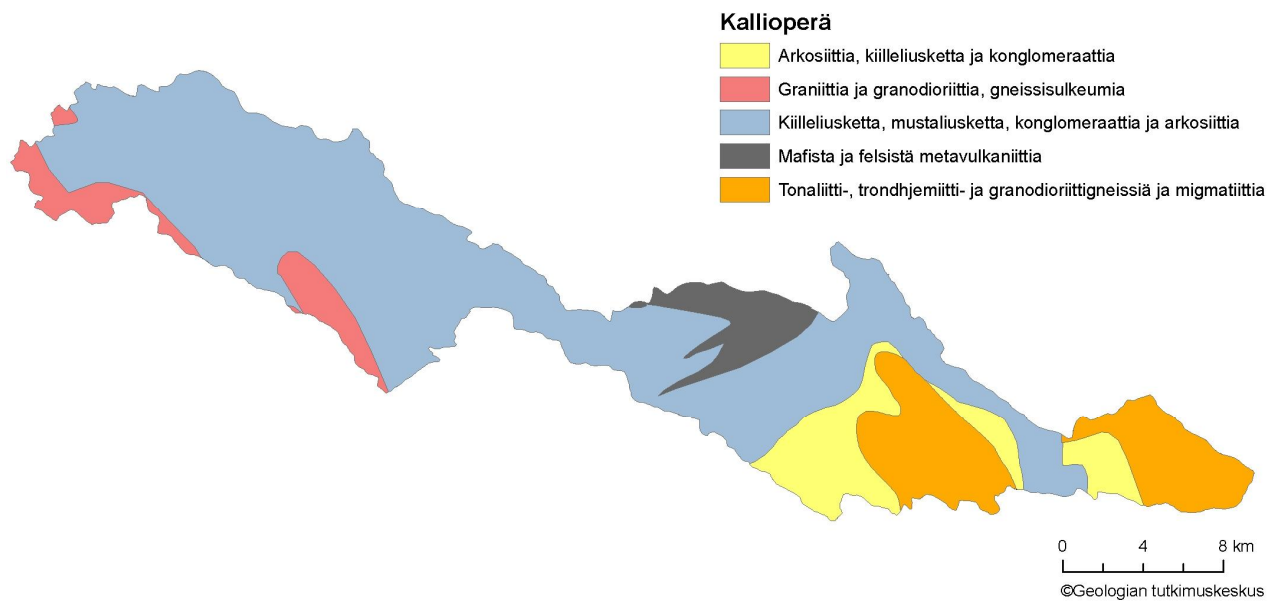
Vesistöalue	Osa valuma-alue		Pinta-ala (km ²)	Järvisyys (%)
59.14 Sanginjoen alaosa	59.141	Sanginjoen suualue	51,63	0,76
	59.142	Sankilampi	69,38	1,11
	59.143	Koivuoja	35,23	0,23
	59.144	Pilpaoja	36,36	2,17
59.15 Sanginjoen yläosa	59.151	Puutturi	65,97	1,15
	59.152	Sanginjärvi	18,37	26,29
	59.153	Itäoja	42,91	1,07
	59.154	Iso-Vuotunki	15,41	14,06
	59.155	Koivujoki	64,67	0,76

1.1 Maa- ja kallioperä

Sanginjoen valuma-alueelle tyypillistä tasaisuus ja turvemaan suuri osuus pinta-alasta (53 %). Maaperä on enimmäkseen moreenia, joka kattaa 45 % koko pinta-alasta. Moreeni on synnyltään pohjamoreenia, jota monin paikoin peittää pintamoreenikerros. Alavimmissa maastonkohdissa moreenialueet ovat monin paikoin soistuneet (Johansson ym. 2002a ja 2002b). Lajittuneita kivennäismaita (hiekkä, karkea hieta sekä hieno hieta) on pintamaassa lähinnä Sanginsuussa, Sanginjoen, Koivujan sekä Pilpaojan varsilla.

Alueella on paljon turvekerrostumia. Suurin osa valuma-alueen alaosan soista kuuluu Pohjois-Pohjanmaan aapasoihin. Rahkavaltaisia turpeita esiintyy valuma-alueen keskivaiheilla ja valuma-alueen alaosalla turve on saravaltaista (Johansson ym. 2002a ja 2002b, Nenonen ym. 2006). Osa Sanginjoen soista, esimerkiksi Konnansuo, on syntynyt järven umpeenkasvun seurauksena. Merkeinä järvivaiheesta on turpeen alla esiintyvä liejakerros, joka voi paikoin olla lähes metrin paksuinen. Sen sijaan esimerkiksi Mämmisuo ja Miehonsuo ovat syntyneet metsämaan soistumana. Luonnontilaisia soita valuma-alueella on jonkin verran, mutta useimmat alueen soista on metsäoijittettu. Osa alueen soista on turvetuotannossa. Turvemaan vaikutuksesta Sanginjoen vesi on hyvin humuspitoista ja väriltään ruskeaa.

Kallioperä valuma-alueella on pääasiassa grauvakkaa, kiilleliusketta ja -gneissia (Kuva 2). Sanginjoen valuma-alueen maaperässä esiintyy myös sulfidimineraaleja, joita on erityisesti nk. Litorina-alueella, joka on Itämeren muinaisen vaiheen merenpohjaa, sekä kallioperän mustaliuskejaksoilla (Kuva 3). Mustaliuskealueita esiintyy laajimmin Sanginjoen valuma-alueen alaosalla mm. Loppulan, Miehonsuon ja Kummunjärven alueilla.



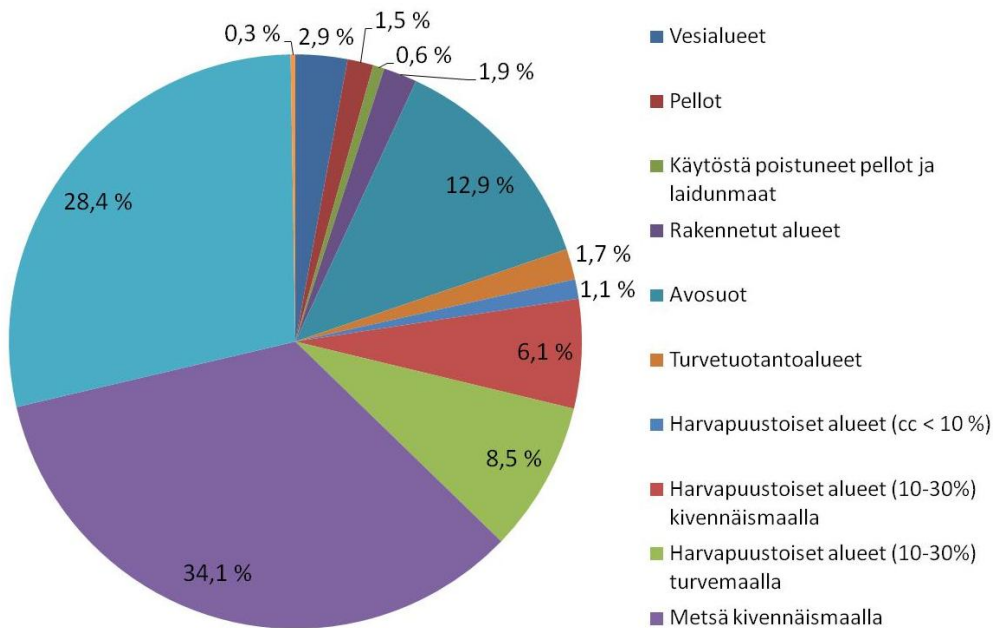
Kuva 2. Sanginjoen valuma-alueen kallioperä (Suomen kallioperäkartta 1:1 000 000/GTK).

Kuva 3. Mustaliuskealueet ja Litorina-raja (Suomen mustaliuskeet aeromagneettisella kartalla 1: 1 000 000/GTK, Litorinameren rantaviiva/Tikkanen & Oksanen 2002)

1.2 Maankäyttö

Sanginjoen valuma-alueesta lähes kolme neljäsosaa on metsämaata (Kuva 4) ja valuma-alueella harjoitetaan runsaasti metsätaloutta. Metsämaiden ojitusprosentti kivennäismailla on 38 % ja turvemmailla 79 %. Suurin osa alueen uudisojituksista on tehty 1960–1970-luvuilla. Nykyisin uudisojituksista on käytännössä luovuttu ja niiden sijaan puutuotantokyvyn ylläpitämiseksi ojitetuilla alueilla tehdään kunnostusojituksia. Aaltosaaren selvityksen (2000) mukaan Sanginjoen valuma-alueella on vuosina 1995–2000 tehty uudisojituksia 94 hehtaaria ja kunnostusojituksia 945 hehtaaria. Ympäristöhallinnon ylläpitämään Vesistötyöt-tietojärjestelmään on ilmoitettu vuodesta 2000 alkaen metsäojitushankkeita toteutettavan yhteensä 3400 hehtaarin alueella. Suurin osa kunnostusojitushankkeista on ollut Puutturin, Sankilammen, Koivujoen ja Koivuojan alueella.

Peltojen, nurmien ja laitumien sekä käytöstä poistuneen maatalousmaan osuus Sanginjoen valuma-alueen pinta-alasta on vain muutama prosentti. Maatalous on keskittynyt valuma-alueen alaosalle. Vuoden 2008 peltolohkorekisterin (MAVI/TIKE) mukaan valuma-alueen peltopinta-ala vuonna 2008 oli 530 ha. Tästä alasta 17 % on laidunta tai viljelemätöntä peltoa. Vuonna 2000 peltopinta-ala Sanginjoen valuma-alueella on ollut yhteensä 1100 ha (Aaltosaari 2000), eli peltopinta-ala on vähentynyt puoleen vajaan kymmenen vuoden aikana. Eniten valuma-alueella viljellään rehu- ja nurmikasveja sekä viljaa. Sanginjoen valuma-alueen pellot ovat hyvin loivia. Suurin osa pelloista n. 45 % on kaltevuudeltaan välillä 0-0,5 %. Kaltevuudeltaan yli 3 % pelloja valuma-alueella on alle 10 % (Vemala). Alueella toimii kaksi niin suurta eläinsuojaa, että ne ovat ympäristösuojelun mukaisesti ympäristölupavelvollisia (Vahti-tietojärjestelmä).



Kuva 4. Sanginjoen valuma-alueen maankäyttö (CorineLandCover 2006 – aineisto/SYKE).

Sanginjoen valuma-alueella on seitsemän turvetuotantoaluetta (Taulukko 2). Turvetuotantoalueiden yhteenlaskettu ympäristölupien mukainen pinta-ala on 832,8 ha. Sanginjoen valuma-alueella tästä on 642,3 ha, sillä Hautasuon turvetuotantoalueesta (pinta-ala 220 ha) sijaitsee valuma-alueella vain 30,5 ha ja loppuosa on Kalimenojan valuma-alueella. Turvetuotantoalueina on siten noin 1,6 % Sanginjoen valuma-alueen pinta-alasta. Konnansuolta vedet laskevat Konnanojan kautta Sanginjoen pääuomaan Sankilammen alapuolella, Hautasuolta Sanginjokeen Sankilammen yläpuolella, Miehonsuolta ja Turvesuolta Pilpaojaan, Haarasuolta Koivujokeen joen alaosalla ja Korentosuolta Itäojaan ennen Sanginjärveä. Kartta turvetuotantoalueista on liitteenä 2. Korentosuo on VAPO Oy:n omistuksessa ja muut tuotantoalueet Turveruukki Oy:n omistuksessa. Turvetuotantoaluiden vesittämistä käsittelevässä luvussa (6.1.1) on esitelty tarkemmin tuotantosoiden ominaisuuksia.

Taulukko 2. Sanginjoen vesistöalueen turvetuotantoalueet ja vesiensuojelurakenteet (Vahti-järjestelmän tiedot vuodelta 2010; PVK=pintavalutuskenttä).

Suo	Tuotannossa (ha)	Kunnostusvaiheessa (ha)	Poistunut tuotannosta (ha)	Jälki-käytössä (ha)	Valmis-telematon (ha)	Vesien-suojelu
Konnansuo	31,1	0,7	0,1	0,4		PVK ja/tai laskeutusallas
Hautasuo	154,1 ⁽¹⁾ + 16,6 ⁽²⁾	4,1 ⁽¹⁾	16,3 ⁽²⁾	11,3	3,3	1) Laskeutusallas ja virtaamansäätö 2) Virtaamansäätö
Miehonsuo I	97,6		3,1	10		Laskeutusallas ja virtaamansäätö
Miehonsuo II	17,3 ⁽¹⁾ + 2,4 ⁽²⁾		4 ⁽²⁾			1) PVK 2) Laskeutusallas
Turvesuo	87,3		3	1		PVK ja/tai laskeutusallas
Haarasuo	160,4		2,7	3,1		PVK ja/tai laskeutusallas
Korentosuo	187	2				PVK

2 Sanginjoen nykytila

2.1 Hydro-morfologinen tila

Sanginjoen virtaamat vaihtelevat hyvin suuresti vuoden aikana, mikä johtuu valuma-alueen muodosta, tasaisuudesta, vähäjärvisyydestä ja järvien sijoittumisesta latva-alueille. Nämä tekijät johtavat myös joen tulvaherkkyyteen, jota alueella suoritettavat laajat metsäojitukset ovat todennäköisesti vielä entisestään lisänneet. Sanginjoen pääuoma on vesisyvyydeltään matala, koskinen ja nivainen. Joki kuuluu kolmannen jakovaiheen uomaluokkaan. Jokea ei ole käytetty suuren mittakaavan tukinuittoon ja pääuoman rakenne on lähellä luonnontilaa, lukuun ottamatta paikallisia myllyrakenteita ja -uomia (Tertsunen 2006). Voidaankin sanoa että uoman rakenteessa on vain vähäisiä ihmistoiminnan aiheuttamia muutoksia. Sanginjoen ranta-alue on lähes luonnontilaista lehti- ja sekametsää, rantojen kasvillisuus on rakenteeltaan vaihtelevaa, uoman virtaustyyppit ja osittain myös pohjamateriaali ovat monimuotoisia. Osa rantametsistä on kuivattu maankäytön tarpeisiin. Joelle on tyypillistä selvärajainen koski-suvanto vuorottelu.

Sanginjoen latvavedet ja Koivujoki virtaavat laajojen suoalueiden lävitse ja edustavat rakenteeltaan suoalueille tyypillisiä alavien maiden virtavesiä. Näille tyypillistä on runsas törmäkasvillisuus, suuri uoman mutkaisuus, hidasvirtaisuus ja pieni leveys-syvyys-suhde. Rantojen runsas kasvillisuus liittyy uomien herkkään tulvimiseen ja niiden tuomiin ravinteisiin ja hivenaineisiin. Uoman mutkaisuus (meanderointi) ja hidasvirtaisuus johtuvat puolestaan uomaston pienestä pituuskaltevuudesta. Uomat sijaitsevat yleensä moreeniselänteiden välisten painanteiden soistumilla ja noudattavat niiden suuntausta. Uoman poikkileikkauksissa esiintyy runsaasti törmien altakaivautumista. Latvavesien ranta-alueet ovat luonnontilaista suota ja sekametsää tai osittain kuivattua talousmetsää. Osa latvavesistä on muokattu metsäojitusten yhteydessä, mikä on vähentänyt uoman monimuotoisuutta. Latvauomien pohjamateriaali sisältää runsaasti orgaanista sedimenttiä sekä puun kappaleita, mikä on tyypillistä uomille, joilla on vähäinen virtausteho ja pieni luontainen sedimentin kulkeutuminen. Kuitenkin metsänkuivatus toimenpiteet ovat todennäköisesti lisänneet orgaanisen sedimentin määrää uomaston pohjilla.

2.2 Veden laatu

Sanginjoelta on olemassa vedenlaatutietoa ympäristöhallinnon Hertta-tietojärjestelmässä vuodesta 1968 lähtien, 1970-luvulta on vain muutamia näytteitä. Tiiviimmin joen veden laatua on seurattu vuodesta 1991 lähtien. Veden laadun seuranta on ollut säännöllisintä pääuomassa joen ala- ja keskiosalla 830- ja 834-tien silloilla. Yläjuoksulla veden laatua on seurattu Aittokylän ja Kivelän havaintopaikoilla. Tässä hankkeessa vedenlaatua on seurattu vuosina 2008–2009 pääuomassa ja sivu-uomissa biologisen näytteenoton yhteydessä. Lisäksi hankkeessa on seurattu pH:n vaihteluja jatkuvatoimisilla kenttämittareilla sekä otettu vesinäytteitä happamuuden alkuperän selvittämiseen ja toimenpidealueiden tarkkailuun liittyen. Nämä tulokset on esitetty seuraavaan luvun (3) yhteydessä.

2.2.1 Veden laadun historia

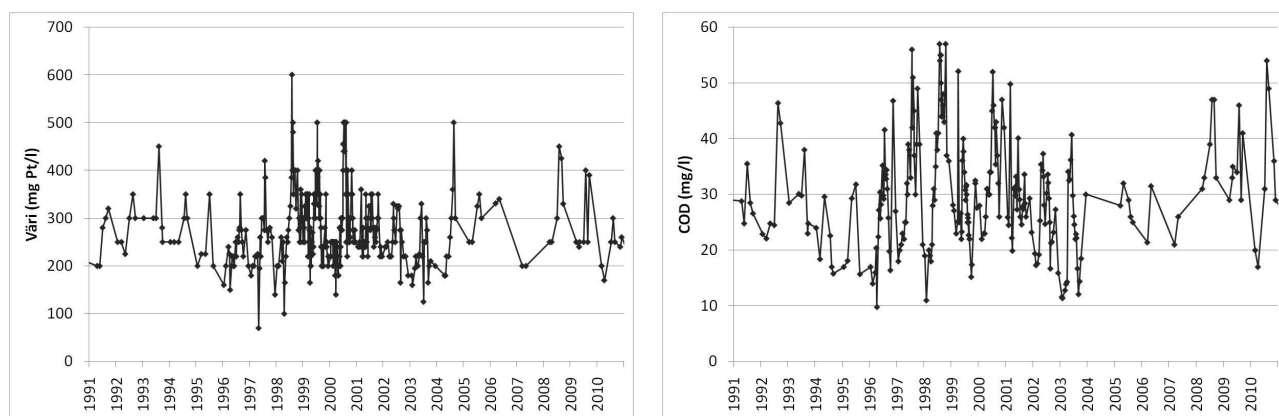
Pitkäaikaisia veden laadun muutoksia on tarkasteltu pääasiassa Sanginjoen alaosalta 830-tien sillalta otettujen näytteiden perusteella. Taulukossa 3 on esitetty vuosittaisten vedenlaatuhavaintojen lukumäärät (n) niiden muuttujien osalta, joita tässä kappaleessa on käsitelty. Pääasialliseksi

tarkastelujaksoksi valittiin 1991–2010, koska tätä aiemmilta vuosilta havaintoja oli hyvin vähän. Vuosina 1996–2003 veden laadun seuranta on ollut erittäin tiivistä. Tämän jälkeen näytteitä on otettu vuosittain vaihtelevasti, mutta selvästi vähemmän kuin edellä mainitulla aikavälillä. Vuosittaisten näytekertojen pieni määrä 1990-luvun alussa ja vuoden 2003 jälkeen lisäävät epävarmuutta vedenlaadun pitkäaikaismuutosten tarkasteluun.

Taulukko 3. Vuosittaisten vedenlaatuhavaintojen lukumäärät (n) Sanginjoen alaosalla. pH:ssa on mukana myös Sanginjoen golfkentän kohdan näytteenottopisteen havainnot.

Vuosi	Väriluku (mg/l)	COD _{Mn} (mg/l)	pH	Kokonaisfosfori (µg/l)		Kokonaistyyppi (µg/l)		Klorofylli-a (µg/l)	Kiintoaine (mg/l)
				koko vuosi	kesä	koko vuosi	kesä		
1991	5	5	5	4	2	4	2	0	5
1992	6	6	6	4	2	4	2	0	4
1993	6	6	6	4	2	4	2	0	5
1994	6	6	6	4	2	4	2	0	6
1995	5	5	5	3	2	3	2	0	5
1996	23	23	23	23	9	23	9	12	23
1997	22	22	22	22	8	22	8	10	22
1998	33	27	33	27	11	27	11	11	27
1999	77	30	77	30	14	30	14	11	30
2000	71	23	71	23	9	23	9	10	1
2001	44	22	44	22	8	22	8	10	22
2002	22	22	22	22	8	22	8	10	22
2003	21	21	21	21	8	21	8	10	21
2004	11	0	33	1	0	1	0	1	11
2005	5	5	27	5	2	5	2	3	5
2006	2	2	19	2	0	2	0	0	2
2007	2	2	14	2	0	2	0	0	2
2008	6	6	18	6	2	6	2	5	6
2009	7	7	9	7	3	7	3	3	7
2010	8	8	8	7	2	8	2	5	6

Sanginjoki on luontaisesti hapan ja runsashumuksinen joki, jonka seurauksena vesi on väritään ruskeaa. Joen alaosan näytteenottopisteessä pitkän aikavälin keskimääräinen väriluku on 280 mg Pt/l ja kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) 30 mg/l. Suurimmat väriarvot on mitattu pääsääntöisesti kesäaikaan. Vuosina 1998–2000 sekä vuonna 2004 kesän väriarvot ovat olleet 500–600 mg/l (Kuva 5).



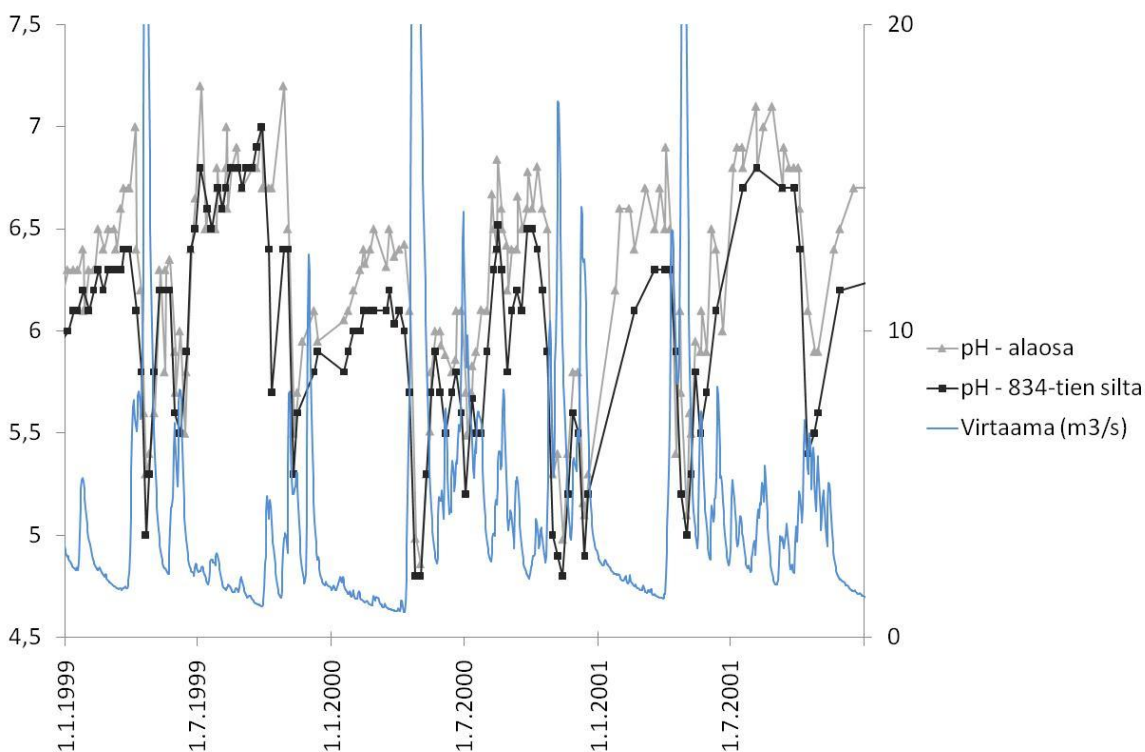
Kuva 5. Väriarvojen ja kemiallisen hapenkulutuksen vaihtelu Sanginjoen alaosalla vuosina 1991–2010.

Sanginjoen happamuustaso on ollut ajoittain kriittinen joen eliöstön kannalta. Alaosan näytteenotopisteissä (830-tien silta ja golfkenttä) aikavälillä 1991–2010 pH on laskenut alle viiden vuosina 1998, 2000, 2004 ja 2006. Alhaisimmat pH-arvot on kyseisinä vuosina mitattu lähinnä kesällä tai loppusyksystä. Vuosia, jolloin pH on laskenut alle 5,5:n on huomattavasti enemmän. Taulukossa 4 on esitetty viisivuotiskausittain joen alaosan näytteenotopisteen pH-havaintojen lukumäärä kokonaisuudessaan ja niiden havaintojen määrä, jolloin pH on ollut alle 5,5. Seurannan perusteella voidaan todeta, että pH on laskenut 2000-luvulla useammin alle arvon 5,5 kuin 1990-luvulla. 2000-luvulla pH on alaosalla laskenut lähes vuosittain alle 5,5. Tarkastelua ei voitu ulottaa 1980-luvulle, koska tältä ajanjaksolta pH-havaintoja oli lukumääräisesti hyvin vähän.

Taulukko 4. Sanginjoen alaosan näytteenotopisteen pH-havaintojen lukumäärä kokonaisuudessaan ja niiden havaintojen lukumäärä, jolloin pH on ollut alle 5,5 sekä näiden havaintojen osuus (%) kokonaismäärästä.

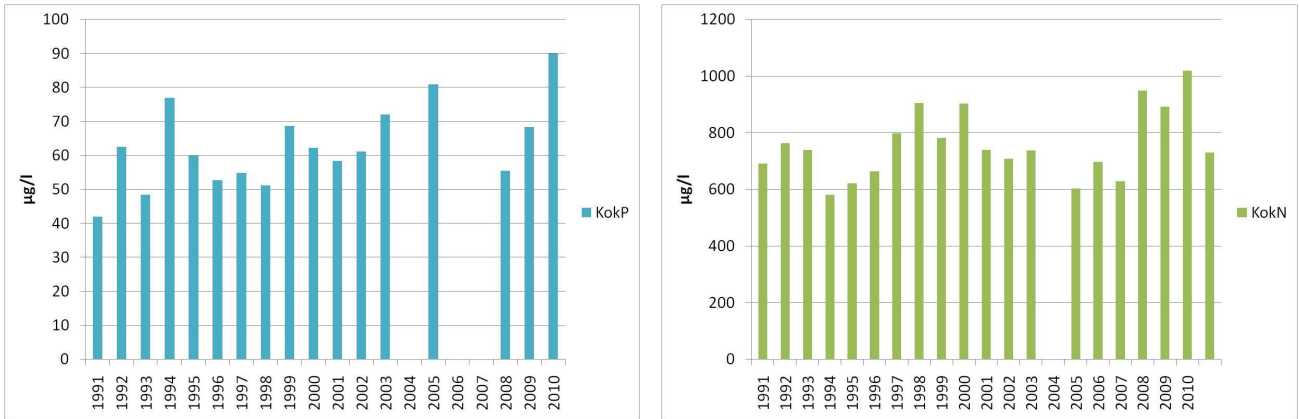
Aikaväli	pH-havaintojen lukumäärä yhteensä	pH-havaintojen lukumäärä, kun pH < 5,5	Alle 5,5 pH-havaintojen %-osuus
1990–1994	23	2	9 %
1995–1999	160	19	12 %
2000–2004	191	29	15 %
2005–2010	96	19	20 %

Vuosina 1999–2001 pH-seuranta on tehty tiiviisti myös Sanginjoen 834-tien sillan kohdalta. Seurannan perusteella voidaan todeta, että pH on ollut joen keskiosalla lähes poikkeuksetta alhaisempi kuin alaosalla. Joen keskiosalla pH-arvot ovat laskeneet alle 5,5 myös pienemmillä virtaamilla (Kuva 6). Ekologisen luokittelun perusteella Sanginjoen pH minimien mediaani 4,7 ilmentää huonoa tilaa. Luvuissa 3.1 ja 3.2 on käsitelty tarkemmin pH-vaihteluja Sanginjoen pääuomassa ja sivu-uomissa.



Kuva 6. pH-vaihtelu Sanginjoen alaosalla ja keskiosalla 834-tien sillalla.

Kokonaisfosforipitoisuuksien perusteella Sanginjoen tila on välttävä ja kokonaistyyppipitoisuuksien perusteella hyvä. Ekologisen luokittelun fysikaalis-kemiallisessa kokonaisarviossa, jonka mukaan Sanginjoen tila on välttävä, on painotettu fosforin pitoisuutta, koska sillä on selvempi yhteys rehevöitymiseen. Pitkän aikavälin keskimääräinen kasvukauden aikainen kokonaisfosforipitoisuus joen alaosalla on 63 µg/l ja kokonaistyyppipitoisuus 773 µg/l (Kuva 7).

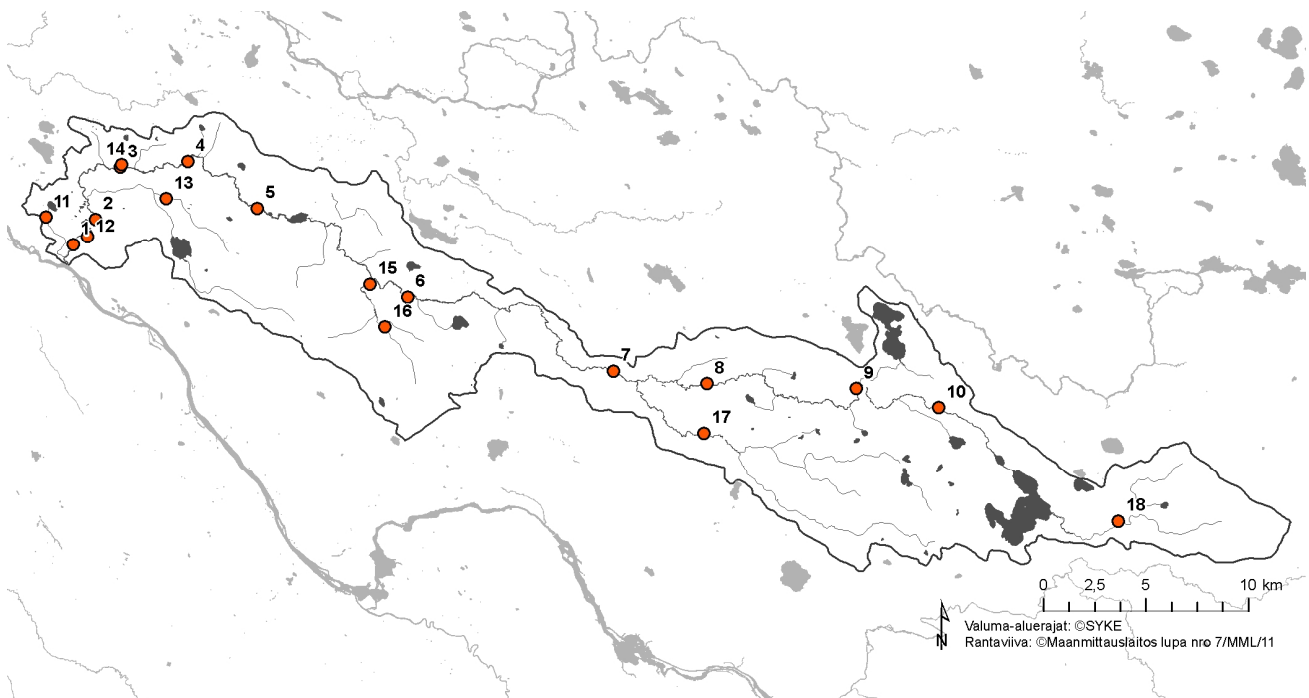


Kuva 7. Kokonaisfosforin ja -tyypin kasvukauden keskiarvot 1991–2010 Sanginjoen alaosalla.

2.2.2 Sanginjoen vedenlaatu pääuomassa ja sivu-uomissa vuosina 2008–2009

Pohjaeläin- ja piilevänäytteenoton yhteydessä vuosina 2008–2009 Sanginjoelta otettiin myös vesinäytteet. Eri puolilta valuma-aluetta valittiin yhteensä 18 seurantapaikkaa, joista 10 oli pääuomassa (1-10) ja yhdeksän sivupuroissa (11–18) (Kuva 8,

Taulukko 5).



Kuva 8. Sanginjoen valuma-alueen pohjaeläinten, piilevien ja veden laadun näytteenottopisteet.

Taulukko 5. Näytteenottopisteiden nimet.

Näytepisteet Sanginjoessa		Näytepisteet sivu-uomissa	
1	Sanginjoki, Myllykoski	11	Lylyoja
2	Sanginjoki, Vääräkoski	12	Kuuro-oja, Peräkylä
3	Sanginjoki, Laukkalankoski	13	Pilpaoja, Miehonsuon alapuoli
4	Sanginjoki, Sadinkoski	14	Laukkala, oja
5	Sanginjoki, Kurraisenkankaan koski	15	Koivuoja alaosa
6	Sanginjoki, Vaarankoski	16	Koivuoja yläosa
7	Sanginjoki, Aittokoski	17	Koivujoki
8	Sanginjoki, Kivelä	18	Itäoja, Itälä
9	Sanginjoki, Järviojan alapuoli		
10	Sanginjoki, Puutturinkangas		

Alhainen puskurikyky ja pH ovat tyypillisiä humuspitoisille vesistöille. Sanginjoella happamuus kasvaa tulvajaksoilla keväisin ja syksyisin sekä kesäisin voimakkaiden sadejaksojen yhteydessä. Tuolloin alkaliniteetti laskee paikoin huonolle tasolle (<0,05 mmol/l) ja pH laskee jopa alle viiden. Alivirtaaman aikana syksyllä alkaliniteetti oli vuosina 2008 ja 2009 välillä 0,08-0,1 mmo/l, jolloin puskurikyky oli välttävällä tasolla. Tuolloin pH oli pääuomassa yleisesti välillä 5,7–6,3. Pääuomassa ei havaittu merkittäviä eroja ala- ja yläosan pisteiden välillä. Sähkönjohtavuus oli pääuoman alaosalla välillä 35–40 mS/m ja yläosalla 25–30 mS/m, mikä kertoo siitä, että suurimmat ihmistoiminnan paineet kohdistuvat ennen kaikkea joen alaosalle. Sähkönjohtavuus mittaa vedessä olevien liuenneiden ionien määrää ja se kasvaa veden eri aineiden pitoisuuksien lisääntyessä. Tämän vuoksi sitä voidaan pitää yhtenä ihmistoiminnan, esimerkiksi maankäytöstä aiheutuvan kuormituksen, vesistövaikutusten mittarina.

Kiintoaineen pitoisuus oli joen alaosalla suurempi kuin yläosalla ja se vaihteli välillä 6,2–8,7 mg/l. Joen valuma-alueella harjoitettavista maankäyttömuodoista veden kiintoainepitoisuuksia kasvattavat etenkin valuma-alueen ojitustoiminta ja turvetuotanto. Kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli keskimäärin välillä 50–75 µg/l, mikä ilmentää merkittävää rehevyyttä. Pääuoman kokonais- ja fosfaattifosforin maksimipitoisuudet havaittiin joen yläosalla, Järviojan alapuolisessa näytepisteessä (9). Fosfaattifosforin pitoisuudet olivat melko korkeita; keskimäärin 13–28 µg/l. Kokonaistyyppipitoisuus vaihteli keskimäärin välillä 717–1240 µg/l. Maksimipitoisuus havaittiin joen alaosalla, Vääräkosken mittauspisteessä (2). Kokonaistyyppipitoisuuden suhteen joki on hyvässä tilassa. Ammoniumtyypin pitoisuudet vaihtelivat keskimäärin välillä 9-19 µg/l. Kokonaisraudan pitoisuus oli pienempi joen yläosalla ja pitoisuus vaihteli pääuomassa keskimäärin välillä 2500–3500 µg/l, mikä on hyvin tyypillistä voimakkaasti humuspitoisille vesille. Myös alumiinin kokonaispitoisuus oli pienempi yläosalla kuin alaosalla (keskimäärin 178–380 µg/l). Alumiini sitoutuu humusaineisiin, mikä vähentää sen myrkyllisyyttä eliöille.

Sanginjoen sivu-uomat ovat myös humuspitoisia (väriluku 190–380 mg Pt/l ja COD_{Mn} 16–49 mg/l). Pilpaojassa (13) havaittiin suurimmat orgaanisen aineksen pitoisuudet. Ojan valuma-alueella on kaksi turvetuotantoaluetta, joiden valumavedet laskevat Pilpaojaan. Sivuuomissa alkaliniteetti laski tulvajaksoina pääasiassa välttävälle tai huonolle tasolle ja pH oli välillä 4,9–5,9. Koivujoessa (17) ja Kuuro-ojassa (12) puskurikykyä ei ollut syksyn sadejakson aikana lainkaan. Myös alivirtaa-

man aikana alkaliniteetti oli näissä pisteissä <0,1 mmol/l ja pH < 6. Valuma-alueen alaosan Lylyojassa (11) sekä kiintoaineen (keskimäärin 32 mg/l) että ravinteiden keskimääräiset pitoisuudet olivat korkeita (kokonaisfosfori 268 µg/l, fosfaattifosfori 108 µg/l, kokonaistyyppi 1200 µg/l ja ammoniumtyppi 78 µg/l). Muissa paikoissa keskimääräiset pitoisuudet vaihtelivat seuraavasti: kiintoaine 4-41 mg/l, kokonaisfosfori 24-72 µg/l, fosfaattifosfori 12-51 µg/l, kokonaistyyppi 460-1200 µg/l ja ammoniumtyppi 5-146 µg/l. Sekä ammoniumtyppi- että kokonaistyyppipitoisuudet olivat korkeita Pilpaojassa ja Laukkalan ojassa, jotka ovat valuma-alueen alaosalla. Myös fosforipitoisuudet olivat näissä ojissa korkeita. Pitoisuuksia kohottaa etenkin turvetuotanto sekä maa- ja metsätalous. Kokonaisraudan keskimääräinen pitoisuus vaihteli sivu-uomissa välillä 3300–7200 µg/l ja kokonaisalumiinin välillä 220–820 µg/l. Pilpaojassa raudan pitoisuus oli suurin, mikä ilmentää turvetuotannon vaikutuksia.

2.3 Ekologinen tila

Sanginjoen ekologinen tila arvioitiin vuosina 2008 ja 2009 otettujen pohjaeläin- ja piilevänäytteiden perusteella. Näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 8. Näytteet otettiin syys-lokakuun vaihteessa. Näytteenoton yhteydessä määritettiin ympäristömuuttujia, kuten veden syvyys, virtausnopeus, vesikasvien peittävyys, partikkelikoko, uoman leveys, rantaviivan eheys sekä rannan havu- ja lehtipuiden osuus. Piilevät harjattiin viideltä kiveltä näytepurkkiin. Piilevänäytteet käsiteltiin väkellä happoliuksella (H₂SO₄ + HNO₃ 1:2), jonka jälkeen jokaisesta näytepisteestä tehtiin kolme preparaattia lajiston määrittämistä varten. Kustakin näytteestä laskettiin piileviä n. 400 kpl. Pohjaeläimet kerättiin semikvantitatiivisella käsihaavimenetelmällä (SFS 5077), jonka jälkeen näytteet säilöttiin 75 % etanoliin. Pohjaeläimet poimittiin näytteistä ja määritettiin laboratoriossa. Mikäli eläimiä oli runsaasti näytteessä, näyte ositettiin pienempiin osiin. Harvalukuiset ja suurikokoiset lajit poimittiin koko näytteestä. Surviaissäsket (*Chironomidae*) määritettiin heimotasolle muut suku- tai lajitasolle. Harvasukasmadot (*Oligochaeta*) ja vesipunkit (*Hydracarina*) jätettiin huomiotta.

Aineiston perusteella laskettiin ekologista tilaa kuvaavat laatusuhteet piileville ja pohjaeläimille. Laskennassa verrattiin tietyn biologisen muuttujan havaittuja arvoja saman jokityypin vertailuolaja kuvaavaan vastaavaan arvoon (O/E- suhde). Vertailujokien valuma-alueilla on hyvin vähän tai ei lainkaan ihmistoimintaa. Piileville laskettiin IPS-indeksi, joka kuvaa pääasiassa orgaanista kuormitusta, mutta ilmentää myös rehevöitymistä ja ACID- indeksi, joka kuvaa happamuudelle herkkien ja happamuutta kestävien taksonien suhdetta. Pohjaeläimille laskettiin ASPT- ja AWIC- indeksit. ASPT on Euroopassa paljon käytetty orgaanisen kuormituksen indikaattori. AWIC-indeksi puolestaan kuvaa happamuutta. Indeksien pohjalta määritettiin lopullinen kullekin näytteenottopisteelle ominainen ekologinen tilaluokka laskemalla indekseistä mediaanit (Taulukko 6)

Taulukkoon 6 on laskettu mediaanit eri ekologisen tilaluokan indekseistä vuosina 2008 ja 2009 otettujen näytteiden perusteella. Niiden perusteella joen pääuoman ekologinen tila on pääosin tyydyttävä (kahdessa alaosan pisteessä hyvä) ja sivupurojen tila pääosin tyydyttävä tai välttävä. Kuuro-ojan ekologinen tila on huono ja Koivuojan alapuolisen pisteen erinomainen.

Taulukko 6. Pääuoman näytopisteiden ekologisen tilan luokat eri indeksien mukaan.

PAIKKA	PAIKAN NRO.	TILALUOKKA
Sanginjoki, Myllykoski	1	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Vääräkoski	2	HYVÄ
Sanginjoki, Laukkalankoski	3	HYVÄ
Sanginjoki, Sadinkoski	4	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Kurraisenkangas	5	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Vaarankoski	6	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Aittokylä	7	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Kivelä	8	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Järviojan ap.	9	TYDYTTÄVÄ
Sanginjoki, Puutturinkangas	10	TYDYTTÄVÄ
Lylyoja	11	VÄLTTÄVÄ
Kuuro-oja, Peräkylä	12	HUONO
Pilpaoja, Miehonsuon ap.	13	TYDYTTÄVÄ
Laukkala, oja	14	VÄLTTÄVÄ
Koivuoja alaosa	15	ERINOMAINEN
Koivuoja yläosa	16	TYDYTTÄVÄ
Koivujoki	17	TYDYTTÄVÄ
Itäoja, Itälä	18	VÄLTTÄVÄ

Kun tarkasteltiin tarkemmin eri indeksejä, niin Sanginjoen ekologisessa tilassa havaittiin merkittävää paikallista ja ajallista vaihtelua (Liite 2). Pohjaeläinten ja piilevien perusteella lasketut ekologisen tilan luokat poikkesivat myös toisistaan, mikä johtuu niiden erilaisista vasteista ympäristöolosuhteisiin, kuten happamuuteen. Myös eri taksonomisten ryhmien vasteet ympäristöolosuhteisiin olivat erilaisia. Pääuomassa ekologinen tila ilmensi pohjaeläimillä pääosin hyvää tai jopa erinomaista tilaa, kun taas sivu-uomissa ekologinen tila oli yleisesti tyydyttävä tai sitä huonompi. Piilevien perusteella lasketun tilaluokituksen mukaan sekä pääuoman että sivu-uomien pisteet olivat pääosin välttävissä tai tyydyttävissä tilassa. IPS-indeksin mukaan pääuoman ja sivu-uomien pisteet olivat jopa erinomaisessa tilassa. Vuosien välistä vaihtelua oli pohjaeläimillä vähemmän kuin piilevillä.

Pohjaeläimille laskettu AWIC-indeksi huomioi veden happamuuden ja sitä onkin käytetty nimenomaan happamoitumisen mittarina. Sen mukaan happamuus ei niinkään näkyisi pääuoman lajistossa (tilaluokka erinomainen tai hyvä). Sen sijaan sivu-uomien kaikki havaintopaikat luokittuivat pääasiassa tyydyttävään tai välttävään tilaluokkaan, joten niiden lajistossa happamuus näkyy selkeästi muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta (Koivuojan pisteet). Piilevillä happamuuden huomioiva ACID-indeksi antoi kuitenkin lähes päinvastaisia tuloksia kuin pohjaeläinten AWIC-indeksi. Sen mukaan pääuoman pisteet ovat pääosin välttävissä tai tyydyttävissä tilassa, kun taas sivu-uomien pisteet hyvässä tai erinomaisessa tilassa.

Pohjaeläinten ASPT-indeksin mukaan tilanne sekä pää- että sivu-uomien näytopisteissä on joko erinomainen tai hyvä. Myös piilevien IPS- indeksin mukaan sekä pääuoman että sivu-uomien havaintopaikat ovat hyvässä tai erinomaisessa tilassa. APST ja IPS mittaavat joen yleistä rehevyyttä.

soa. Niiden perusteella voidaan todeta, että rehevyys ei ole Sanginjoen vesiensuojelullinen ongelma.

2.3.1 Piilevät

Sanginjoen pääuomasta määritetyt piilevänäytteet olivat lajistoltaan samankaltaisia. Valtalajina näytteissä esiintyi *Eunotia minor* (Kutzing), jonka osuus lajistosta vaihteli välillä 4,8 - 76,6 %. *Eunotia*-suvun lajit olivat muutenkin hyvin edustettuina pääuoman näytepisteissä, sillä *Eunotia Minorin* lisäksi näytteissä esiintyi mm. *Eunotia Implicata* ja *Eunotia Meisteri*. *Eunotia*-suvun lajit ovat tyypillisesti luokiteltu asidofiiliseksi lajeiksi, jotka sietävät hyvin vesistöjen happamia olosuhteita. Piilevien lajimäärä vaihteli Sanginjoen pääuoman näytepisteissä 11 ja 44 lajin välillä.

Sanginjoen pääuoman näytepisteistä Sadinkoski (4) erosi piilevälajistoltaan eniten pääuoman muista näytepisteistä. Sadinkosken valtalajina oli *Fragilaria Gracilis sl.*, joka suosii vähemmän happamia olosuhteita. Myös Sanginjoen pääuoman yläjuoksulla sijaitsevat Järviojan ap. (9) ja Puutturinkankaan näytepisteet (10) poikkesivat hieman muista pääuoman näytepisteistä. Järviojan ap. näytepisteessä vallitsevana lajina oli asidofiilinen *Frustulia Saxonica* (Rabenhorst), jonka osuus näytepisteen lajistosta oli 49 %. Kyseinen laji indikoi hieman happamia olosuhteita näytepisteessä. Puutturinkankaan näytepisteessä vallitsevana lajina oli planktinen *Asterionella Formosa* (Hassall), jonka osuus lajistossa oli 25 %. Tämä voi johtua siitä, että Puutturinkankaan näytepiste sijaitsee näytepisteistä lähimpänä Sanginjärveä, jolloin näytteeseen tulee myös Sanginjärven planktisia lajeja.

Sanginjoen sivu-uomien lajisto erosi jonkin verran pääuoman lajistosta. Eniten poikkesivat Lylyoja, jossa vallitsevana lajina oli hieman emäksisiä ja reheviä olosuhteita suosiva *Nitzschia Pumila* (Hustedt), jonka osuus oli n. 59 % näytteestä havaituista piilevistä. Ojassa oli myös muita *Nitzschia*-suvun lajeja, jotka indikoivat reheviä olosuhteita. Koivuojan (yläosa ja alaosa) ja Koivujoen näytepisteet olivat lajistoltaan lähimpänä Sanginjoen pääuoman näytepisteitä. Sekä Koivujoessa että Koivuojoessa vallitsevana lajina oli *Eunotia Minor*. *Eunotia*-suvun piilevät olivat vallitsevia myös muissa näytepisteissä.

2.3.2 Pohjaeläimet

Pääuoman havaintopaikkojen välillä ei ollut selkeitä eroja pohjaeläinyhteisöjen välillä. Suhteellisen runsas lajisto indikoi todennäköisesti Sanginjoen melko luonnontilaista elinympäristöä ja hydro-morfologisten tekijöiden luonnontilaisuutta. Joessa pohjaeläinten selviytymistä happamissa olosuhteissa helpottavat todennäköisesti myös humusaineet, jotka sitovat happamuuden vuoksi veteen liuenneita raskasmetalleja vähemmän myrkylliseen muotoon. Pääuoman näytteissä oli runsaasti happamuutta hyvin sietäviä lajeja. Kuitenkin joitakin happamuudelle herkkiä taksoneita puuttui kokonaan, kuten *Baetis*-suvun päivänkorentoja, joista oli vain yksittäisiä havaintoja. Tämä viittaa vahvasti veden happamuuden pitkäaikaisiin vaikutuksiin. Valtalajeina olivat koskikorennot (*Plecoptera*) ja etenkin *Nemoura*-suvun lajeja ja *Taeniopteryx nebulosaa* esiintyi runsaasti. Peto-koskikorentojen (*Perlodidae*) osuus oli suurimmillaan joen keski- ja yläosalla. Päivänkorennoista *Heptagenia*- ja *Leptophlebia*-sukujen lajit olivat valtalajeina. Vesisiiraa (*Asellus aquaticus*) esiintyi eniten uoman keskiosalla. Vesiperhosista (*Trichoptera*) olivat vallitsevia Polycentropodidae-heimon lajit (*Neureclipsis bimaculata* ja *Polycentropus flavomaculatus*). Eniten niitä oli joen yläosal-

la. Myös *Hydropsychidae*- heimon vesiperhosia oli runsaasti joen yläosalla. Kaksisiipisistä (*Diptera*) mäkärät (*Simuliidae*) ja surviaissäasket (*Chironomidae*) olivat vallitsevia.

Sivu-uomissa pohjaeläinten yksilö- ja taksonimäärä olivat alhaisempia kuin pääuomassa lukuun ottamatta näiden suhteen eniten pääuoman pisteitä muistuttavia Koivuojan pisteitä. *Nemouridae*-suvun koskikorennot olivat vallitsevia joka paikassa. Koivuojen pisteessä (17) *Taeniopteryx nebulosaa* esiintyi runsaasti. Myös petokoskikorentojen osuus oli suurin Koivuojen pisteessä. *Baetis*-päivänkorentoja oli Pilpaojan ja Koivuojan näytteissä. Vesiperhosista valtalajeina olivat *Polycentropodidae*-, *Rhyacophilidae*- ja *Limnephilidae*- heimojen lajit. Kaksisiipisistä surviaissäasket (*Chironomidae*) ja mäkärät (*Simuliidae*) olivat vallitsevia.

2.4 Kalasto

2.4.1 Lajisto ja istutukset

Sanginjoen kalastoseurantaa on toteutettu Oulujoen ja Oulujärven moninaiskäyttöohjelmaan kuuluvan lohenpoikasten istutushankkeen (mm. Tuohino 2010), Lohen palauttaminen Oulu- ja Lo-sosinkajokiin-hankkeen (Mäki-Petäys ym. 2008), Vaelluskalojen lisääntymis- ja kalastusmahdollisuuksien parantaminen Oulujoen alaosalla-hankkeen (Tertsunen ym. 2006) ja Oulujoen alaosan kalataloustarkkailun (mm. Taskila 2005 ja 2011) yhteydessä. Seurantojen perusteella Sanginjoen kalastossa esiintyvät ainakin taimen, ahven, hauki, särki, salakka, kiiski, seipi, lahna, kivenuoliainen, kivisimppu, mutu ja made. Joessa esiintyy myös rapuja sekä istutettua kirjolohta, lohta ja puronieriää. Meritaimenen ja lohen poikasia esiintyy etenkin joen alaosalla istutusten seurauksena, mutta myös muutamia taimenen luonnossa kuoriutuneita poikasia on sähkökalastuksissa saatu lähes vuosittain. Paikallisten kalastajien mukaan joelta on lisäksi havaintoja mm. haukien saaliiksi joutuneista nahkiaisista (K. Hanski, suullinen tiedonanto), mutta nahkiaisien lisääntyminen näyttää kuitenkin olevan hyvin heikkoa (Taskila 2007). Vuonna 2004 toteutetun Kalastus Oulun kaupungin vesialueilla -selvityksen kalastuskyselyn mukaan joesta on Merikosken kalatien valmistumisen jälkeen (2003) saatu myös jonkin verran lohta (Taskila 2004).

Jokeen on 1980- ja 1990-luvuilla istutettu yleisimmän istutuslajin, kirjolohen, lisäksi mm. nahkiaista, vaellus- ja planktonsiikaa, järvitaimenta, rapua, kuhaa, haukea sekä puro- ja meritaimenen poikasia (Kylmänen 1985, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1990 ja 1993, Oulun kaupunki 2000, Kainuun TE-keskuksen istutusrekisteri 2005). Lisäksi jokeen on 2000-luvulla Merikosken voimalaitoksen veloitteen mukaisesti vuosittain siirretty noin 25 000 nahkiaista. Tällöin pyyntikokoisten kirjolohien ja taimenten istutusmäärät vaihtelivat 1500 - 3000 kg:n välillä. Vuonna 2000 jokeen istutettiin myös meritaimenen jokipoikasia noin 15 000 kpl ja 2004 meritaimensmoltteja noin 250 kpl. Lohen kesänvanhoja poikasia istutettiin jokeen ensi kerran Merikosken kalatien avautumisen (2003) jälkeen vuonna 2004 istutusmäärän ollessa noin 15 000 kpl (Kainuun TE-keskuksen istutusrekisteri 2005).

Vuosina 2005–2010 Sanginjoella toteutettiin erillistä istutusohjelmaa osana Oulujoen pääuoman ja sivujokien lohen ja meritaimenen kotiutusistutuksia. Vuosittain jokeen istutettiin 2700 - 3600 lohen ja 3400 - 6450 meritaimenen 1-vuotiaista poikasta sekä 3100 - 10500 lohen ja 1600 - 10600 meritaimenen 1-kesäistä poikasta. Ohjelman alkuvuosina istutukset painoutuivat poikasten saataavuudesta johtuen 1-kesäisiin poikasiin. 1-vuotiaiden poikasten osuutta istutuksista kasvatettiin

ohjelman edetessä vuosittain. Lohen osuutta taimeneen verrattuna vähennettiin, koska tarkkailussa havaittiin lohien heikompi säilyvyys. Vuosina 2008 ja 2010 meritaimenen leimauttaminen toteutettiin jo pääasiassa 2-vuotiailla, vaellusikäisillä poikasilla, happamuudesta mahdollisesti johtuvien jokipoikasvaiheen tappioiden välttämiseksi (Tertsunen 2005 - 2007a ja Tuohino 2008 - 2010). Leimauttaminen Sanginjokeen pyrittiin varmistamaan hidastamalla smolttien alusvaellusta (ns. viivästysistutus). Smoltteja pidettiin aitaverkkojen avulla Laukkalankoskella sijaitsevalla sivu-uomalla noin 2 vrk ennen kalojen vapauttamista (Kuva 9).

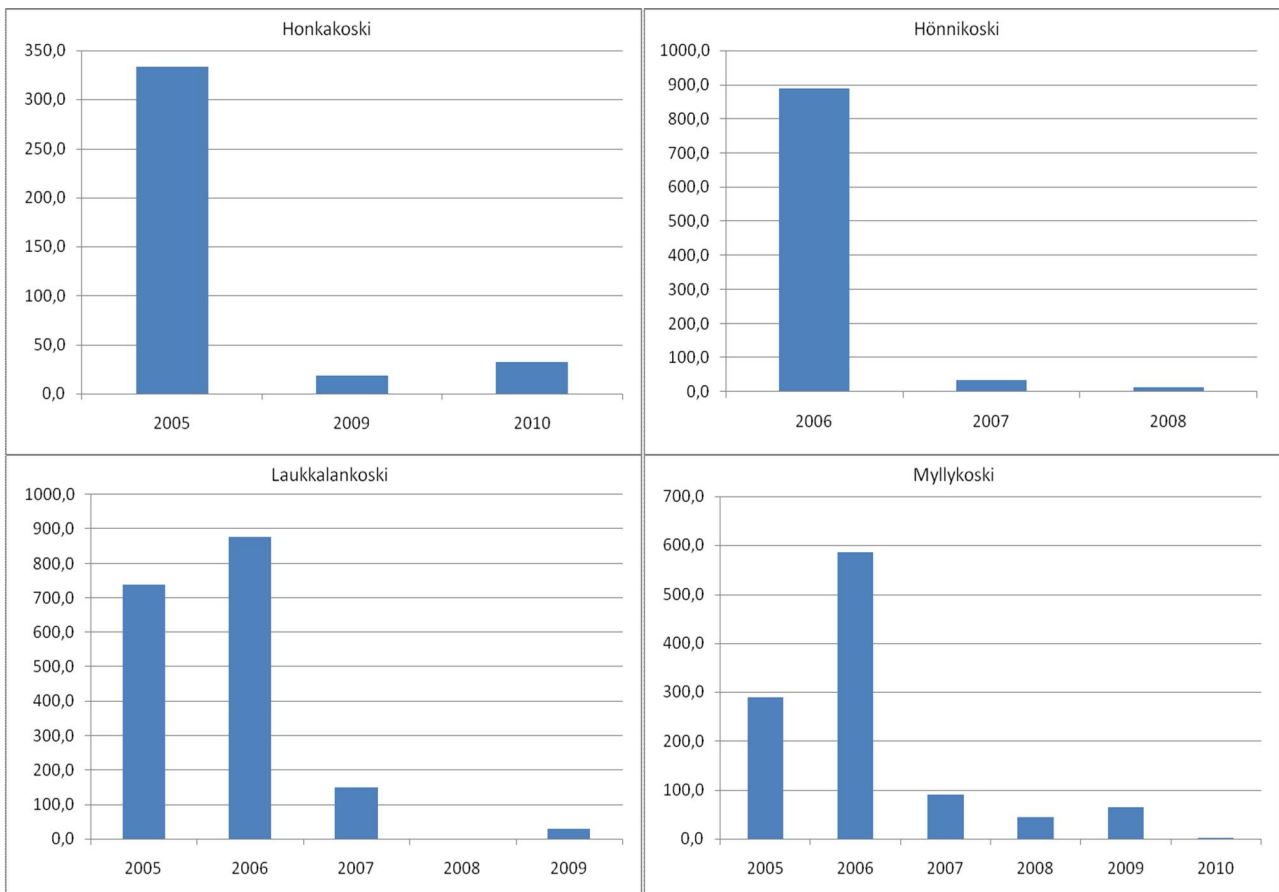


Kuva 9. Pyyntikokoisen kirjolohien, taimenen ja puronierän sekä lohien- ja meritaimenen poikasten istutusten lisäksi meritaimenta on pyritty 2000-luvulla leimauttamaan Sanginjokeen viivästyttämällä vaelluspoikasten vaellusta jokea alaspäin esteverkkojen avulla.

Jokuoman suotuisista rakenteellisista ominaisuuksista huolimatta Sanginjoella ei esiinny harjusta. Tämä johtuu todennäköisesti veden happamuudesta. Harjus, samoin kuin siika ja lohi, on kaikissa kehitysvaiheissaan hyvin herkkä laji veden happamuudelle. Lohien lisääntymistä Sanginjoella ei ole todettu. Toisaalta lohi ei ole hyvästä veden laadusta huolimatta muutenkaan tiettävästi lisääntynyt Oulujärven alapuolisissa sivujoissa ennen voimalaitosten rakentamista (Hurme 1961). Harjusta on tavattu ja tavataan edelleen poikkeuksetta kaikissa Oulujoen sivujoissa Sanginjokea lukuun ottamatta (mm. Tertsunen ym. 2006). Taimen on jonkin verran lohta, siikaa ja harjusta paremmin happamuutta kestävämpi kalalaji. Se näyttäisikin ainakin istutustulosten perusteella viihtyvän Sanginjoessa kohtuullisesti. Lohienpoikasten istutustulokset ovat 2000-luvulla olleet heikot. Meritaimenten poikasten menestyminen on ollut parempaa joen ala- kuin yläosalla ja myös taimenen vastakuoriutuneita poikasista tavataan vain joen alaosan koskilla (Tertsunen 2005 - 2007b ja Tuohino 2008 - 2010). Luonnossa kuoriutuneiden taimenten poikasten perimää (paikallinen taimen / meritaimen) ei toistaiseksi ole selvitetty. Sähkökalastusten perusteella lajimäärä kasvaa siirryttäessä joen yläosilta joen alaosalle (Liite 3 ja Tertsunen 2006). Varsinaisia kalakuolemia on joella vesialueiden omistajien ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen tilaston mukaan havaittu kesällä 2004 (paikallinen kalakuolema joen alaosan pienellä alueella) sekä loppuvuodesta 2006 (laaja kalakuolema, joen keski- ja alaosalta).

2.4.2 Kalaston tila ja kehitys

Vaikka kalastajien lähinnä pyyntikokoisena istutetusta kirjolohesta ja taimenesta koostuva saalis Sanginjoessa on viime vuosina pysytellyt hyvänä (mm. Taskila 2011), on luontainen kalasto taantunut voimakkaasti. Ylisiirrettyjen nahkiaisten tai puronahkiaisten toukkia havaittiin joen alaosan suvannoilla 80-luvulla vielä yleisesti (keskimäärin 1,6 kpl/m² ja parhaimmalla suvannolla 3,8 kpl/m², Lyytinen 1984), mutta huomattavasti vähemmän jo 90-luvulla (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto Oy 1994). Vuonna 2007 aiemmin parhaimmiksi havaituilla suvannoilla toteutetussa toukkakartoituksissa löydettiin enää yksi nahkaisen toukka (Taskila 2007). Sähkökalastusten mukaan kalaston taantuminen joessa on jatkunut 2000-luvulla ollen voimakkainta vuosien 2006 ja 2007 välillä (Kuva 10 ja Liite 3), jolloin joessa todettiin kalakuolemia kuivan syyskesän jälkeisten suurten valuntojen aikana, kuten myös muissa Pohjois-Pohjanmaan jokivesissä.



Kuva 10. Koskikohtainen kalabiomassa (g/aari) Sanginjoen sähkökalastuksissa 2000-luvulla (huom. poikkeavat asteikot). *Istutuksista peräisin olevat lohet ja taimenet sekä vuosina 2005 ja 2006 saadut ravut eivät sisälly biomassoihin. Myllykosken 2010 tulokset Taskilan (2011) mukaan.

Erityisen voimakkaasti koskikalaston taantuminen on kohdistunut kivisimppuihin. Kun niiden tiheydet joessa olivat vuosina 2005 ja 2006 kohteesta riippuen 14,5 – 114,3 kpl/100m², tavattiin yksittäisiä simppuja seuraavan kerran vasta vuonna 2009 (0,5-0,6 kpl/100m²). Kuvaavaa on myös muiden kalalajien väheneminen; istutettuja merilohen ja taimenen poikasia lukuun ottamatta esimerkiksi vuonna 2005 sähkökalastuksissa tavattiin 10 eri kalalajia, mutta vuoden 2006 jälkeisissä koekalastuksissa lajiluku on vaihdellut kahdesta (2008) kuuteen (2009). Purotaimenten istutus-

kokeilun yhteydessä 1980-luvulla tehdyissä sähkökalastuksissa yleisimmät lajit olivat vielä ki-visimppu, mutua ja made (Kylmänen 1985). Näistä mutua on tavattu vain vuonna 2005 Laukkalan-koskelta (0,7 kpl/100m², Liite 3). Mutua on todettu useiden lohikalajien (ja särjen) ohella happamuudelle herkäksi lajiksi (mm. Bergquist 1991).

Muutokset eri kalalajien, kuten nahkiaisen ja mudun, esiintymisessä 80-luvulta lähtien voivat olla yhteydessä vedenlaadun kehitykseen. Jokiveden pH on laskenut 2000-luvulle tultaessa aiempia vuosikymmeniä useammin alle arvon 5,5 (ks. kappale 2.1.1). Vuoden 2006 jälkeinen kalaston voimakas taantuminen liittyy niin ikään heikkoon vedenlaatuun (alhainen pH, korkea rauta- ja alumiinipitoisuus) loppusyksyllä 2006, mitä tukee myös havainnot kyseisellä ajanjaksolla tapahtuneista kalakuolemasta (Tertsunen 2007b).

Kalaston nykyistä tilaa voidaan myös kuvata luokittelemalla käytettävissä oleva seuranta-aineisto EU:n vesipuitedirektiivin vaatimusten mukaisella, eri eliöryhmien ekologisella luokittelulla. Jokikalaston osalta luokittelu perustuu tietoihin kalaston koostumuksesta, runsaussuhteista ja ikärakenteesta. Tämä ns. kansallinen kalaindeksi (FiFi – Finnish fish index) on ekologista tilaa kuvaava suhdeluku, jonka perusteella varsinainen viisiportainen sanallinen luokitus tehdään. Indeksia lasketaan vertaamalla luokiteltavan vesimuodostuman kalastotietoja kyseisen jokityypin (Sanginjoen osalta ns. keskiuuret turvemaiden joet, tyyppi 4) lähellä luonnontilaa oleviin vertailualueisiin (katso Vehanen ym. 2006). Vuosien 2007 ja 2009 sähkökalastustietojen ja edellä kuvatun luokittelun tulosten perusteella Sanginjoen voidaan lajiston taantumisesta huolimatta katsoa olevan vielä hyvässä tilassa (indeksin arvo vähintään 0,5), kun laskentaan otetaan mukaan istutetut taimenet. Kun istutetut meritaimenet jätetään tarkastelun ulkopuolelle, on esim. Laukkalankoski vielä luokassa hyvä. Tämä johtuu koskesta tavatuista taimenien vastakuoriutuneista poikasista. Sen sijaan muiden havaintopaikkojen FiFi-indeksi putoaa arvoon tyydyttävä (alle 0,5) tai välttävä (alle 0,4). Koska vastakuoriutuneiden lohikalajien poikasten merkitys luokittelussa on suuri, on Sanginjoen tila kalaston osalta vain välttävä sellaisina vuosina, jolloin 0-vuotiaita taimenien poikasasia ei saaliissa esiinny (*viite Sutela*).

Vaikka Sanginjoen kalastossa on viime vuosina tapahtunut muutoksia, kalaston nykyinen tila poikkeaa vielä edukseen useiden happamuudesta kärsivien Pohjanmaan jokien kalaston tilasta. Yllä kuvattua taimenien luonnollista lisääntymistä sekä meritaimenien kohtuullisia istutustuloksia voidaan pitää merkinä siitä, että joki soveltuu myös vaativampien kalojen elinympäristöksi. Joen runsas koskipinta-ala, soveltuva pohjamateriaali useilla koskijaksilla sekä jokiuoman luontainen morfologia (Tertsunen 2006) edesauttavat esimerkiksi taimenien esiintymistä. Poikasten kuoriutuminen ja istutuspoikasten hyvä esiintyminen eivät kuitenkaan vielä takaa poikasten pitempiaikaista säilyvyyttä, sillä esimerkiksi meritaimenien esiintymiseen vaikuttaa voimakkaasti myös smolttiutumisaikakohdan aikainen vedenlaatu (mm. Soivio ym 1998).

3 Happaman huuhtouman muodostuminen

3.1 Veden pH Sanginjoen alaosalla ja siihen vaikuttavat tekijät

3.1.1 Tausta ja menetelmät

Sanginjoen alaosalla, lähellä jokisuuta, on sijainnut ns. jatkuvatoiminen vedenkorkeuden, pH:n ja lämpötilan seuranta-asema vuodesta 2004 saakka. Vuoden 2009 lopulla asemasta tehtiin ympärivuotinen, jolloin myös talvi- ja kevättulvan aikainen seuranta ja laitteiston huolto mahdollistui paremmin ja etenkin virtaamien arviointi tarkentui huomattavasti aikaisemmasta. Hankkeen aikana on seurattu virtaamien, pH:n ja lämpötilan vaihtelua mittausaseman avulla. Yleisemmin joen vedenlaadusta ja sen kehityksestä 1980-luvun lopulta lähtien on kerrottu kappaleessa 2.2.

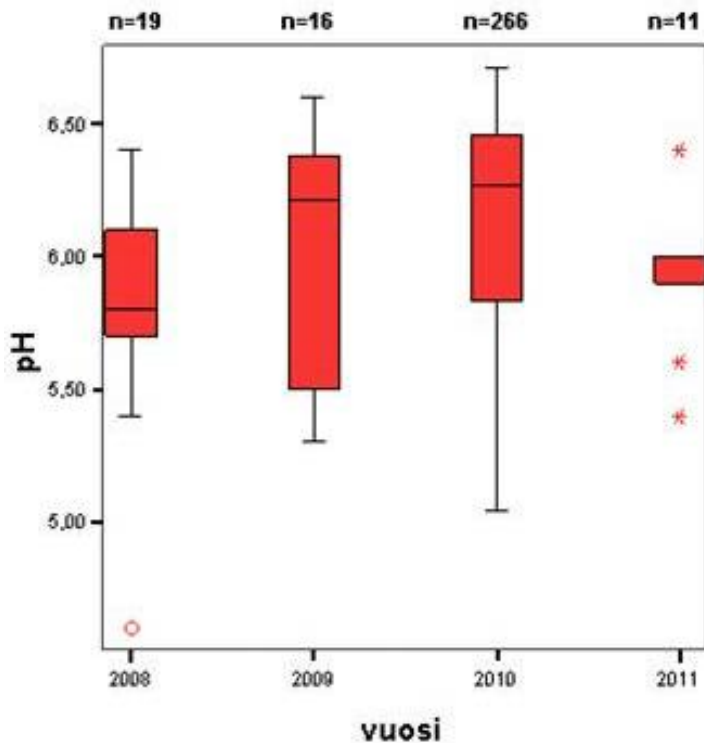
Valuntojen suuruudella on havaittu olevan merkittävä vaikutus Sanginjoen pH-arvoihin (Tertsunen 2006, Pitkänen 2004), mutta riippuvuuden vaihtelua ajallisesti, mahdollisia muita tekijöitä ja pH:n ennustettavuutta virtaaman avulla ei ole aiemmin selvitetty. Useamman vuoden aikana kertynyt pH/virtaama -aineisto ja aseman ympärivuotinen toiminta mahdollisti riippuvuuden ja ajallisen vaihtelun arvioinnin, minkä lisäksi pH:n ennustettavuudelle virtaaman avulla voitiin määrittää alustava yhtälö. pH-vaihtelun ennakoinnin (joen käyttäjät, kalojen istutukset, viranomaiset) ohella virtaamien mahdollisten kriittisten arvojen avulla haluttiin myös tietoa mahdollisten happamuuteen vaikuttavien vesiensuojelurakenteiden mitoitusvirtaamaa varten.

Joen virtaaman, pH-arvojen sekä niiden välisten suhteiden tarkastelussa eri ajankohtina käytettiin sekä jatkuvatoimisen mittausaseman että varsinaisten vesinäytteiden ja pH-mittausten tuloksia kyseisen ajankohdan virtaamilla. Jatkuvatoimisen mittalaitteiston toimivuus on tarkastettu ajoittain siivikkomittauksin (purkautumiskäyrän luotettavuus virtaaman arvioinnissa) ja vesianalyysin, joiden perusteella on tarvittaessa tehty laitteiston anturitietojen ja purkuohjelman laskennan kalibrointia. Aikoina, jolloin jatkuvatoimista pH-mittausta ei ole tehty, on toteutettu tavanomainen veden laadun seuranta siten, että pH-mittauksia tai vesianalyysijä on tehty avovesikaudella vähintään kaksi kertaa kuukaudessa ja muulloin kerran kuukaudessa.

3.1.2 Tulokset

3.1.2.1 pH joen alaosalla hankkeen aikana

Hankkeen aikana joen pH ennen Oulujokea on vaihdellut välillä 4,6 (4.11.2008) – 6,7 (28.2.2010). Tyypillisesti vesi on ollut hapanta tai lievästi hapanta. mediaani-pH:n oltua vuosina 2008 ja 2011 hieman alle 6 ja vuosina 2009 ja 2010 vastaavasti jonkin verran tason 6 yläpuolella. Silti pH on laskenut hankkeen aikana vuosittain alle 5,5:n (Kuva 11, ks. myös kappale 2.1)

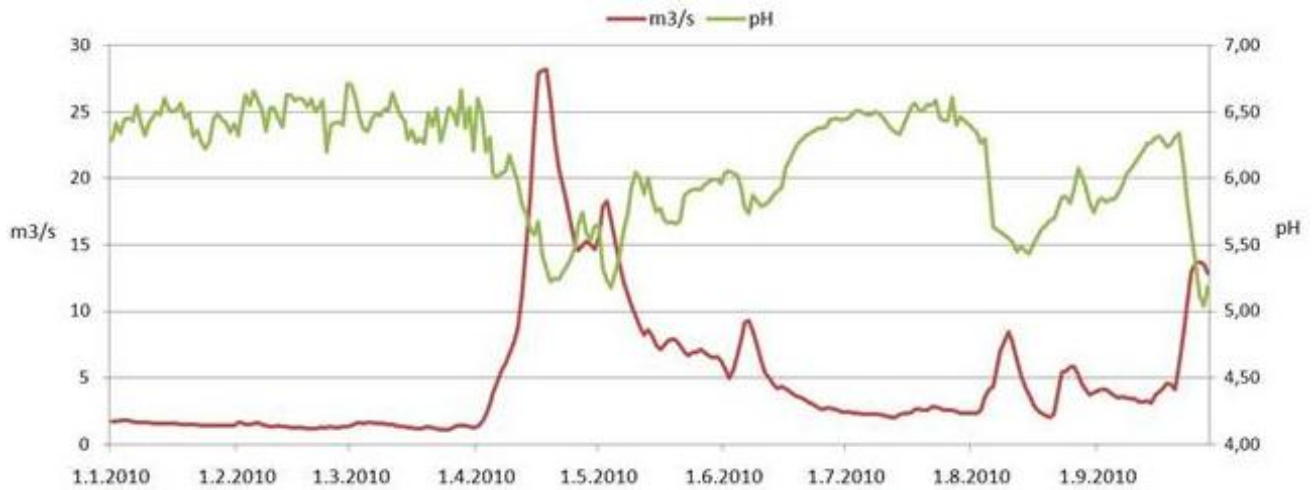


Kuva 11. pH Sanginjoen alaosalla vuosina 2008–2011. Poikkiviivat kuvaavat mediaaniarvoja, laatikot ylä- ja alakvartileja, janojen päät vaihteluväliä ja tähdet ääriarvoja. Vuoden 2008 alin, jakaumasta merkittävästi poikkeava pH-arvo on merkitty ympyrällä.

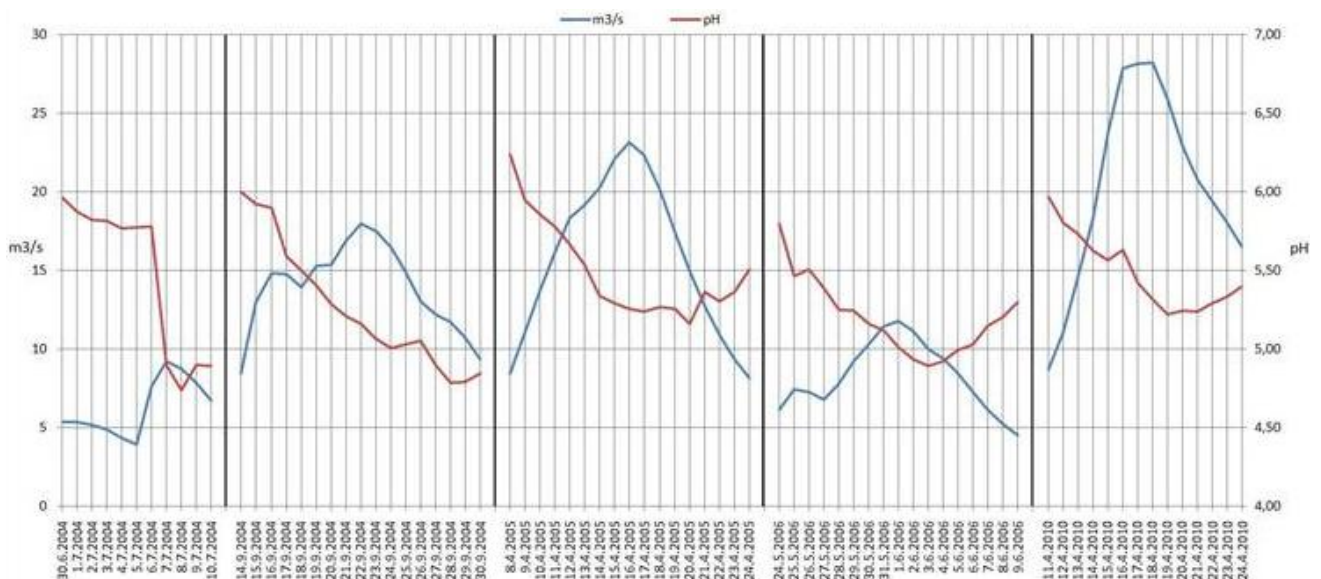
3.1.2.2 pH:n riippuvuus virtaamasta

Vaikka pH eri vuosien aineistoissa laski aina kun virtaama kasvoi ja vastaavasti nousi virtaaman laskiessa (Kuva 12), ei riippuvuus ole täysin selvä. Joen alaosalla alin pH saavutetaan viiveellä virtaamahuippujen jälkeen; vuosina 2004, 2005, 2006 ja 2010 virtaamien ja pH:n vuorokausittaisten keskiarvojen mukaan viive on vaihdellut 1 – 6 vrk riippuen ainakin virtaaman kasvunopeudesta. 11 merkittävimmän virtaamapiikin (ja pH:n laskun) mukaan viive on ollut keskimäärin noin 3 vrk. Kuvassa 13 on esitetty pH:n käyttäytyminen esimerkkitalanteissa erityyppisten virtaamapiikkien aikana.

Lisäksi havaittiin, että pH ei laskenut jaksolla 2004 - 2011 suurimpien virtaamien aikana eli sulamisvesien/kevättulvan mukana kertaakaan alle viiden, vaikka virtaamahuiput vaihtelivat välillä 22,7 – 36,4 m³/s. Alle viiden pH-arvoja mitattiin ainoastaan kesä- ja syysvaluntojen yhteydessä, mikä kertoo myös muiden tekijöiden kuin virtaaman vaikutuksesta pH-tasoon. Yhteistä kevät- ja muunaikaisen pH:n käyttäytymisessä aineiston mukaan kuitenkin oli, että virtaaman noustua tasoon 15 m³/s yli, pH laski alle kuuden. Samoin virtaaman noustua - ajankohdasta riippumatta - korkeammaksi kuin 10 m³/s, pH laski alle 5,5:n. Kesällä tai syksyllä 2004, 2006, 2008 ja 2010 pH on kuitenkin pudonnut 5:een tai sen alapuolelle jo virtaaman noustua tasolle 9-10 m³/s, kuten myös kuvasta 13 voidaan havaita.



Kuva 12. Virtaaman (m³/s) ja pH:n vaihtelu vuonna 2010 Sanginjoen alaosalla.



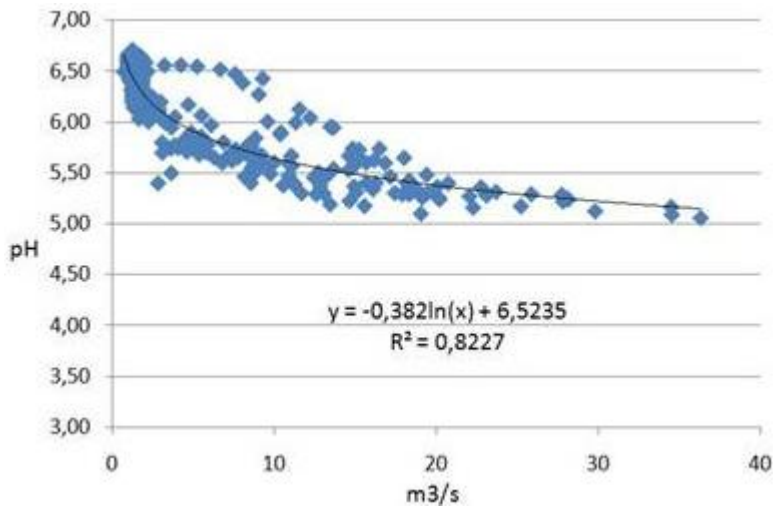
Kuva 13. Viive pH:n muutoksessa suhteessa virtaamapiikin ajoittumiseen esimerkkijankohtina (kesä ja syksy 2004, kevät 2005, kesä 2006 ja kevät 2010).

3.1.2.2.1 Virtaaman ja pH:n riippuvuutta kuvaavat regressiot

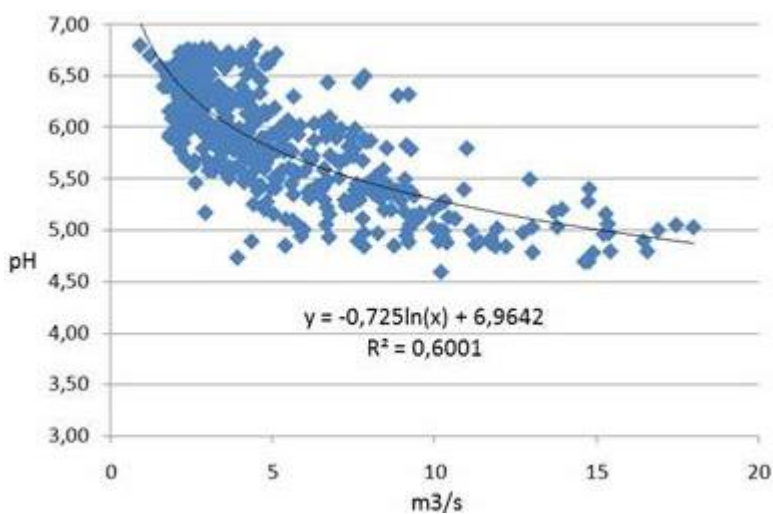
Koska pH:n muutoksessa joen alaosalla oli selkeä viive virtaamaan verrattuna, suora yhtälö virtaaman vaikutuksesta samanaikaiseen pH-tasoon ei vastaisi virtaaman kokonaisvaikutusta. Lisäksi selitysaste muodostuisi heikommaksi kuin ns. korjatulla yhtälöllä, jossa viive pyrittäisiin huomioidaan. Tämän vuoksi keskimääräinen viive korjattiin riippuvuuden tarkastelussa siten, että päiväkohtaisia keskivirtaamia "siirrettiin" ajallisesti kolme vuorokautta taaksepäin. Koska happamuus näytti muuttuvan kesä- syysaikana eri tavalla kuin kevätvaluntojen yhteydessä (alhaisemmat pH-arvot ja happamien pulssien yleisyys jo pienemmilläkin virtaamapiikeillä), pH:n ennustettavuutta virtaaman avulla tarkasteltiin erikseen sekä 1.1. - 20.5. että 21.5 - 31.12 ajoittuvilla jaksoilla.

Tarkasteltaessa virtaaman ja pH:n regressioita voidaan nähdä, että virtaaman ollessa alle 10 m³/s muutokset pH:ssa ovat suurempia kuin yli 10 m³/s virtaamilla. Sekä kevät- että kesä- ja syksytilanteita kuvaavissa regressioissa pH laskee virtaaman kasvaessa negatiivisen logaritmin mukaisesti eli aluksi virtaaman nousu laskee pH:ta nopeammin kuin virtaaman edelleen kasvaessa, jolloin pH:n

muuttuminen on vähäisempää. Erityisen voimakkaasti pH muuttuu alle 10 m³/s virtaamien aikana kesä- ja syksyaikaisen regression mukaan (Kuva 14 ja Kuva 15). Selitysasteet virtaaman selittämälle pH:n vaihtelulle ovat kevään aineistossa erittäin korkea (0,82) ja kesän ja syksyn aineistossa korkea (0,60).



Kuva 14. Sanginjoen alaosan pH:n yhteys virtaaman suuruuteen jaksolla 1.1. - 20.5. vuosien 2004 - 2011 aineiston mukaan (n = 452).



Kuva 15. Sanginjoen alaosan pH:n yhteys virtaaman suuruuteen jaksolla 21.5. - 31.12. vuosien 2004 - 2011 aineiston mukaan (n = 531).

3.1.3 Pohdinta ja johtopäätökset

3.1.3.1 Erot pH-arvoissa vuodenaikojen välillä

Vaikka virtaamaa voidaan käyttää selittävänä tekijänä pH:n muutoksille joen alaosalla, erityisesti kesä- ja syysaikaan joidenkin tekijöiden valumavesiä happamoittava vaikutus korostuu valuntojen suuruudesta huolimatta. Avovesikaudella vesistöissä (valuma-alueen järvissä, puroissa ja itse joes- sa) tapahtuu vesikasvien kuten levien yhteyttämistä, jonka vaikutuksen tulisi olla hiilidioksidin (heikko happo) kulumisen vuoksi pH:lle positiivinen. Esimerkiksi alaosan rehevä järvilaajentuma (Sankilampi) voi olla merkittävä tekijä alaosan pH-tasolle puskuroivan vesimäärän ja etenkin itse vedessä yhteyttämisen vuoksi tapahtuvan pH:n nousun vuoksi; mm. Sankilammen yläpuolella ve-

sinäytteiden pH on ollut alhainen myös pienemmillä virtaamilla ja aikoina, jolloin pH ei kuitenkaan merkittävästi laske joen alaosalla (kappale). Vesikasvien ja levien yhteyttämisestä huolimatta pH kuitenkin laskee juuri avovesikaudella alhaisemmaksi kuin aikana, jolloin yhteyttämisestä vesipat- saassa ei merkittävästi tapahdu (kevättulva). Ilmiö viittaa ainakin seuraaviin geo- että biokemialli- siin tekijöihin, jotka eivät mahdollisesti pääse vaikuttamaan veden laatuun merkittävästi vielä maan ollessa roudassa ja pääosin lumen sulamisesta aiheutuvan suuren valunnan aikana:

- 1) Valuma-alueella on erittäin runsaasti turvemaita ja karuja, happamia soita (ks. kappale 4.4.2) alueella paikoin esiintyvien mustaliuskeiden ja sulfidivien lisäksi. Valumavedet jou- tuvat tekemisiin ko. alueiden orgaanisen tai minerogeenisen happamuuden kanssa vasta, kun riittävä kontakti ja reaktioaika sekä turve- että kivennäismaan sekä mahdollisesti suo- kasvillisuuden kanssa toteutuu. Suurimpien valuntojen aikana maan ollessa roudassa riittä- vä kontakti esim. turpeiden sisältämän orgaanisen happamuuden kanssa ei välttämättä to- teudu, vaan vasta maan sulaessa ja veden viipymän samalla kasvaessa pH laskee. Lisäksi lumen ja sadeveden pH on lähimpien mittauspisteiden (Jaurakkajärvi ja Pyhäntä) mukaan ollut noin 5,1 (Vuorenmaa ym. 1998), jolloin sulamisvesien suhteellisen suuri osuus maa- veteen verrattuna keväisin voi jonkin verran jopa parantaa pH-tilannetta.
- 2) Myöskään yhteytyksessä ioninvaihdon mukana happamuutta aiheuttavien rahkasammalien (mm. Clymo 1964) vaikutusta ei luonnollisesti talvi- tai kevät aikaan vielä tapahdu - vasta kasvukauden alkaessa myös suokasvien happamoittava vaikutus valumavesiin voi toteutua. Suokasvit sitovat kasvukaudella turpeiden muutenkin vähäisiä emäksisiä kationeja, mm. magnesium-, kalium- ja kalsiumioneja (Laine ym. 2002), jolloin turvemaan puskurikyky soil- ta peräisin olevaa tai sinne tulevaa happamuutta vastaan entisestään laskee. Mikrobin, bakteerien ja sienten hajottaessa orgaanista ainesta kuten humusaineita syntyy humus- ja fulvohappoja, jotka laskevat maan pH:ta. Vaikka tutkimusten mukaan biologinen toiminta ei täysin pysähdy ja maahengitystä (hajotustoiminnan aktiivisuus) tapahtuu myös talvella, se on mm. metsämailla vain n. 20 % (Kähkönen ym. 2001) ja peltomailla n. 16 % (Maljanen ym. 2001) kesäaikaisesta maahengityksestä.
- 3) Valuma-alueella esiintyy happamuutta aiheuttavia sulfidipitoisia maita sekä kallioperän mustaliuskeita. Happaman kuormituksen voimakas muodostuminen sulfidimaa-alueilla vaatisi hapettavien olosuhteiden (tehostunut maankuivatus tai vallinneesta säästä johtuva alhainen pohjaveden pinnan taso) lisäksi myös redox-reaktioita katalysoivia tekijöitä, kuten mikrobiologista toimintaa (mm. Virtanen ym. 2010) ja samalla talviaikaista korkeampaa lämpötilaa. Alhaisissa lämpötiloissa tai maan ollessa jäässä maaperän kemialliset reaktiot ovat joko pysähtyneitä tai hyvin hitaita (mm. Hänninen 1993) ja mikrobiologinen toiminta vähäistä (mm. Mattsoff 2005). Toisaalta rikki-pitoisen aineksen hapettumisessa tai orgaanin- sen aineksen hajotuksessa syntyvää happamuutta voi hydrologisista tekijöistä johtuen il- metä myös muulloin kuin sulan maan aikana, esim. kevätvaluntojen yhteydessä jollei syk- sällä tai talviaikaan ole tapahtunut valumien mukana merkittävää happamuuden huuhtou- tumista vesistöihin.

3.1.3.2 Alhaiset pH-arvot virtaamahuippujen jälkeen

Valuma-alueen muoto vaikuttaa valuman (erityisesti kevät-) muodostumiseen: Kapean ja pit- känomaisen rannikolta sisämaahan suuntautuvan alueen sulamisvedet purkautuvat vaihteittain

alkaen alaosalta. Myös Sanginjoen latvaosilla valuma-alue on usein vielä lumen peittämä kun alaosalta sulaminen on jo loppuvaiheessa. Alueen muoto voi aiheuttaa valumaeroja vesistön osissa ajan suhteen myös saderintamien yhteydessä. Viive pH:n muutoksessa alaosalta voi siksi johtua eri alueilta muodostuvasta happamuudesta. Esimerkiksi aiemmissa selvityksissä (Tertsunen 2006, Pitkänen 2004) havaittu joen keskiosan alhaisempi pH sekä tarkemmissa kartoituksissa paikannetut happamat alueet joen keski- ja yläosalla (kappale 3.2) ehtivät vaikuttaa joen alaosan pH-tasoon alaosan valuntoa myöhemmin johtuen virtausnopeudesta ja esim. Sankilammen yläpuolisen alueen (ns. keskiosa) sekä mittausaseman n. 20 km:n välimatkasta. Sankilammen (29 ha) vaikutus viiveeseen sen sijaan lienee vähäinen; keskisyvyydellä 0,8 m ja tavanomaisella virtaamapiikillä (10 m³/s) viipymä lammessa olisi vain muutamia tunteja (6,5 h) vaikka mahdollista oikovirtausta ei huomioida.

Viive virtaaman ja pH:n muutosten välillä voi johtua eri tavalla happamoittavien alueiden sijainnin lisäksi myös hydrologisista tekijöistä suhteessa biologisiin ja geokemiallisiin ominaisuuksiin. Runsaisten sateiden ja varsinkin kevättulvan aikaan valunta voi olla aluksi suurempia kuin "piikin" loppuvaiheessa ja virtausnopeus pintavaluntana tai ojissa muodostua happamoittavia reaktioita varten suureksi suhteessa valuvan veden määrään. Vastaavasti valuntojen pienentyessä suhteessa suurempi osuus vedestä on kontaktissa valuma-alueen pH:ltaan alhaisen veden kanssa, jolloin happamuus korostuu. Lisäksi maan vesivajetta paikkaavan veden viipymä valuma-alueella on pintavaluntana johtuvaa vettä suurempi, jolloin maa-ainesten kanssa ioninvaihtoon osallistuva vesi myös purkautuu vesistöihin muuta myöhemmin. Maan vesivarastojen täytyessä loput valumavesistä kulkeutuvat vesistöihin pintavaluntana huolimatta valuman määrästä. On myös mahdollista, että happamoituminen tapahtuisi juuri veden pidätyskyvyltään paremmilla alueilla kuten valuma-alueen soilla ja ojittamattomien turvemaiden huokosvesissä, mistä vedet purkautuvat hitaammin kuin tehokkaasti kuivatetuilta alueilta.

3.1.3.3 Orgaanista vai epäorgaanista happamuutta?

Aineiston mukaan kesä- ja syysaikaisia alhaisia pH-arvoja edeltävänä aikana ei juuri ole esiintynyt (vuoden 2006 loppukesää ja syksyä lukuun ottamatta) erityisen kuivia jaksoja, vaan pH on laskenut aina, kun virtaama on riittävästi kasvanut. Kesän ja syksyn 2006 hyvin vähäisten valuntojen jälkeen lähes kevätajan tasolle kasvaneet valunnat eivät laskeneet pH-tasoa (vesinäytteenottohetkillä) muiden vuosien aikana havaittuja alhaisia pH-tasoja alemmas, mutta tällöin kuitenkin tapahtui viime vuosien vakavin (havaittu) kalakuolema (kappale 2.4). Sulfidien hapettumisen aiheuttamaa happamuutta välillisesti indikoivat alumiinin kokonaispitoisuus ja sähkönjohtavuus olivat vuoden 2006 lopulla (pH:n ollessa 4,7) vain jonkin verran keskimääräistä korkeammalla (601 ug/l ja 5,7 mS/m), mutta erityisesti minerogeenisestä happamuudesta ajoittain kärsivien Siikajoen ja Luohuanjoen vastaavat arvot samanaikaisesti olivat peräti 2500 – 3000 ug/l ja 10-20 mS/m (pH:n ollessa 4,4 - 5,0). Voimakkaasti sulfaattihappaman Pirttijärven (ks. kappale xx) alumiinipitoisuus on puolestaan vaihdellut välillä 1000 – 2000 ug/l ja sähkönjohtavuus peräti välillä 19 – 460 mS/m ennen maaliskuussa 2011 toteutettua kalkitusta (Ympäristöhallinnon PIVET-tietojärjestelmä 2011). Sanginjoen alaosan arvojen perusteella näyttäisi siltä, että happamimpien ajankohtienkin aikana pH-arvoon vaikuttaisivat pääasiassa muut kuin sulfidien hapettumisesta johtuvat tekijät. Toisaalta jonkin verran aiempaa korkeammaksi kohonneet, kuivan kauden jälkeiset alumiini- ja sähkönjohtavuusarvot vuonna 2006, valuma-alueella sijaitsevan Pirttijärven kuivatuksen yhteydessä tapahtunut happamoituminen (kappale 7.7) sekä metsäojitusalueiden kaivumassoissa havaitut musta-

liuskeet ja sulfaattisavet viittaavat minerogeenisen happamuuden potentiaaliseen vaikutukseen myös pääuoman vedessä.

3.1.3.4 Happamuuden ennustettavuus virtaaman avulla

Selitysteiden ollessa korkeita/erittäin korkeita voidaan regressioiden perusteella arvioida pH:ta virtaaman avulla. Tulee kuitenkin huomioida, että viive pH:n muutoksessa voi vaihdella paljon, minkä vuoksi myös ns. viivekorjatuissa malleissa esiintyy hieman hajontaa. Lisäksi mallit kertovat siitä, mikä pH-taso on vasta jonkin ajan kuluttua havaittaessa tietty virtaama eikä kyseisellä hetkellä. Tulkinta esim. syksyllä havaitun $10 \text{ m}^3/\text{s}$:n virtaaman osalta tulisikin olla, että lähipäivinä pH laskee todennäköisesti tason 5,5 alapuolelle. Kaikkien havaintojen perusteella näyttää kuitenkin siltä, että pH tulee laskemaan 6:n alapuolelle virtaaman kasvaessa tasolle $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ja vastaavasti vesieliöstölle kriittisenä pidetyn tason 5,5 alle aina virtaaman kasvaessa tasolle $15 \text{ m}^3/\text{s}$ ajankohdasta (ja regressiomallista) riippumatta. Aineiston perusteella samat rajat pätevät myös virtaaman laskiessa, eikä ns. hystereesiä ole merkittävästi nähtävissä regressioissa. Tulosten perusteella mahdollisten happamuutta ehkäisevien vesiensuojelurakenteiden tulisi siis toimia vähintään $15 \text{ m}^3/\text{s}$ ylittävillä virtaamilla (pH laskee aina alle 5,5:n), mutta kesän ja syksyn kriittisten tilanteiden vuoksi mieluummin jo $10 \text{ m}^3/\text{s}$ virtaamilla. Valumaksi muutettuna tämä tarkoittaa rakenteiden mitoittamista toimimaan $37,5 \text{ l/s/km}^2$ tai jo 25 l/s/km^2 sekä niitä suuremmilla valumilla.

3.2 *Sanginjoen valuma-alueen purojen, ojien ja soiden happamuus sekä niiden vaikutukset pääuomaan*

3.2.1 Tausta ja menetelmät

Vuosina 2008, 2009 ja 2010 paikannettiin pH-mittausten avulla alueita, joilta Sanginjoen pääuomaan purkautuu happamia valuntaja. Vaikka pH-eroista joen ylä- keski- ja alaosan välillä oli jo tietoa aiemmilta vuosilta, ei happamien valuntojen tarkempaa jakaantumista eri puolilla valuma-alueita ollut selvitetty. Ns. happamien alueiden paikantamisen ohella haluttiin tarkastella valuma-alueen ominaisuuksia, kuten maa- ja kallioperä, runsaasti tai vähemmän happamoittavien alueiden kesken. Happamilta alueilta kerättävän paikkatiedon ja kartoituksissa havaittujen pH-arvojen jakaantumisen perusteella voitiin myös aloittaa suunnittelu ja neuvottelut myös tulevien koe- ja kunnostusalueiden sijoituksesta.

Virtavesillä ja ojissa mittauspisteitä oli 64, joista 13 oli pääuomassa. Mittauskierrokset toteutettiin kohteilla mahdollisimman samanaikaisesti, joko samana päivänä tai peräkkäisinä päivinä lähtien liikkeelle valuma-alueen yläosalta päättyen alaosan mittauspisteille/jokisuulle. Mittauskierroksia tehtiin sekä vähäisten että runsaampien valuntojen aikoina keväisin, kesäisin ja syksyisin, mutta pH-erojen näkyviin saamiseksi muutamia mittauskertoja pyrittiin ajoittamaan erittäin sateisiin kausiin. Vain lievästi happamiksi havaituilla kohteilla mittauskertoja oli vain muutamia painottuen kartoituksen alkuvaiheeseen, sillä huomio pyrittiin kohdistamaan happamiin alueisiin ja niiden vaikutuksiin pääuoman vedenlaadussa. Tämän vuoksi havainnoille ei ole laskettu esim. keskilukuja vaan tulokset esitetään minimi- ja maksimiarvoina.

Valuma-alueen soilla mittauksia tehtiin soiden pintavesistä eli käytännössä alueen ojittamattomilla osilla, missä suovesi oli mittausta varten riittävän korkealla. Soita ei pyritty käymään kattavasti läpi

vaan tarkoituksena oli saada yleiskuva lähes luonnontilaisten (kuivaamattomien) osien vedenlaadusta. Mittauksia tehtiin 23 suolla kahden peräkkäisen päivän aikana syksyllä 2009 valuntojen ollessa keskimääräisellä tasolla. PH-arvojen lisäksi huomioitiin mittauspisteiden eroavuuksia suotyypeittäin. Koska soiden ravinteisuus (suotyyppi) vaihtelee yksittäisellä kohteellakin runsaasti, mittauspisteet kohdennettiin vain suon vallitsevimmalle osalle satunnaisesti. Mitatuille soille lasketut keskimääräiset pH-arvot ovat lähinnä suuntaa antavia, sillä mittauksia toteutettiin vain 3-6 kpl/suo.

Koska aiempien tutkimusten (Tertsunen 2006, Pitkänen 2004) mukaan hapan kuormitus muodostui jo pääasiassa ennen Sanginjoen Sankilammen alapuolista osaa, pH-kartoitusten painopistealueet olivat tämän yläpuolella - valuma-alueen keski- ja yläosalla. Mittareina käytettiin Mettler Toledo MP120 pH-mittaria Twinlab 418 -elektrodilla sekä Hach HQ11D pH-mittaria Hach PHC101-03 elektrodilla. Mittareiden ja elektrodien toimivuus ja tarkkuus varmistettiin yksittäisten laboratoriossa määritettyjen vesinäytteiden lisäksi näyttekierrosten aikana tehdyillä 2- tai 3-pistekalibroinneilla (pH 4,0, 7,0 ja 10,0 -liuokset) sekä testaamalla ko. liuoksissa pH-lukema kalibroinnin jälkeen. Mittaustuloksia verrattiin olemassa oleviin pinta- ja pohjamaa-aineistoihin (mm. turvemaiden esiintyminen, kallioperä, mustaliuskealueet, ns. Litorina-vyöhyke ja alueen turpeiden ominaisuudet).

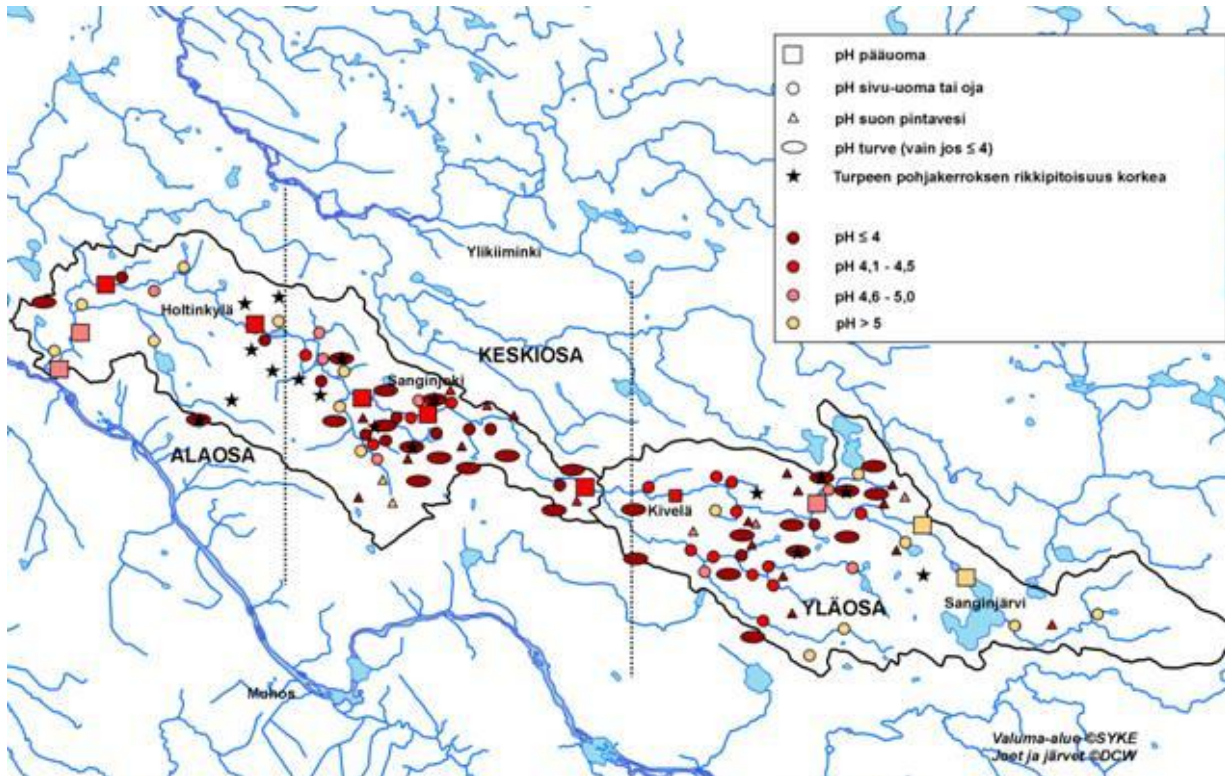
3.2.2 Tulokset

PH vaihteli pääuoman mittauksissa välillä 4,1 – 7,0 ja sivupuroilla sekä -ojilla välillä 3,2 – 6,7. Alhaisimmillaan arvot olivat lähes kaikilla mittauspisteillä marraskuussa 2008, jolloin useiden sivupurojen ja ojien pH oli alle 4. Myös pääuoman pH laski samanaikaisesti joen ylintä osaa sekä jokisuuta lukuun ottamatta tasolle 4,5 tai sen alle (keskiosalla Pirttiojan alapuolella peräti tasolle 4,1). Lisäksi havaittiin, että pääuomassa keskivaiheilla sijaitsevilla pisteillä pH oli parhaimmillaankin (lokakuussa 2008) enintään tasolla kuusi tai sen alapuolella, vaikka valunnat olivat pieniä ja pH joen niskalla sekä jokisuulla samanaikaisesti tasolla 6,5. Myös kesäkuussa 2010 joen keskiosalla sijaitsevilla Aittokylän, Pirttiojan ylä- ja alapuolen sekä Muhoksen-Ylikiimingin tien mittauspisteillä pH oli tasolla 5, vaikka Sanginjärveltä lähtevän veden pH oli 6,4 ja jokisuun pH 5,7.

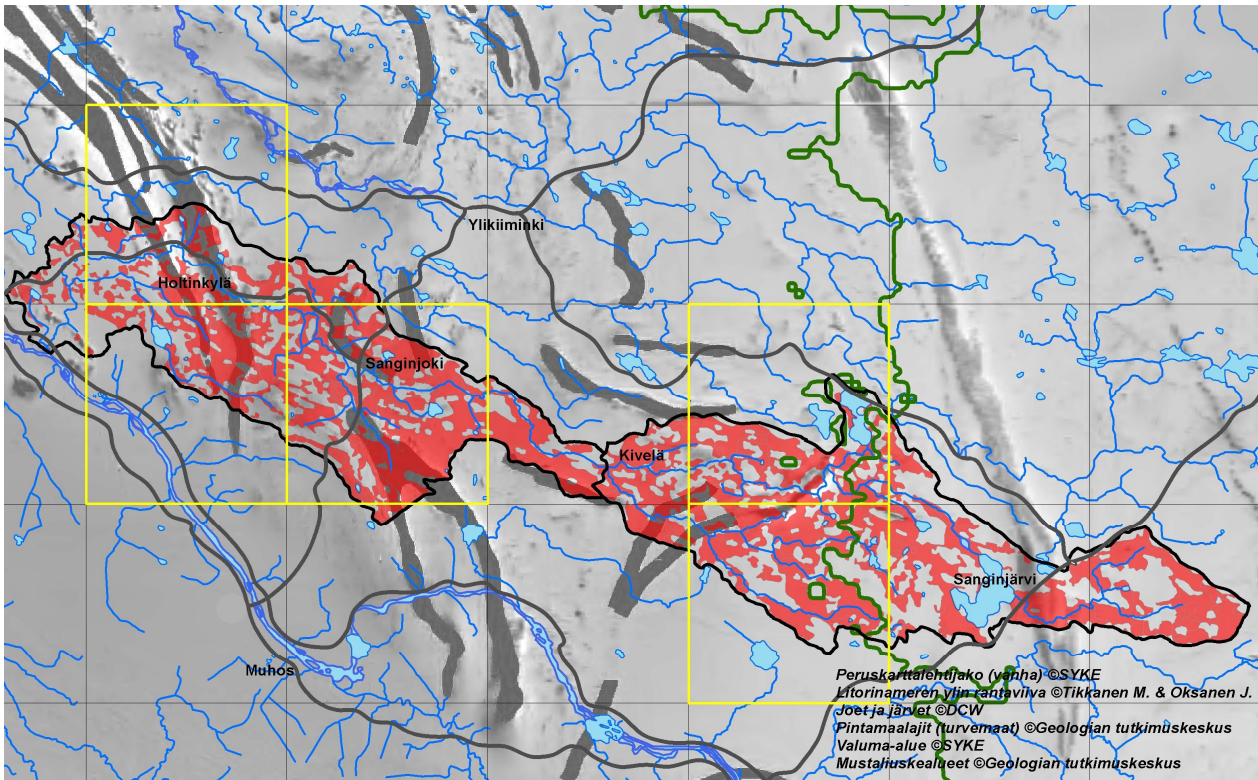
Valunnoista ja vuodenajasta riippumatta eräiden sivu-uomien pH valuma-alueen keski- ja yläosalla pysyi aina tason 5 alapuolella. Samoilla ojilla (valuma-alueen keskiosalla sijaitsevat Haaposuonoja, Pirttioja, Vehkaoja, Susisuonoja sekä yläosalla sijaitseva Paskaoja) pH laski ajoittain välille 3-4, mutta lähes yhtä hapanta vettä valui runsaiden sateiden jälkeen myös muista ojista etenkin alueen keski- mutta myös yläosalla. Toisaalta mm. joen alaosalta laskevien Pilpaojan, Lylyojan ja Korpiojan, keskiosan merkittävän sivupuron Koivuojan sekä yläosalla sijaitsevien Itäojan ja Koivujoen latvan vesi oli lievemmin hapanta (Kuva 16).

Soilla tehtyjen mittausten mukaan pH oli yleensä erittäin alhainen (alle 4). Vain muutamilla kohteilla pH oli korkeampi kuin 4,5, ja ainoastaan kahdella, Koivujoen yläosalla sijaitsevalla suolla tehdyissä mittauksissa havaittiin pH-tason 5 ylittäviä arvoja. Alle pH 4:n suot olivat selkeästi karuja kuten rahka- tai tupasvillarämeitä tai rahkaisia ombro-oligotrofisia nevoja. PH vastaavasti nousi sarojen lisääntyessä tai muuten reunavaikutteisilla alueilla, ja yli pH 5:n kohteet olivat selvästi rehevämpiä kohteita, joilla saroja tai heiniä tavattiin runsaasti. Vähäisestä näytemäärästä huolimatta tarkasteltujen soiden tulokset viittaavat suovesien erittäin alhaiseen pH-tasoon valuma-alueella. Myös kattavasti alueelta tehtyjen soiden eri turvekerrosten pH-analyysien tulokset ilmentävät va-

luma-alueen turpeiden voimakasta happamuutta; GTK:n tutkimien turpeiden keskimääräinen pH on ollut tasolla 4 tai alle etenkin valuma-alueen keski- mutta myös yläosalla (Kuva 16). Sanginjoen 399,93 km²:n valuma-alueesta n. 212 km² eli 53 % on turvemaata (Kuva 17). Erittäin happamia turpeita on esiintynyt juuri pH-mittauksissa happamimmiksi havaittujen ojien ja purojen valuma-alueella.



Kuva 16. Kartoituksissa havaitut alhaisimmat pH-arvot sivupuroilla, -ojilla ja pääuomassa, soiden pintavesien keskimääräiset pH-arvot sekä turpeeltaan pH-tasolla ≤ 4 olevien ja pohjakerroksen rikkipitoisuudeltaan korkeiden soiden (Häikiö & Pajunen 1981, Varila 1982, Häikiö ym. 1983, Pajunen & Varila 1984, Pajunen 1986a ja b, Pajunen 1987, Pajunen 1992, Pajunen & Sutinen 1994, Pajunen 1995, Pajunen 1996, Pajunen 2004, Pajunen 2007, ja Pajunen 2009) sijainti suhteessa valuma-alueeseen (musta raja).



Kuva 17. Turvemaat Sanginjoen valuma-alueella (punainen rasteri), Litorinameren korkeimman rantaviivan sijoittuminen (Tikkanen & Oksanen 2002, vihreä rajaus), mustaliuskealueiden esiintyminen (tummanharmaat vyöhykkeet) sekä turpeen korkeat rikkipitoisuudet peruskarttalehdittäin (Herranen 2009, keltainen rajaus).

3.2.3 Pohdinta ja johtopäätökset

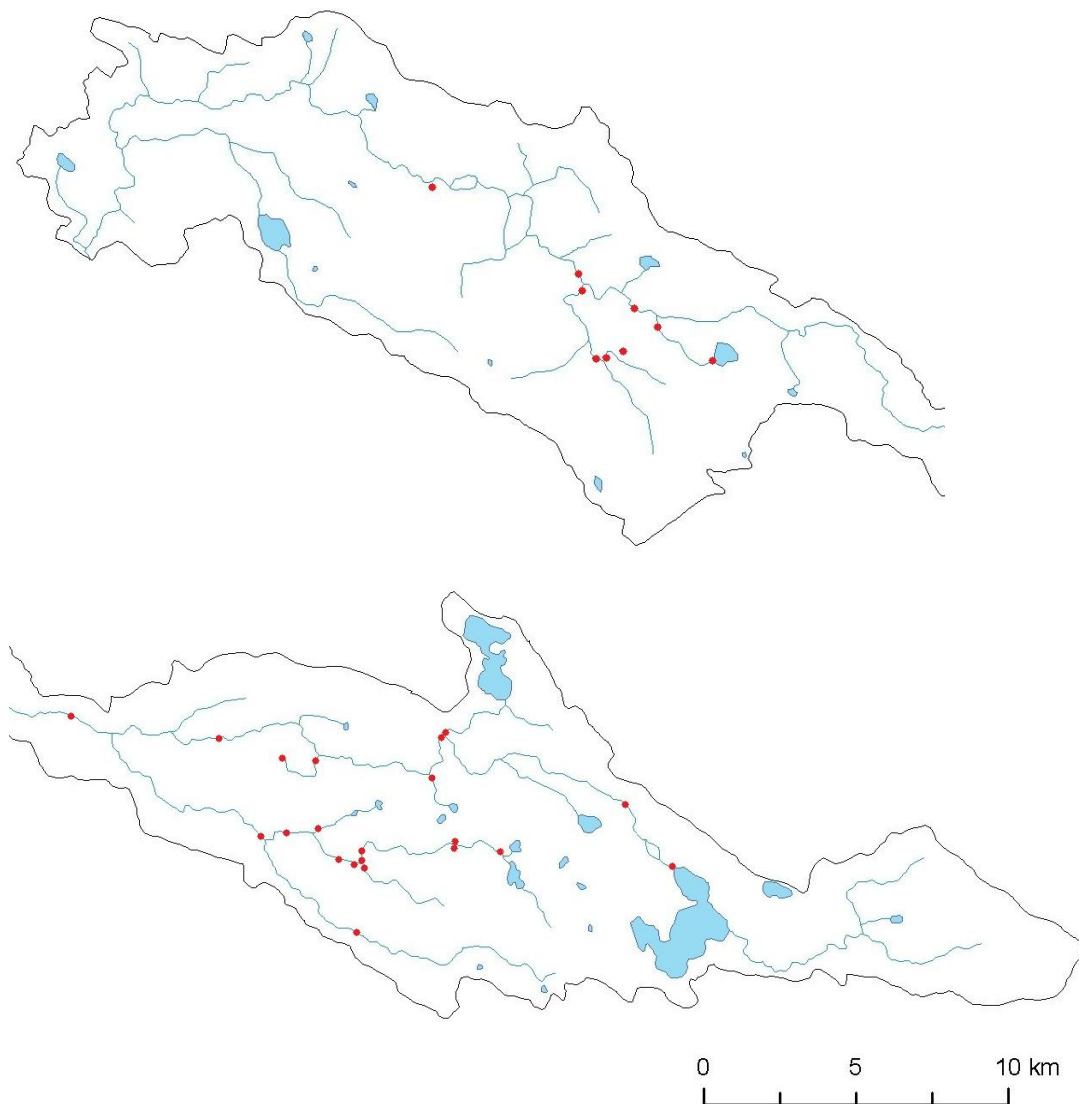
Pohjaturpeiden kohonneita rikkipitoisuuksia on tavattu Sanginjoen- ja Holtinkylän välisellä alueella sekä muutamilla kohteilla alueen yläosalla. Korkeammat rikkipitoisuudet näyttävät painottuvan mustaliuskealueiden läheisyyteen (ks. myös Herranen 2009), mutta samoilta alueilta keskiosalla (Pirttijärvi, Pahanotko ja Pajuojansuo Sanginjoen kylällä) on myös havaintoja kuivatustoimien yhteydessä paljastuneista happamista sulfaattimaista. Lisäksi kohonneet rikkipitoisuudet voivat liittyä myös suokasvien hajoamistuotteisiin. Herranen (2009) on esittänyt turpeiden korkeimmat suomessa havaitut keskimääräiset rikkipitoisuudet peruskarttalehdittäin. Sanginjoen alueella tavataan valtakunnallisen aineiston mukaan keskimäärin korkeita rikkipitoisuuksia (Kuva 16).

Sanginjoen yläosalta lähtien pH laskee suhteellisen nopeasti ja kuormituksen vaikutus näyttää suurimmalta Sanginjoen kylän läheisyydessä. Tästä alavirtaan ilmenee myös happamuutta puskuroivia tekijöitä, sillä jokisuulla pH on aiempien selvitysten mukaisesti (mm. Tertsunen 2006) jälleen hiekan korkeampi. Vaikka sulfidipitoisia aineksia esiintyy kallioperän ja maastohavaintojen perusteella enimmäkseen Sanginjoen kylän tuntumassa ja tästä alavirtaan, pH on pääuomassa ko. alueen yläosassa jo alhainen etenkin happamimpina ajankohtina. Tämä viittaisi kartoituksissa ja turvetutkimuksissa havaittujen soiden happamuuden vaikutuksiin, mitä tukevat myös paksuturpeisilta karuilta soilta laskevilla sivuojilla mitatut hyvin alhaiset pH-arvot. Pääuoman vedenlaatutulosten mukaan myös minerogeenistä happamuutta kuvaavat parametrit viittaavat niiden suhteellisen vähäiseen vaikutukseen (3.4). Tuloksia tulkittaessa tulee kuitenkin huomioida, että ns. Litorinarajan sijainnin, mustaliuskealueiden esiintymisen ja sulfaattimaista tehtyjen havaintojen lisäksi varsinaisia pohjamaiden tarkkoja kartoituksia sulfidipitoisen maaperän esiintymisestä ei ole tehty. Edellä

mainittujen havaintojen vuoksi pohjamaiden kartoitukset ovat tulevaisuudessa tärkeitä: Vaikka Sanginjoen hapan kuormitus johtuisi pääosin orgaanisista hapoista, sulfidipitoisten ainesten hapestumisesta aiheutuva lisäkuormitus voi aiheuttaa vakavia ongelmia puskurikyvyltään ennestään heikossa vesistössä.

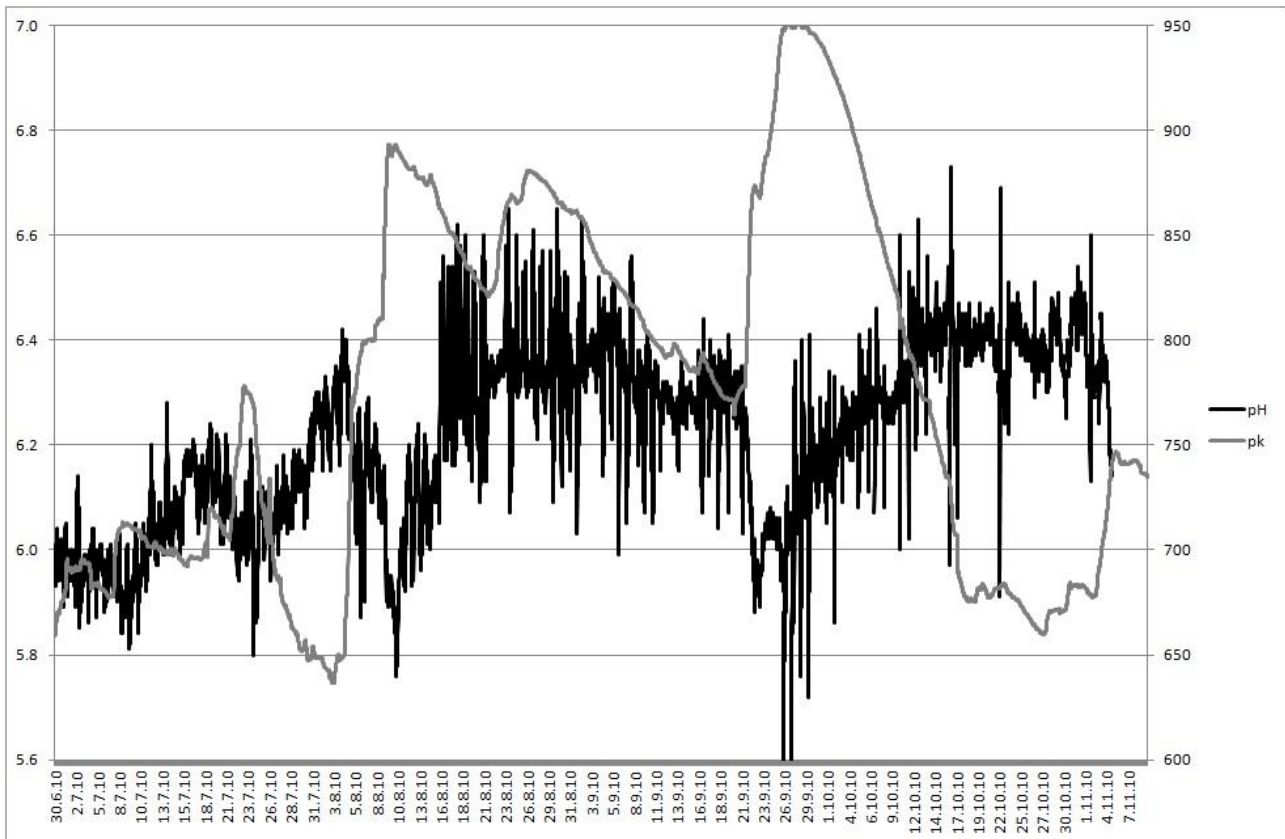
3.3 Valumaveden pH:n jatkuvatoiminen seuranta

Hankkeen aikana valuma-alueen vesien pH-arvoja on seurattu jatkuvatoimisten mittareiden (TruTrack pH-HR Data Logger) avulla (Kuva 18). Hankkeen aluksi niiden avulla seurattiin laajasti valuma-alueen eri osia, jotta löydettiin ne alueet, joilta happamia huuhtoumia muodostuu ja, jotta pystyttiin arvioimaan mahdollisten koealueiden alkutilanne. Mittareiden avulla seurattiin myös pinnan korkeuksia (TruTrack WT-HR Water Height) ja sadantaa (TruTrack GP-HR Rainfall tipping bucket). Hanketta edeltävien käsimittausten ja jatkuvatoimisten mittareiden tallentamien tietojen perusteella valittiin hankkeen koealueet. Hankkeen loppuvaiheessa seuranta kohdennettiin toteutetuille koealueille niiden vaikutusten selvittämiseksi.

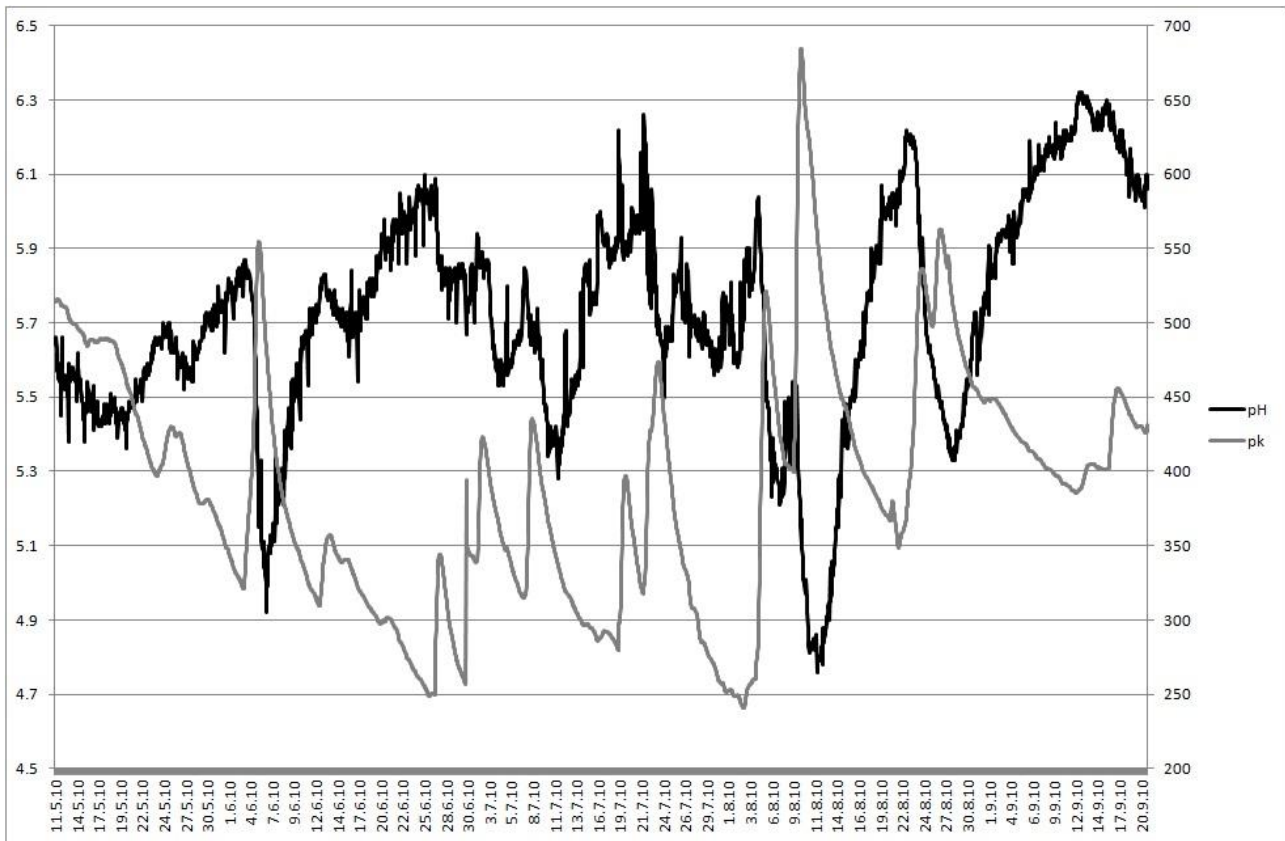


Kuva 18. Jatkuvatomisten pH-mittareiden sijainnit Sanginjoen valuma-alueella.

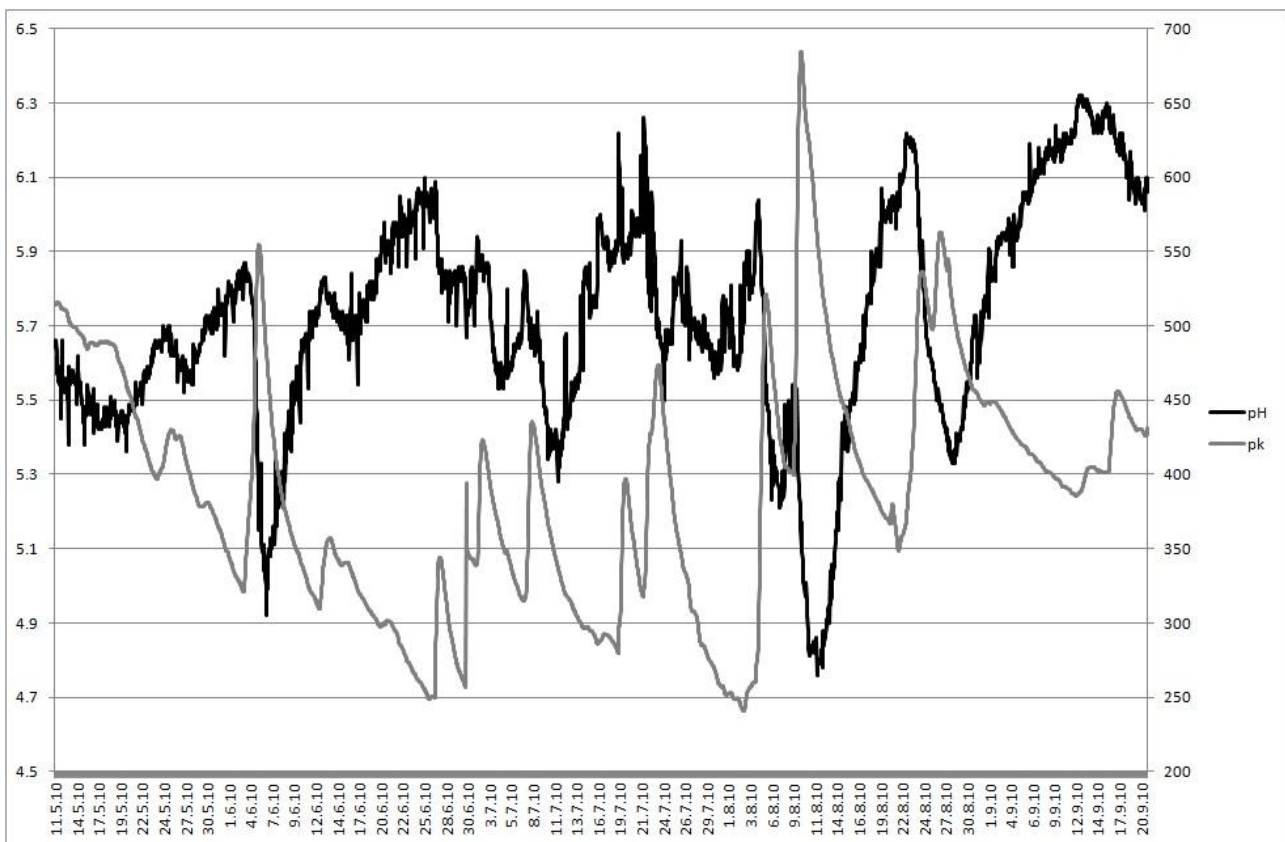
Loggereiden avulla saatujen tietojen mukaan veden pH putoaa ongelmallisilla alueilla voimakkaasti virtaaman noustessa (Kuvat 19-23 ja Taulukko 7). Keväällä lumien sulamisen aiheuttama tulva ei laske pH-arvoa yhtä voimakkaasti kuin kesän ja syksyn sadantatulvat. Lisäksi seurannassa havaittiin että yksittäisen osavalmu-alueen hapan huuhtouma sekoittuu nopeasti isomman uoman vesimassaan, joten pienet paikalliset sateet eivät aiheuta veden happamoitumista pääuomassa.



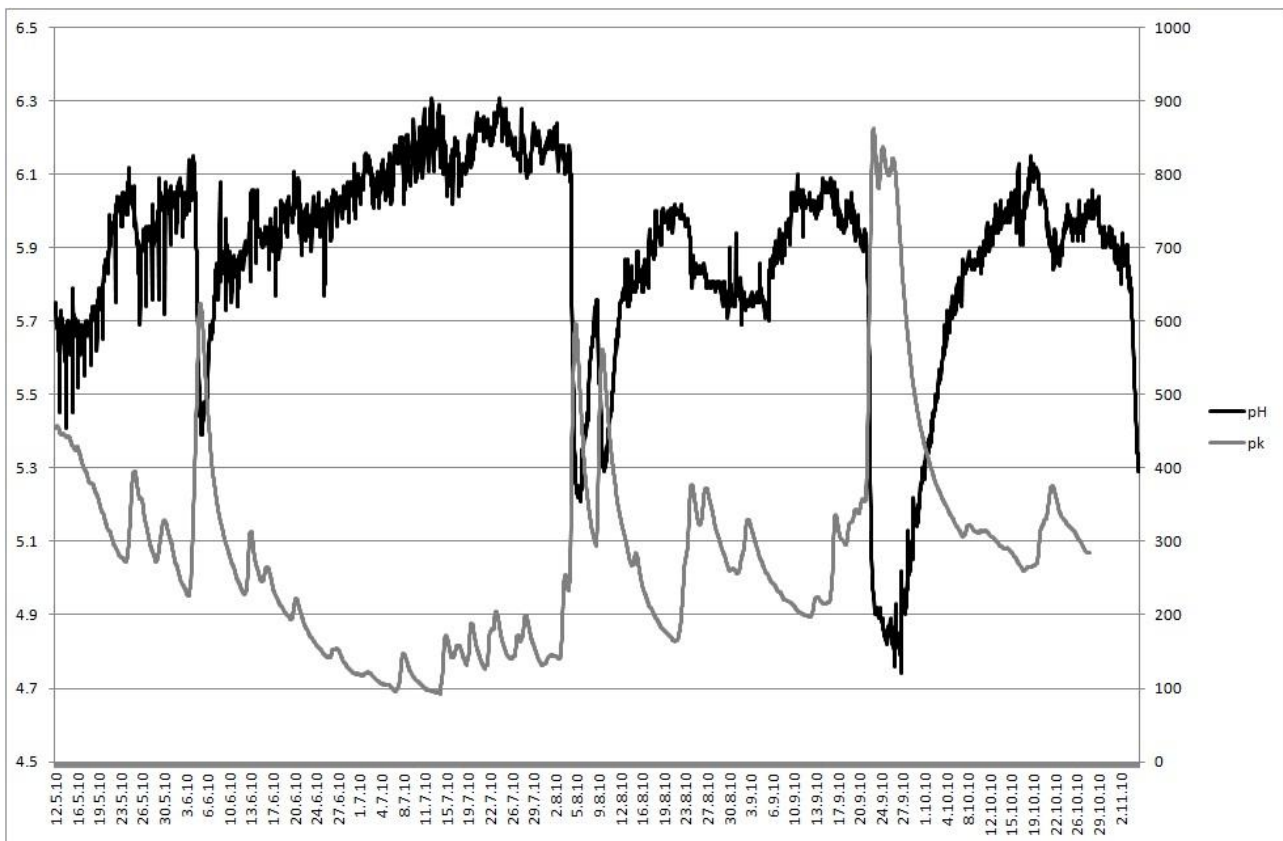
Kuva 19. Virtaama ja pH Hevoskankaan kävelysillalla 2010.



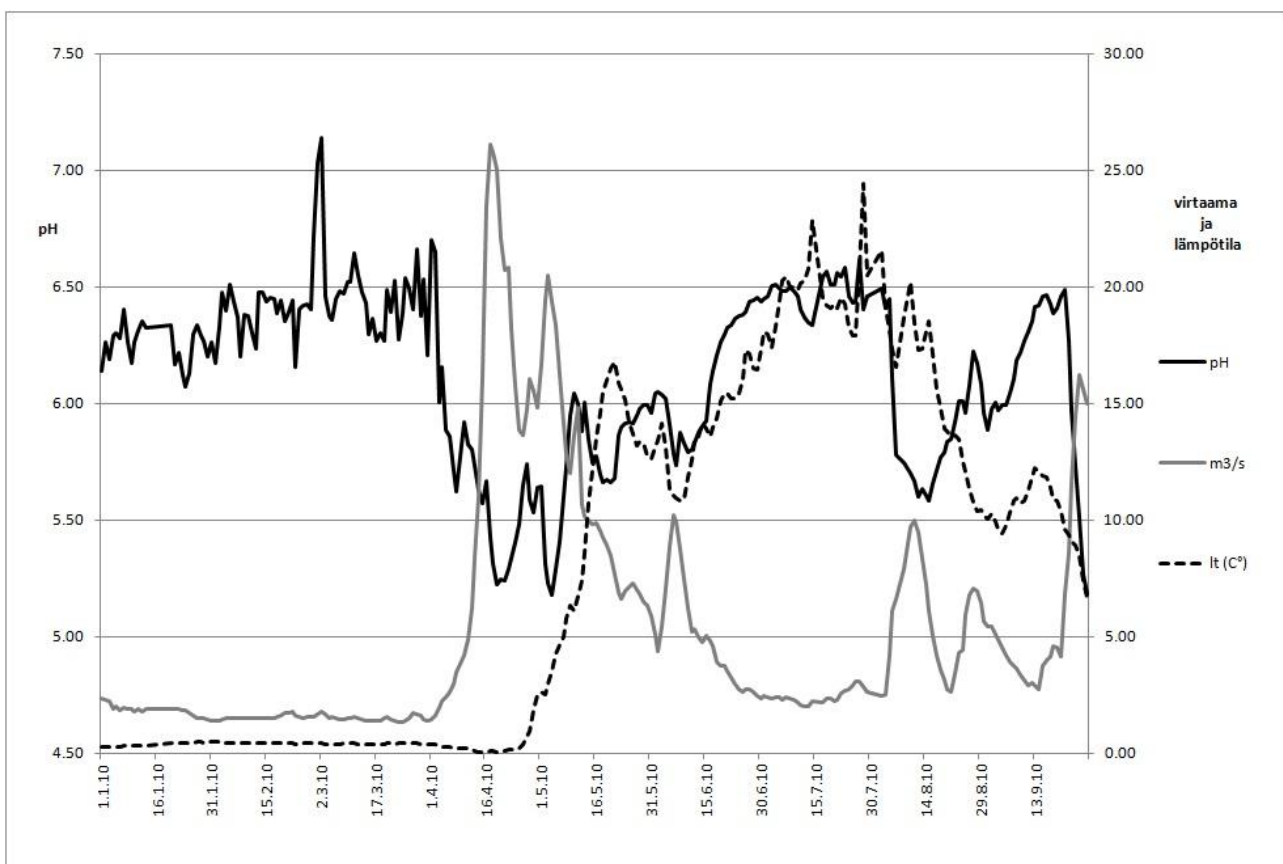
Kuva 20. Virtaama ja pH Sanginjoessa Kivijärventien sillalla 2010.



Kuva 21. Virtaama ja pH Koivujoessa Kivijärventien sillalla 2010.



Kuva 22. Virtaama ja pH Koivuojassa sillalla 2010.



Kuva 23. Virtaama, pH ja lämpötila Sanginsuun asemalla 2010.

Hankkeen loppuvaiheessa loggereita sijoitettiin pääasiassa koealueille ja niiden tallentamia tietoja on käytetty kunkin toimenpiteen vaikutusten arvioinnissa. Valuma-alueen virtaaman ja pH:n seuranta on kuitenkin jatkettu mm. Sanginjärvellä ja Kivijärventien silloilla pääuomassa ja Koivujoella.

Taulukko 7. Loggereiden tallentamia alimpia ja ylimpiä pH-arvoja valuma-alueella.

	2009		2010		2011	
	Alin	Ylin	Alin	Ylin	Alin	Ylin
Sanginjärvi	5.5	6.8	---	---	4.9	6.0
Hevoskangas	---	---	5.6	6.7	---	---
Sanginjoki Kivijärventie	4.9	---	4.8	6.3	5.3	6.2
Karvasoja	4.2	6.6	4.4	5.9	3.9	5.8
Koivujoki Koivukangas	---	---	5	6.5	---	---
Koivujoki Kivijärventie			4.6	6.5		
Ahvenoja	4.1	6.5	---	---		
Karhuoja	4.3	6.8	---	---		
Koivuoja	5.6	6.7	4.8	6.3		
Pirttioja	3.6	---	---	---	4.1	---
Konnaoja	---	---	4.0	6.5		

3.4 Happamuuden alkuperä Sanginjoen valuma-alueella

3.4.1 Johdanto

Sanginjoen valuma-alueella esiintyy runsaasti suo- ja metsämaa-alueita, joilta huuhtoutuu vesistöön luontaisesti orgaanisia yhdisteitä. Tämä huuhtoutuminen on voimakkaimmillaan suurten virtaamien aikana. Suuren osan tästä huuhtoumasta muodostavat orgaaniset hapot, kuten humus- ja fulvohapot sekä pienen molekyyllipainon karboksyylihapot, jotka voivat alentaa vastaanottavan vesistön alkaliniteettia ja pH-arvoa (David ym. 1991, Keskitalo ym., 1999 & McKnight ym. 1985). Vedelle happamuutta aiheuttavan orgaanisen huuhtouman määrä voi entisestään lisääntyä maankäytön seurauksena. Sanginjoen valuma-alueen maaperässä esiintyy myös sulfidimineraaleja. Näitä on erityisesti nk. Litorina-alueella, joka on Itämeren muinaisen vaiheen merenpohjaa, sekä kallioperän mustaliuskejaksoilla. Sulfidipitoisen maaperän kuivatus eri maankäyttömuotojen, kuten maatalouden, turvetuotannon ja metsätalouden asettamiin tarpeisiin voi aiheuttaa maaperässä olevan rikin hapettumisen. Tämän seurauksena maaperään muodostuu rikkihappoa (H₂SO₄), joka lisää voimakkaasti maalta veteen huuhtoutuvan valumaveden happamuutta ja liuottaa maaperästä alapuoliseen vesistöön myös kalastolle ja eliöstölle myrkyllisiä metalleja.

Perämeren rannikoseutujen happamat sulfaattimaat saivat alkunsa tuhansia vuosia sitten nykyisen Pohjanlahden rannikon peittäneessä Litorina-meressä, jonka pohjaan kerrostui pieneliöstöstä peräisin ollutta rikkiä (sulfidina). Maankohoamisen seurauksena tätä muinaista merenpohjaa on nyt kuivalla maalla. Mustaliuskeet puolestaan ovat hiiltä ja rikkiä sisältäviä liuskekiviä, jotka ovat alun perin syntyneet merenpohjaan kerrostuneista mätälējuista. Suomen maaperässä esiintyvät mustaliuskeet ovat noin kaksi miljardia vuotta vanhoja ja sisältävät paljon hiiltä ja rikkiä verrattuna muualla maailmassa tutkittuihin mustaliuskeisiin (GTK 2000). Eri maankäyttömuodoille ongelmia

aiheuttavat erityisesti mustaliuskeiden rapautumistuotteet, joita esiintyy usein jääkautisten jäätiköiden kulkeutumisreitien suuntaisesti (kts. Kuva 17).

Edellä mainittujen geologisten tekijöiden lisäksi vesistön happamoituminen voi olla seurausta happamasta laskeumasta. Happamoittavia yhdisteitä laskeutuu maan pinnalle sateen mukana märkälasseumana eli happosateina tai hiukkasissa ja kaasussa kuivalasseumana. Sadevesi on jo luontaisestikin hieman hapanta, mutta tietyt ilmansaasteet tekevät siitä vielä happamampaa. Fossiilisten polttoaineiden, kuten kivihiilen, öljyn ja turpeen palaessa syntyy savukaasuja, jotka sisältävät rikin ja typen oksideja. Nämä oksidit reagoivat kemiallisesti ilmassa muodostaen typpi- ja rikkihappoa. Vesistöjen happamoitumista aiheuttava hapan laskeuma havaittiin vakavaksi ympäristöongelmaksi Euroopassa ja Pohjois-Amerikan itäosissa 1970-luvulla (Clair ja Hindar 2005). Tämän jälkeen menetelmiä happaman laskeuman vähentämiseksi tehostettiin. Happaman laskeuman rooli vesistöjä happamoittavana tekijänä onkin pienentynyt vuosien varrella, mikä näkyy erityisesti rikkilaskeuman voimakkaana vähentymisenä. Laskeuman rikkipitoisuudet ovat pienentyneet Euroopassa 60 % vuoden 1980 lopusta vuoteen 2000 mennessä. Vastaava luku typen oksidien osalta on 25 %. Suomessa märkälasseuman sulfaattipitoisuus (SO_4^{2-}) laski vastaavasti 39 % vuosina 1973 – 1988 (Laurila, 1990). Stoddard ym. (1999) totesivat makeiden vesien tilan parantuneen Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa jo 1980-luvulla tehostettujen happaman laskeuman vähentämistoimenpiteiden seurauksena. Märkälasseuman sulfaattipitoisuus on nykyisin Suomessa suhteellisen alhaisella tasolla vaihdellen Pohjois-Suomen $80 \text{ mg S /m}^2 \text{ v}$ ja Etelä-Suomen $430 \text{ mg S /m}^2 \text{ v}$ välillä (Leinonen, 2001). Rikkilaskeuman voimakas pienentyminen on vähentänyt myös vesistöjen rikkipitoisuutta.

Eri tekijöiden happamoittava vaikutus korostuu entisestään, mikäli vastaanottavalla vesistöllä on alhainen puskuri- eli hapon neutralointikyky. Vesien puskurikykyyn vaikuttaa erityisesti alkaliniteetti. Tärkein veden alkaliniteettiin vaikuttava tekijä on karbonaattisysteemi, eli karbonaatti (CO_3^{2-})/bikarbonaatti (HCO_3^-) - suhde. Veden hapon neutralointikykyyn vaikuttavat myös orgaanisten happojen, kuten humus- ja fulvohappojen pitoisuudet sekä alumiinin spesiaatio (Lydersen ym., 2004). Orgaanisten happojen pitoisuudet ovat suurimmillaan humuspitoisissa vesissä. Vaikka vesistön happamuus onkin monen osatekijän summa, voidaan merkittävimmät happamuuden aiheuttajat määrittää vesianalytiikan perusteella (Kortelainen, 1993). Pelkkä pH:n seuranta ei kuitenkaan anna luotettavaa kuvaa happamuuden kehityksestä, sillä vesistön happamoituminen näkyy usein ensin alkaliniteetin laskuna ja vasta sen jälkeen pH-arvoissa.

Tässä hankkeessa Sanginjoen happamuuden alkuperä pyrittiin selvittämään analysoimalla pää- ja sivu-uomista otetuista vesinäytteistä vahvojen happoanionien sekä emäskationien pitoisuudet. Orgaanisen huuhtouman aiheuttaman happamuuden todennäköisyyttä suhteessa minerogeeniseen happamuuteen arvioitiin, vertaamalla keskenään vedenlaatuparametreista laskettujen orgaanisten happoanionien ($[A^-]$) sekä ei-merellisen sulfaatin ($^* \text{SO}_4^{2-}$) pitoisuuksia ($\mu\text{eq/l}$) (Kortelainen, 1993 & Mattsson, 2007). Orgaaninen anionipitoisuus määritettiin laskemalla ionitasapaino sekä hyödyntäen tähän tarkoitukseen kehitettyä mallia (Kortelainen, 1993). Yleisesti veden puskurikykyä kuvaavan alkaliniteetin lisäksi työssä määritettiin myös hapon neutralointikyky (ANC), joka huomioi myös orgaanisista yhdisteistä johtuvan puskurikyvyn.

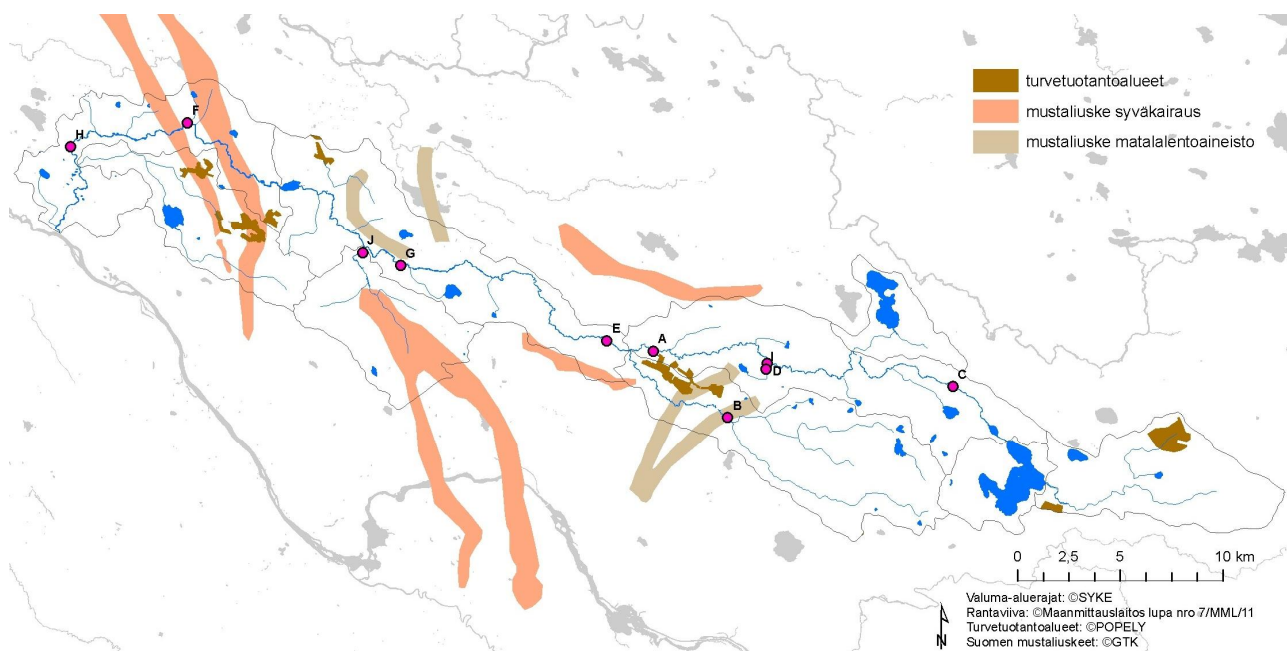
3.4.2 Näytteenotto ja tehdyt analyysit

Näytteenottosuunnitelma laadittiin siten, että sen avulla voitiin tehdä päätelmiä Sanginjoen happamuuden alkuperästä valuma-alueen eri osissa. Suunnitelma sisälsi seitsemän näytepistettä Sanginjoen pääuomasta ja kolme sen sivu-uomista (Kuva 24). Näytepisteet valittiin aikaisempien pH-seurantojen sekä karttatarkastelun perusteella. Tavoitteena oli ottaa vesinäytteitä Sanginjoen valuma-alueen selkeiltä ongelmialueilta, joista alhaisia pH-arvoja oli suurten virtaamien aikana havaittu sekä kahdesta vertailupisteestä, joissa havaittu keskimääräinen pH oli noin 6.

Vertailupisteistä ensimmäinen (C) sijaitsi lähellä Sanginjärveä, Sanginjoen yläjuoksulla, Puutturinkankaan ja Hevoskankaan välissä pääuoman ylittävän kävelysillan kohdalla (I: 3481785; P: 7200083). Vertailupisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 72 km². Näytepisteiden yläpuolisen valuma-alueen ominaisuudet on esitetty Taulukko 8. Vertailupisteistä toinen (H) sijaitsi Sanginjoen alajuoksulla, Sanginsuussa, Sankivaaran Golf-kentän läheisyydessä (I: 3438761; P: 7211738). Vertailupisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 345 km².

Sanginjoen yläjuoksulta alaspäin tultaessa seuraava pääuoman näytepiste (D) sijaitsi Karhuojan ja Sanginjoen yhtymäkohdan alapuolella Lamminsaaren kohdalla (I: 3472742; P: 7201172). Pisteen valintaperusteena oli selvittää Karhuojan ja sen yläpuolisten laskuojien happamoittava vaikutus Sanginjoen vedenlaatuun. Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 113 km². Seuraava pääuoman piste (A) sijaitsi Turveruukki Oy:n omistaman Haarasuon turvetuotantoalueen kohdalla Äidinrantaa vastapäätä (I: 3467199; P: 7201806). Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 135 km². Pääuomaa alaspäin tultaessa, seuraava näytepiste (E) sijaitsi Aittokylässä (I:3464914; P:7202303). Vesinäytteet otettiin Aittokosken ylittävän sillan alapuolelta. Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 208 km².

Seuraava pääuoman piste (G) sijaitsi Sanginjoen alajuoksulla Vaarankosken kohdalla, Pirttiojan ja Sanginjoen yhtymäkohdan alapuolella (I: 3454826; P: 7205962). Pisteen valintaperusteena oli selvittää Pirttijärvestä laskevan Pirttiojan ja sen yläpuolisten laskuojien happamoittava vaikutus Sanginjoen happamuuteen. Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 238 km². Viimeinen pääuoman näytepiste (F) ennen alajuoksun vertailupistettä sijaitsi Pikkunivan alapuolella Koskelan sillan kohdalla (I: 3444440; P: 7212926). Näytteenottoaika sijaitsi suoraan mustaliuske-esiintymän päällä (GTK, syväkairaus, Kuva 24). Paikalta on myös aikaisemmissa pH-seurannoissa mitattu alhaisia pH-arvoja. Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 326 km².



Kuva 24. Vesinäytteenottopisteiden sijoittuminen Sanginjoen valuma-alueelle.

Sivu-uomien näytepisteistä ensimmäinen (I) sijaitsi Karhuojassa noin 50 m Lamminsaaren tiehaarasta Eteläiselle vuoriselälle menevää tietä eteenpäin (I: 3472664; P: 7200905). Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 4 km². Toinen sivu-uomien näytepisteistä (B) sijaitsi Karvasojan ja Koivujoen yhtymäkohdan alapuolella, Kivijärventien sillan kohdalla (I: 3470781; P: 7198517). Pisteestä saatava tieto happamaksi todetun Karvasojan vaikutuksesta Sanginjoen pääsivujoen (Koivujoki) happamuuteen. Lisäksi piste on suoraan mustaliuskeesiintymän (GTK, matalalentoaineisto, Kuva 24) päällä. Näytteenottopisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 54 km². Sivuuomien näytepisteistä viimeinen (J) sijaitsi Koivuojassa, ojan ylittävän sillan alapuolella (I:3453016; P:7206596). Pisteestä selvitettävää Koivuojan vaikutusta Sanginjoen pääuoman vedenlaatuun. Näytepisteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala on n. 35 km². Näytepisteiden yläpuolisen valuma-alueen ominaisuudet on esitetty taulukossa 8.

Taulukko 8. Paikkatietoaineiston perusteella määritettyjä näytepisteiden yläpuolisen valuma-alueen ominaisuuksia.

Näytepiste	Peltopinta-ala [%]	Luonnontilaiset suoalueet [%]	Ojitetut turvemaa-alueet [%]	Turvetuotanto-alueet [%]	Mustaliuske-alueet [%]
(C)	2	14	16	3	0
(D)	1	12	21	2	0
(I)	0	17	46	0	7
(B)	0	10	33	0	0
(A)	1	11	23	3	1
(E)	1	10	25	2	3
(J)	0	26	44	0	28
(G)	1	13	27	2	3
(F)	1	11	28	2	8
(H)	1	10	29	1	9

Näytteenotto aloitettiin 4. toukokuuta 2010. Kesällä 2010 näytteitä haettiin kahdesti kuukaudessa aina toukokuulta lokakuun alkupuolelle saakka, jolloin näytteenottokertoja kertyi kaikkiaan 12. Näytteenottoa jatkettiin vielä keväällä 2011 kahdella näytteenhakukerralla. Koivuojaa lukuun ottamatta kaikille näytepisteille tehtiin työn aikana 14 näytteenhakumatkaa. Koivuojalta otettiin ensimmäiset näytteet vasta toisen näytteenhakukerran yhteydessä (n=13). Työn aikana kerättyjen vesinäytteiden kokonaismäärä oli 139.

Vesinäytteistä analysoitiin seuraavat alkali-, maa-alkalimetallipitoisuudet: kalium (K), natrium (Na), kalsium (Ca), magnesium (Mg), barium (Ba) sekä strontium (Sr). Metalleista ja siirtymämetalleista analysoitiin, alumiini (Al), rauta (Fe), titaani (Ti), mangaani (Mn) ja sinkki (Zn). Näiden lisäksi näytteistä analysoitiin fosforin ja rikin alkuainepitoisuudet. Anioneista analysoitiin sulfaatti (SO_4^{2-}), nitraatti (NO_3^-), kloridi (Cl^-) sekä ammonium (NH_4^+). Fluoridi (F^-) -pitoisuutta ei tutkimuksen aikana kustannussyistä määritetty sen vuoksi, että aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu erittäin alhaisia fluoridipitoisuuksia suomalaisissa järvissä (< 5 $\mu\text{eq/l}$) ja purovesissä (2,6 – 4,2 $\mu\text{eq/l}$) (Kortelainen ym., 1988 & Tenhola ym. 2008). Lisäksi näytteistä määritetään alkaliniteetti, orgaanisen (TOC) ja epäorgaanisen hiilen kokonaispitoisuus (TIC), liuennut orgaaninen hiili (DOC) sekä pH ja sähköjohtokyky. Tarkastelun alla olevat vedenlaatuparametrit analysoitiin Suomen kansallinen akkreditointielimen (FINAS) akkreditoimissa laboratorioissa (T003 ja T164).

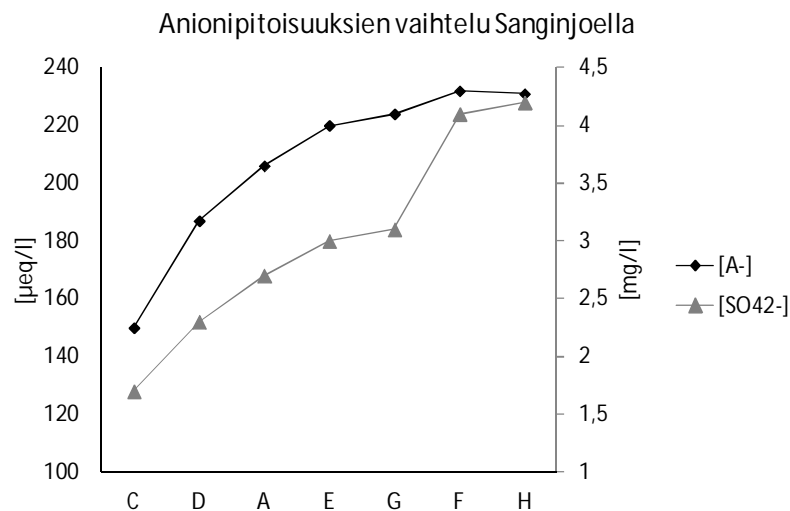
Tuloksista laskettiin emäskationipitoisuudet [BC] ($\text{Ca}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{Mg}^{2+}$) sekä sulfaatin ja emäskationien ei-merelliset pitoisuudet ($\mu\text{eq/l}$). Ei-merellisellä pitoisuudella tarkoitetaan meriveden suolasapainokorjattua pitoisuutta. Korjauskertoimena laskuissa on käytetty kloridin ja kyseisten ionien välistä suhdelukua merivedessä (Kauppi ym. 1990). Orgaaninen anionipitoisuus ($\mu\text{eq/l}$) määritettiin mallilla, joka antaa vesinäytteen [A^-] -pitoisuuden määritetyn liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden sekä pH:n perusteella. Malli on kehitetty orgaanisen hiilen fraktiointitulosten sekä eristettyjen orgaanisten happojen titraustulosten perusteella (Kortelainen, 1993). Orgaaninen anionipitoisuus määritettiin myös kationien (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Al^{3+} , H^+) ja anionien (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , alkaliniteetti) välisen erotuksen perusteella. Alkaliniteetin ollessa negatiivinen, sen arvoksi oletettiin 0 ionitasapainolaskuissa. Tämän lisäksi ionitasapainolaskuissa ei huomioitu ferrirautaa (Fe^{3+}), koska sen on todettu esiintyvän hieman happamissa happirikkaissa vesistöissä enimmäkseen partikkelimaiseen ja liukoiseen orgaaniseen aineeseen kompleksoituneena ja vain vähäisessä määrin liuenneena (Heikkinen 1990, Lippold ym. 2007 & Johannes ym. 2004). Ionitasapainoon perustuva menetelmä arvioi kuitenkin orgaanisen anionipitoisuuden selkeästi mallilla määritettyjä pitoisuuksia korkeammiksi, minkä johdosta ionitasapainotulokset jätettiin pois tulosten käsittelystä.

Hapon neutralointikyky (ANC) lasketaan yleisesti emäskationien [BC] = ($\text{Ca}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{NH}_4^+$) ja vahvojen happoanionien [SAA] = ($\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-$) erotuksena. Tässä työssä ANC laskettiin käyttäen hyväksi orgaanisen hiilen kokonaispitoisuudella (TOC) tai liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuudella korjattuja malleja (Lydersen ym., 2004 & McCartney ym., 2003). Teoriassa alumiinin hydrolyysituotteet puskuroivat tehokkaammin kuin orgaaniset yhdisteet, kuten liukoiset humusaineet. Käytännössä kuitenkin orgaaninen puskurikyky on pintavesissä tärkeämmässä roolissa, sillä orgaanisen hiilen pitoisuudet ovat selvästi alumiinin pitoisuuksia korkeampia (Keskitalo ym., 1999). Erityisesti tämä on havaittavissa Pohjois-Suomen joissa ja järvissä.

3.4.3 Tulokset

3.4.3.1 Happamuuden tausta

Tuloksista laskettu keskimääräinen orgaaninen anionipitoisuus oli Sanginjoen pääuomassa (n=98) 207 $\mu\text{eq/l}$ (vaihteluväli 119 – 381 $\mu\text{eq/l}$) ja vastaavasti sivu-uomissa (n=41) 248 $\mu\text{eq/l}$ (vaihteluväli 146 – 384 $\mu\text{eq/l}$). Määritetyissä pitoisuuksissa havaittiin kuitenkin vaihtelua eri näytepisteiden välillä (Taulukko 9). Orgaaninen anionipitoisuus $[\text{A}^-]$ kasvoi Sanginjoen pääuomaa yläjuoksulta alajuoksulle edettäessä (Kuva 25). Korkeimmillaan se oli Sanginjoen sivu-uomien, Karhuojan (I), Koivuojan (J) sekä Karvasojan ja Koivujoen yhtymäkohtien (B) näytepisteissä. Matalimmillaan anionipitoisuus oli Hevoskankaan kävelysillan (C) vertailupisteessä, jonka keskimääräinen pitoisuus 150 $\mu\text{eq/l}$ poikkesi myös vähiten koskemattomien latvapurojen aineistosta (n=42) lasketusta keskimääräisestä $[\text{A}^-]$ – pitoisuudesta, joka on 110 $\mu\text{eq/l}$ (Mattsson 2010). Määritetyissä pitoisuuksissa havaittiin myös suurta vaihtelua eri näytteenottopäivien välillä. Aineiston perusteella orgaaninen anionipitoisuus oli korkeimmillaan syksyllä elokuussa ja matalimmillaan keväällä toukokuussa.



Kuva 25. Keskimääräinen orgaaninen anionipitoisuus [$\mu\text{eq/l}$] ja sulfaattipitoisuus [mg/l] Sanginjoen pääuomassa yläjuoksulta (Hevoskankaan kävelysilta, C) alajuoksulle (Sanginsuu, golf-kenttä, H) edettäessä (n=14).

Sanginjoen valuma-alueelta mitattu keskimääräinen sulfaattipitoisuus (SO_4^{2-}) oli pääuomassa 3,0 mg/l (vaihteluväli 1,2 – 5,0 mg/l) ja vastaavasti sivu-uomissa 4,9 mg/l (vaihteluväli 2,1 – 18 mg/l). Tuloksista lasketut ei-merelliset sulfaattipitoisuudet olivat vain hieman mitattuja pitoisuuksia alhaisempia. Havaitut alhaiset sulfaattipitoisuudet sekä pää- että sivu-uomissa ovat hyvin lähellä koko Suomen kattavasta puroaineistosta (n=1162) määritettyä sulfaatin mediaanipitoisuutta 3,5 mg/l, jota voidaan pitää edustavana sulfaatin taustapitoisuutena suomalaisissa latvapuroissa (Lahermo ym., 1996). Vastaavia koskemattomien purojen sulfaattipitoisuuksia on määritetty myös muissa tutkimuksissa (Finér ym., 2004). Myös sulfaattipitoisuuksissa havaittiin vaihtelua eri näytepisteiden välillä (Taulukko 9). Pitoisuus oli korkeimmillaan sivu-uomissa ja nousi orgaanisen anionipitoisuuden tavoin pääuomaa yläjuoksulta alajuoksulle tultaessa (Kuva 25).

Taulukko 9. Näytepisteistä määritettyjen vedenlaatuparametrien (pH, [A⁻], TOC, [SO₄²⁻] ja [BC]) keskiarvot, keskihajonta sekä vaihteluväli (n=14/analyytti/näytepiste).

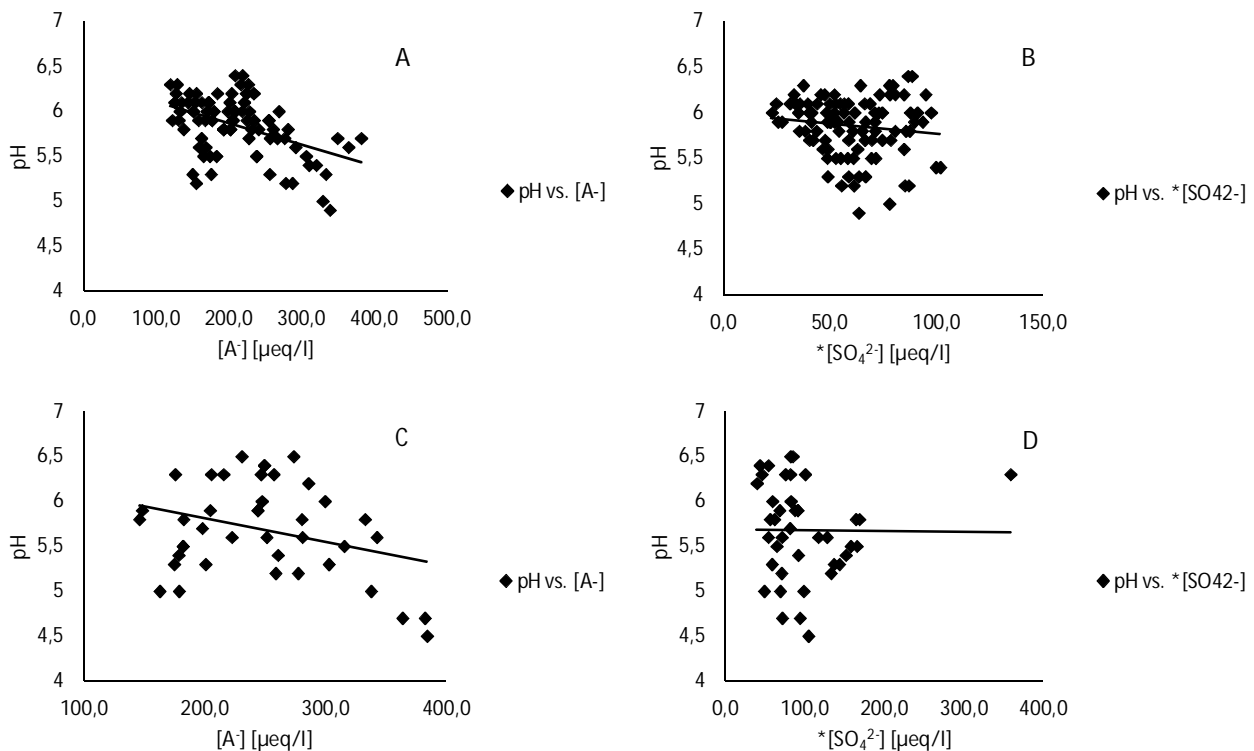
Näytepiste	Analyytti	Keskiarvo	Keskihajonta	Vaihteluväli
C	pH	6	0,1	5,8 – 6,3
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	150	31	119 – 230
	TOC [mg/l]	20	3,2	16 – 29
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	1,7	0,3	1,2 – 2,2
	[BC] mg/l	5,3	0,5	4,4 – 6,1
D	pH	5,8	0,3	4,9 – 6,2
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	187	55	126 – 338
	TOC [mg/l]	24	6,6	19 – 44
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	2,3	0,3	1,9 – 3,1
	[BC] mg/l	5,2	0,5	4,2 – 6,0
I	pH	5,3	0,4	4,5 – 5,8
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	252	78	146 – 384
	TOC [mg/l]	35	9,8	23 – 53
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	6,5	1,4	4,5 – 8,3
	[BC] mg/l	7,2	1,3	4,6 – 10,4
B	pH	5,5	0,4	4,7 – 6,0
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	248	67	148 – 364
	TOC [mg/l]	33	7,6	21 – 48
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	3,6	0,6	2,4 – 4,5
	[BC] mg/l	6,5	1,1	3,8 – 8,3
A	pH	6,0	0,2	5,6 – 6,3
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	206	58	128 – 349
	TOC [mg/l]	26	5,5	19 – 40
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	2,7	0,3	2,3 – 3,4
	[BC] mg/l	5,8	0,7	4,4 – 6,7
E	pH	5,7	0,3	5,0 – 6,0
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	220	59	132 – 328
	TOC [mg/l]	29	6,6	19 – 44
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	3,0	0,4	2,4 – 3,8
	[BC] mg/l	6,0	0,8	4,1 – 7,0
J	pH	6,2	0,3	5,6 – 6,5
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	243	44	176 – 342
	TOC [mg/l]	29	5,1	20 – 40
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	4,5	4,2	2,1 – 18,0
	[BC] mg/l	9,6	2,2	6,2 – 14,3
G	pH	5,7	0,3	5,2 – 6,1
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	224	53	150 – 333
	TOC [mg/l]	29	6,0	19 – 41
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	3,1	0,4	2,4 – 3,7
	[BC] mg/l	6,1	0,9	4,2 – 7,1
F	pH	5,8	0,4	5,2 – 6,2
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	232	60	150 – 364
	TOC [mg/l]	30	6,6	20 – 43
	[SO ₄ ²⁻] [mg/l]	4,1	0,5	3,0 – 4,9
	[BC] mg/l	6,8	1,1	4,4 – 8,1
H	pH	5,9	0,4	5,2 – 6,4
	[A ⁻] [µeq/l] ^(a)	231	61	145 – 381
	TOC [mg/l]	29	7,3	19 – 45

	[SO ₄ ²⁻][mg/l] [BC] mg/l	4,2 6,9	0,5 1,1	3,1 – 5,0 4,6 – 8,3
Mattsson T. ^(b)	pH [A ⁻] [μeq/l] ^(a) TOC [mg/l] [SO ₄ ²⁻][mg/l] [BC] mg/l	5,2 110 17 3,5 4,7	0,9 54 9,0 4,5 3,3	4,0 – 7,1 9,8 – 270 1,2 – 36 0,6 – 24 1,6 – 19

^(a) Määritetty liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden sekä pH:n perusteella (Kortelainen, 1993).

^(b) Tulokset perustuvat koskemattomien latvapurojen aineistoon (n=42) (Mattsson, 2010).

Sanginjoen happamuuden taustaa selvitettiin vertailemalla mittaustuloksista laskettuja orgaanisen anionin ([A⁻]) ja ei-merellisen sulfaatin (*[SO₄²⁻]) pitoisuuksia (μeq/l) keskenään. Kahta poikkeusta lukuun ottamatta, orgaaninen anionipitoisuus oli kaikilta näytestä kaikkina vuodenaikoina määritettyä sulfaattipitoisuutta korkeampi. Orgaaninen anioni osoittautuikin sulfaattia tärkeämmäksi, dominoivaksi anioniksi kaikissa näytestä Sanginjoen valuma-alueella. Korrelaatioanalyysin perusteella (95 % luottamustaso) Sanginjoen pääuoman (n=98) [A⁻] - pitoisuuden ja pH:n välillä vallitsi kohtalainen negatiivinen lineaarinen riippuvuus (r = -0.45, p<0.001), eli Sanginjoen pH-arvot alenivat [A⁻] - pitoisuuden lisääntyessä. Vastaava riippuvuus havaittiin myös Sanginjoen sivu-uomissa, joissa [A⁻] - pitoisuuden ja pH:n välillä vallitsi melko heikko negatiivinen lineaarinen riippuvuus (r = -0.38, p<0.01). Ei-merellisen sulfaattipitoisuuden ja pH:n välillä ei sen sijaan havaittu tilastollisesti merkitsevää lineaarista riippuvuutta (Kuva 26).

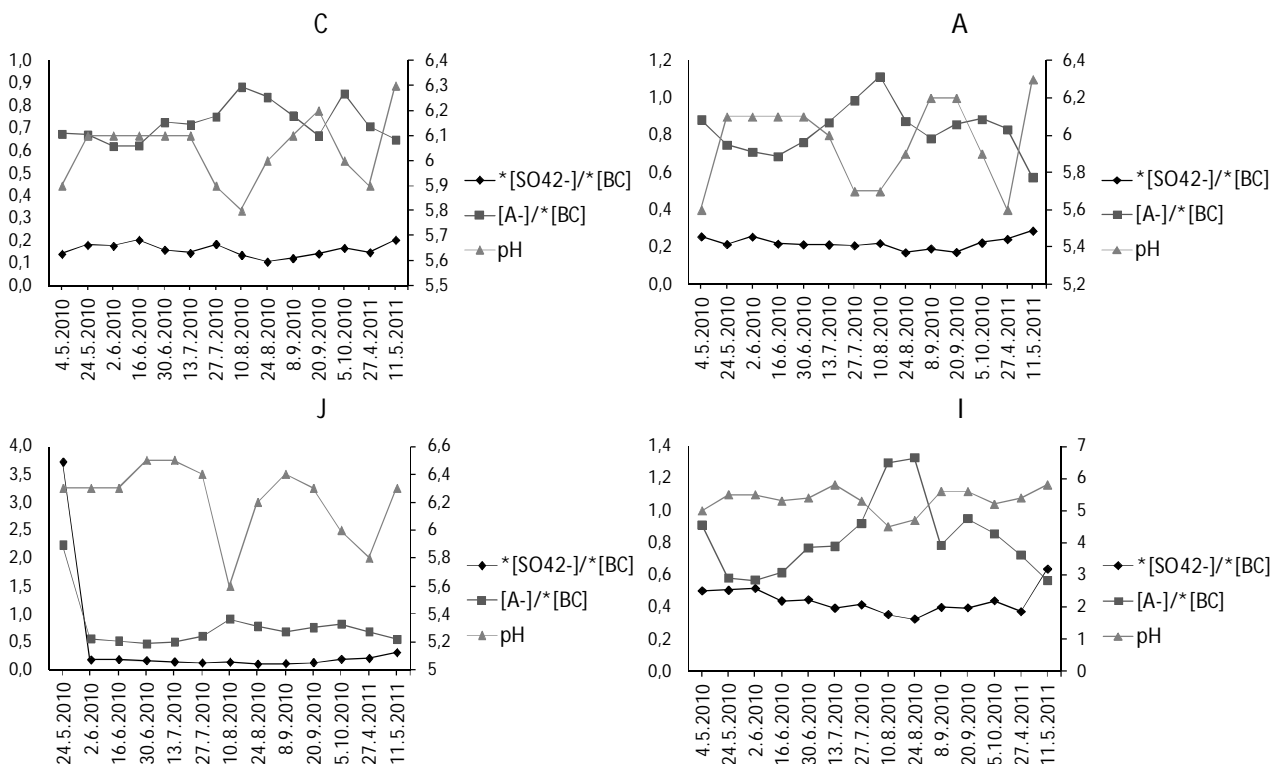


Kuva 26. pH orgaanisen anionipitoisuuden sekä ei-merellisen sulfaattipitoisuuden funktiona pääuomassa (kuvat A ja B) sekä sivu-uomissa (kuvat C ja D).

Minerogeenisen ja orgaanisen happamuuden osuuksia Sanginjoen valuma-alueella tarkasteltiin myös tuloksista laskettujen emäskationinormalisoidujen orgaanisen anionipitoisuuden ja ei-merellisen sulfaattipitoisuuden avulla (*[SO₄²⁻]/*[Ca+Mg+Na+K] ja [A⁻]/*[Ca+Mg+Na+K]). Vain kahdessa Sanginjoen sivu-uomasta (J = Koivuvoja ja I = Karhuvoja) otetussa näytteessä emäska-

tioninormalisoitu ei-merellinen sulfaattipitoisuus ylitti normalisoidun orgaanisen anionipitoisuuden (Kuva 27). Koivuojan näytesteessä tämä tapahtui toukokuussa 2010 ja Karhuojan näytesteessä toukokuussa 2011. Tulos on osittain selitettävissä näytesteiden yläpuolisen valuma-alueen ominaisuuksilla (Taulukko 8). Paikkatietoaineiston (GTK) perusteella molempien näytesteiden yläpuolisella valuma-alueella on havaittu mustaliuske-esiintymiä (Karhuoja: 7 % ja Koivuoja: 28 %). Todennäköisin syy ei-merellisen sulfaatin dominoinnille on kuitenkin laskeuman aiheuttama sulfaattipitoisuuden nousu, sillä mikään näytesteiden vesistä mitatuista kemiallisista tekijöistä (alumiinipitoisuus, sähkönjohtavuus, jne.) ei viittaisi sulfidien hapettumisesta johtuvaan happamoitumiseen. Koivuojan näytesteen yläpuolisella valuma-alueella mustaliuskealueiden osuus on kuitenkin niin suuri, että sulfidien hapettumista ei voida sulkea kokonaan pois vedelle happamuutta aiheuttavien tekijöiden joukosta.

[A⁻] - pitoisuuden ja pH:n välinen riippuvuus on havaittavissa myös laskettuja suhteita graafisesti tarkastelemalla (Kuva 27). Riippuvuus näkyy selkeimmin havaittuina pH:n laskuina loppukesän ja syksyn korkeammilla [A⁻]/[BC] – suhteilla. Orgaanisen anionipitoisuuden selkeä nousu Sanginjoen näyteenottopisteissä elokuussa 2010 on selitettävissä virtaaman voimistumisella. Vastaavia tuloksia on havaittu myös aikaisemmissa tutkimuksissa. Esimerkiksi Kiiminkijoella on havaittu kesällä ja syksyllä positiivinen korrelaatio virtaaman ja veden liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) välillä (Heikkinen 1989).

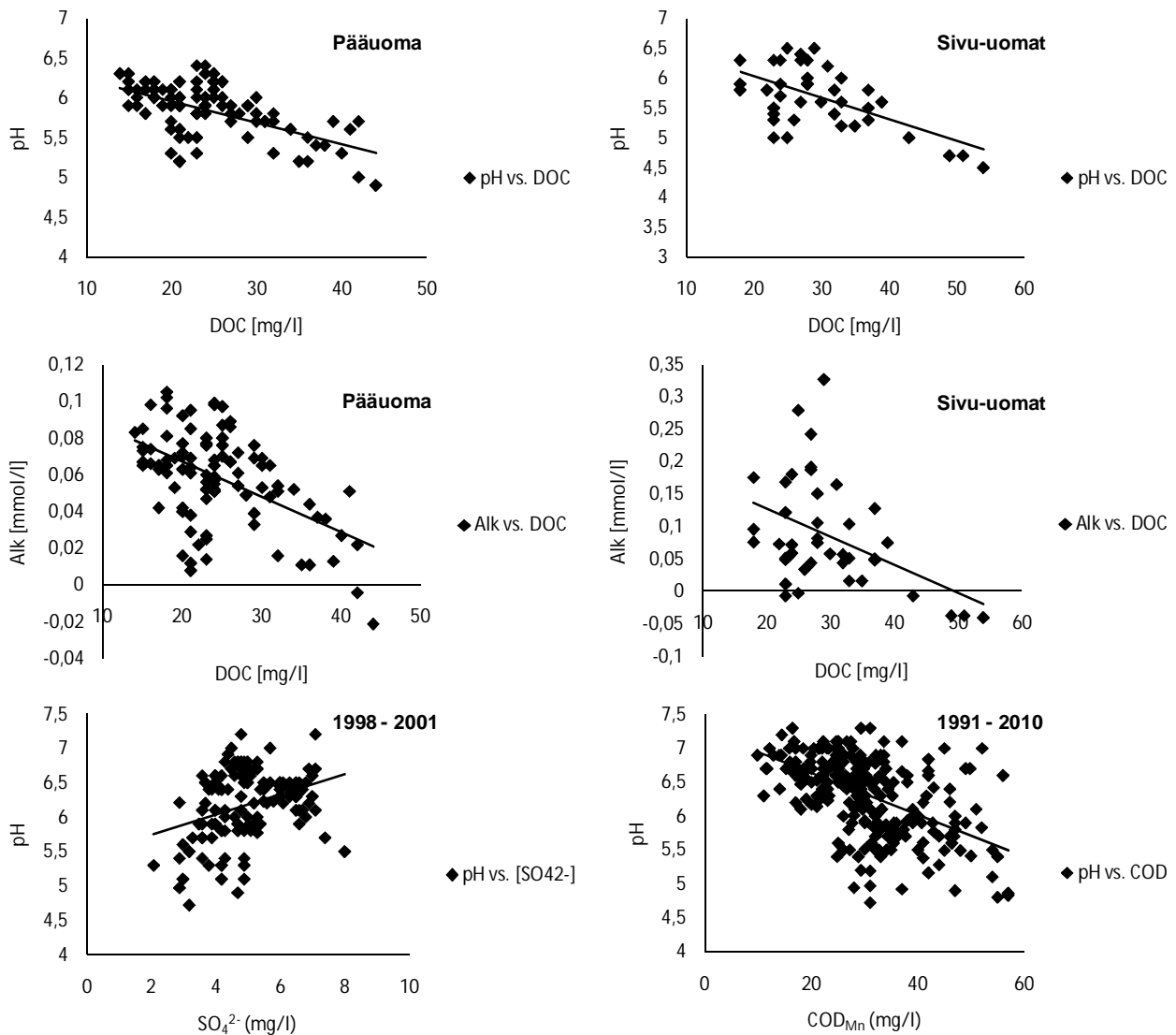


Kuva 27. Emäskationinormalisoidun ei-merellisen sulfaatti- ja orgaanisen anionipitoisuuden sekä pH:n (oikea pystyakseli) vaihtelu eri vuodenaikoina. Ylärivin näytesteet ovat Sanginjoen pääuomasta (C = Hevoskankaan kävelysilta ja A = Haarasuon turvetuotantoalueen kohdalla) ja alarivin pisteet sivu-uomissa (J = Koivuoja ja I = Karhuoja).

Edellä esiteltujen tulosten perusteella Sanginjoen happamuus on mitä todennäköisimmin peräisin valuma-alueelta tulevasta orgaanisesta huuhtoumasta. Oletusta tukevat valuma-alueelta mitatut alhaiset sulfaattipitoisuudet, orgaanisen anionin havaittu dominanssi vedelle happamuutta aiheuttavien tekijöiden joukossa sekä [A⁻] - pitoisuuden ja pH:n välillä havaittu lineaarinen negatiivinen

riippuvuus. Päätelmää tukevat myös Sanginjoen pää- ja sivu-uomien aineistolle tehdyt korrelaatio-analyysit. Niiden perusteella Sanginjoen pääuoman (n=98) liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden ja pH:n välillä vallitsi kohtalainen negatiivinen lineaarinen riippuvuus ($r = -0.59$, $p < 0.001$), eli korkeilla liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuuksilla havaittiin alhaisia pH arvoja. Sivuuomissa (n=41) DOC - pitoisuuden ja pH:n välillä vallitsi vastaavasti melko voimakas negatiivinen lineaarinen riippuvuus ($r = -0.62$, $p < 0.001$). Sen sijaan veden sulfaattipitoisuuden ja pH:n välillä ei havaittu riippuvuutta, mikä on linjassa Pohjois-Suomen joista aikaisemmin saatujen tutkimustulosten kanssa (Mattsson, 2010). Veden DOC - pitoisuus vaikutti myös alkaliniteetin (mmol/l) arvoihin samansuuntaisesti kuin pH-arvoihin. Pääuomassa DOC - pitoisuuden ja alkaliniteetin (mmol/l) välillä oli kohtalainen negatiivinen lineaarinen riippuvuus ($r = -0.51$, $p < 0.001$). Vastaava riippuvuus havaittiin myös sivuuomissa ($r = -0.47$, $p < 0.01$), Kuva 5. Veden sulfaattipitoisuuden ja alkaliniteetin välillä ei sen sijaan havaittu riippuvuutta.

Edellä esitetty päätelmä Sanginjoen vedelle happamuutta aiheuttavista tekijöistä saa vahvistusta myös Ympäristötiedon hallintajärjestelmästä (HERTTA) Sanginjoen suualueelta vuosilta 1991 – 2010 (pH ja COD_{Mn}) ja 1998 – 2001 (pH ja SO_4^{2-}) kerättyjen mittaustulosten perusteella. Tulosten perusteella kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) ja pH:n välillä on vuosina 1991 – 2010 vallinnut kohtalainen negatiivinen lineaarinen riippuvuus ($r = -0,54$, $p < 0.001$), eli pH-arvot ovat olleet alimmillaan suurilla kemiallisen hapenkulutuksen pitoisuuksilla. Vastaavaa riippuvuutta ei havaittu vuosina 1998 – 2001 mitattujen veden sulfaattipitoisuuden (SO_4^{2-}) ja pH:n välillä (Kuva 28).



Kuva 28. Kahden ylärivin kuvaajissa on alkaliniteetti ja pH esitetty liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) funktiona Sanginjoen pää- (n=98) ja sivu-uomissa (n=41). Alimman rivin kuvaajissa pH on esitetty sulfaattipitoisuuden (n=122) sekä kemiallisen hapenkulutuksen (n=249) funktiona. Tulokset alimman rivin kuvaajiin saatiin ympäristötiedon hallintajärjestelmästä (HERTTA) vuosilta 1991 – 2010 (pH ja COD_{Mn}) ja vuosilta 1998 – 2001 (pH ja SO₄²⁻).

Muista vesikemiallisista vedenlaatuparametreista sähkönjohtavuus vaihteli Sanginjoen pääuomassa välillä 21 – 52 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja sivu-uomissa välillä 24 – 65 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Havaitut tulokset ovat lähellä suuren latvapuroaineiston (n = 1161) mediaani sähkönjohtavuutta 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Lahermo ym., 1996). Lisäksi havaitut sähkönjohtavuudet olivat selkeästi alhaisempia, kuin Länsi-Suomen happamien sulfaattimaiden puroaineistosta määritetyt sähkönjohtavuudet (Toivonen ym., 2011). Alhaisin sähkönjohtavuus mitattiin Karhuojan ja Sanginjoen yhtymäkohdan alapuolelta (D) ja vastaavasti korkein Pirttijärvestä laskevan Pirttiojan ja Sanginjoen yhtymäkohdan alapuolelta (G). Alumiinipitoisuus vaihteli pääuomassa välillä 120 – 480 $\mu\text{g}/\text{l}$ ja sivu-uomissa välillä 180 – 540 $\mu\text{g}/\text{l}$. Havaitut alumiinipitoisuudet ovat selkeästi korkeampia kuin suuresta latvapuroaineistosta määritetty mediaani alumiinipitoisuus 90 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Lahermo ym., 1996). Korkeammat pitoisuudet lienevät kuitenkin pääosin selitettävissä valuma-alueita ympäröivien turvemaiden maankäytöllä. Oletusta tukee myös havaitut korkeat rautapitoisuudet (vaihteluväli pääuomassa 1,5 – 5,5 mg/l). Lisäksi mainitut metallipitoi-

suudet nousivat liuenneen orgaanisen hiilen noustessa. Mikään mitatuista vedenlaatuparametreista ei kuitenkaan ilmentänyt sulfidien hapettumisesta johtuvaa happamuutta.

3.4.3.2 Hapon neutralointikyky

Työn aikana määritettiin myös hapon neutralointikyky Sanginjoen valuma-alueen eri osissa. Hapon neutralointikykyä (ANC) käytetään yleisesti kemiallisena indikaattorina happamoitumisen vaikutuksille kalastoon (Lydersen, ym. 2004). ANC eroaa alkaliniteetista siinä, että se huomioi myös orgaanisten yhdisteiden aiheuttaman neutralointikyvyn. Pääuomassa (n=98) Lydersen ym. (2004) mallilla laskettu hapon neutralointikyky vaihteli välillä 57,6 – 182,8 $\mu\text{eq/l}$ keskiarvon ollessa 126,8 $\mu\text{eq/l}$ ja vastaavasti McCartney ym. (2003) mallilla välillä 116,0 – 266,0 keskiarvon ollessa 189,1. Sivu-uomissa (n=41) vastaavat vaihteluvälit olivat 26,6 – 429,8 $\mu\text{eq/l}$ (Lydersen ym., 2004) ja 105,5 – 508,0 $\mu\text{eq/l}$ (McCartney ym., 2003) ja keskiarvot 159,9 ja 241,1 $\mu\text{eq/l}$. Alhaisimmat hapon neutralointikyvyn arvot havaittiin sivu-uomissa, erityisesti Karvasojan ja Koivujoen yhtymäkohdan alapuolisessa näytteenottopisteessä (B) ja Karhuojan näytteenottopisteessä (I), kevään ja loppukesän suurten virtaamien aikaan. Vastaavasti korkeimmat pitoisuudet havaittiin myös sivu-uomasta Koivujoen näytteenottopisteestä (J). Eri vuodenaikoina eri näytenpisteiden tuloksista eri malleilla laskettu hapon neutralointikyky oli kuitenkin aina korkeampi, kuin Norjalaisissa järvissä kaloille ja erityisesti taimenelle kriittiseksi ANC arvoksi määritetty 20 $\mu\text{eq/l}$ (Lien ym., 1996).

Tulosten perusteella Lydersen ym. (2004) mallilla laskettu ANC kuvasi luotettavammin neutralointikyvyn muutoksia suhteessa pH:n muutoksiin. Sanginjoen pääuoman aineistolle (n=98) tehdyn korrelaatioanalyysin perusteella mallilla määritetyn hapon neutralointikyvyn ja pH:n välillä vallitsi kohtalainen positiivinen lineaarinen riippuvuus ($r = 0,58$, $p < 0,001$). Tulosten perusteella ANC pitoisuudet olivat korkeimmillaan korkeammilla pH arvoilla. Vastaavaa merkitsevää riippuvuutta ei havaittu McCartney ym. mallilla lasketun hapon neutralointikyvyn ja pH:n välillä. Korkeimmat alkaliniteetin arvot määritettiin Koivujoen näytteenottopisteestä (J), jossa puskurikyky vaihteli tyydyttävästä (0,07 mmol/l) erinomaiseen (0,33 mmol/l). Muissa Sanginjoen valuma-alueen osissa alkaliniteetti vaihteli huonosta ($< 0,01$ mmol/l) aina hyvään ($> 0,11$ mmol/l) puskurikykyyn saakka.

3.4.4 Johtopäätökset

Selvityksessä kerätyn aineiston perusteella Sanginjoen happamuus on todennäköisimmin peräisin valuma-alueelta tulevasta orgaanisesta huuhtoumasta. Mikään mitatuista vedenlaatuparametreista ei ilmentänyt yksiselitteisesti sulfidien hapettumisesta johtuvaa happamoitumista. Oletusta tukevat valuma-alueelta mitatut alhaiset sulfaattipitoisuudet, orgaanisen anionin havaittu dominointi valuma-alueella sekä liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuuden ja pH:n välillä havaittu negatiivinen lineaarinen riippuvuus. Oletusta tuki myös ympäristötiedon hallintajärjestelmästä (HERTTA) kerätty pidemmän aikavälin aineisto (Kuva 28). Selvityksen aikana ei myöskään havaittu sulfidien hapettumisesta aiheutuvalla happamoitumisella ominaisia selkeitä sähkönjohtavuuden sekä sulfaatti- ja alumiinipitoisuuden nousuja.

Sulfaattipitoisuuden ja lasketun orgaanisen anionipitoisuuden $[A^-]$ havaittiin kumuloituvan Sanginjokea yläjuoksulta alajuoksulle tultaessa (Kuva 25). Selvityksen perusteella Sanginjoen alajuoksulta, Sanginsuusta (H) mitatut keskimääräiset sulfaattipitoisuudet (4,2 mg/l) olivat vain hieman korkeampia kuin laajan (n = 1161) latvapuroaineiston mediaani sulfaattipitoisuus 3,5 mg/l (Lahermo, ym. 1996). Orgaanisen kokonaishiilen (TOC) ja orgaanisen anionin pitoisuudet olivat vastaavasti

korkeampia Sanginjoen alajuoksulla verrattaessa vastaaviin pitoisuuksiin eri puolilta Suomea luonnontilaisilta latvapuroilta kerätyssä aineistossa (Mattsson, 2010). Kyseistä koskemattomien latvapurojen aineistoa (n = 42) voidaan käyttää myös Sanginjoen orgaanisen aineksen taustakuormitusta arvioitaessa. Selvityksessä kerätyn aineiston perusteella näyttäisikin siltä, että Sanginjokeen kohdistuva orgaaninen kuormitus on noussut maankäytön vaikutuksesta. Valuma-alueelta tulevan orgaanisen huuhtouman kasvu on vastaavasti mitä todennäköisimmin edesauttanut Sanginjoen happamoitumista.

Edellä esitetyt tulokset eivät kuitenkaan sulje pois Sanginjoen valuma-alueella havaittujen mustaliuskealueiden potentiaalista happamoittavaa vaikutusta tulevaisuudessa. Mustaliuske-esiintymien läheisyydessä (2 – 20 km etäisyydellä esiintymästä) on jatkossakin kaikessa maankäytössä vältettävä mineraalimaakontaktia. Voimavaroja tulisi kohdentaa myös esim. turvetuotannon ja metsätalouden vesiensuojelun tehostamiseen Sanginjoen valuma-alueelta tulevan orgaanisen huuhtouman lisääntymisen hillitsemiseksi. Myös mahdollisten kalkitusten tarpeellisuutta on pohdittava.

3.5 Sanginjoen sedimentin geokemia ja piilevät

Sanginjoen historiallista happamuustilaa ja maankäytön vaikutusta siihen selvitettiin sedimenttiprofiilien avulla. Tavoitteena oli saada pitkän aikavälin tietoa happamuustasoista Sanginjoen pääuomassa, sekä tietoa siitä, onko maankäytöllä ollut vaikutusta pääuoman happamuuteen. Tässä osiossa on koottu sedimenteistä tehtyjen määritysten ja piileväanalyysien tulokset.

Näytepisteiksi valittiin Sanginjoen alajuoksulla sijaitseva Sankilampi (KKJ 7209895, 3449502), pääuomassa oleva suuri suvanto, jonka vedenlaadussa on havaittu merkkejä happamuuspiikeistä. Sankilammen sedimenttiprofiili edustaa Sanginjoen pääuoman vedenlaadussa tapahtunutta muutosta. Vertailualueiksi valittiin Sanginjoen yläjuoksulla ja pääuomassa sijaitseva Kortelampi (KKJ 7197996, 3483766) sekä ylävaluma-alueella sijaitseva Puutturin lampi (KKJ 7198862, 3481649). Kortelampi sijaitsee Sankijärven alapuolella, minkä veden laadussa ei ole havaittu happamuusongelmia. Puutturin lampi sijaitsee lähellä Kortelampea, mutta se ei ole Sanginjoen pääuomassa vaan lampeen laskee valumavedet pieneltä valuma-alueelta.

Näytepisteiltä otettiin pohjasedimenttinäytteet kevättalvella 2011 Limnos-tyyppisellä viipaloivalla sedimenttinoutimella 9-37 cm syvyydeltä. Tiiviimmästä sedimentistä otettiin näytteet venäläisellä suokairalla yli 1 metrin syvyyteen asti. Sedimenttiprofiilit jaettiin maastossa 2 cm:n viipaleisiin Limnos-näytteenottimesta ja 5 cm:n viipaleisiin venäläisellä suokairalla otetuista näytteistä. Sankilammen Limnos-profiili oli 0-9 cm ja suokaira-profiili 9-164 cm, Kortelammen Limnos-profiili 0-37 cm ja suokaira-profiili 37-140 cm sekä Puutturin lammen Limnos-profiili 0-37 cm ja suokaira-profiili 37-190 cm. Kaikki näytteet pakattiin muovipusseihin, joista poistettiin ilma mahdollisimman tarkoin, ja jotka varastoitiin kylmäsäilytystiloihin.

Näytteistä analysoitiin sedimentin vesipitoisuus, kuiva-aines, hehkutusjännös ja piilevien jäänteet laboratorioissa. Lisäksi sedimenttikerrosten geokemiaa ja metallipitoisuuksia tarkasteltiin XRF-analyysaattorin avulla, jolla analysoitiin seuraavat alkuaineet: Fosfori (P), Rikki (S), Kloridi (Cl), Kalium (K), Kalsium (Ca), Titaani (Ti), Kromi (Cr), Mangaani (Mn), Rauta (Fe), Koboltti (Co), Nikkeli (Ni), Kupari (Cu), Sinkki (Zn), Arseeni (As), Seleenin (Se), Rubidium (Rb), Strontium (Sr), Zirkonium (Zr), Molybdeeni (Mo), Hopea (Ag), Kadmium (Cd), Tina (Sn), Antimoni (Sb), Jodi (I), Barium (Ba), Eloho-

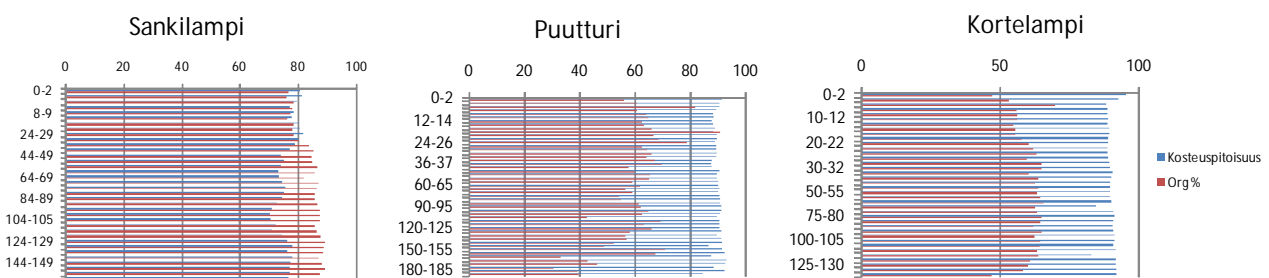
pea (Hg) ja Lyijy (Pb). Sedimenttinäytteiden ajoitusta ei tehty resurssien puutteen takia. Lisäksi on todennäköistä että sedimenttikerrostumia ei voitaisi luotettavasti ajoittaa, koska matalissa lammissa sedimentti tyypillisesti sekoittuu ja tämä vaikeuttaa ajoittamista.

Piilevät ovat lajirunas leväryhmä, joita löytyy kaiken tyyppisistä vesistöistä. Ne ottavat tarvitsemansa ravinteet suoraan vedestä, joten niistä voidaan herkästi havaita veden laadussa tapahtuvat muutokset. Eri lajit viihtyvät erilaisissa elinympäristöissä, joten lajikoostumuksen perusteella voidaan arvioida vesistön nykyistä tilaa tai katsoa aikaisemmin vallinnutta tilaan. Piilevien avulla voidaan myös mm. selvittää vesistön happamuutta, ravinneisuutta ja orgaanista kuormitusta. Tässä tutkimuksessa keskityttiin erityisesti happamuusoloissa tapahtuvaan muutokseen piilevissä.

Piilevänäytteet esikäsiteltiin märkäpolttamalla sedimentin orgaaninen aines vetyperoksidilla, jolloin jäljelle jäi sedimentin piilevät sekä muu epäorgaaninen aines. Piilevänäytteistä tehtiin kesto-preparaatit, joista faasimikroskoopilla määritettiin n. 400 kpl piileväsoluja 1000 x suurennoksella. Piilevistä laskettiin Omnidia-piileväohjelman avulla vedenlaadun laskennallisia pH arvoja eri näytesyvyyksille. Omnidia laskee havaittujen lajien pH-optimien mukaan pH-arvot jokaiselle näytteelle. pH-arvot ovat suuntaa antavia, eivätkä välttämättä edusta todellista veden pH-arvoa. Kuitenkin suuntaa antavista pH-arvoista voidaan todeta vedenlaadun kehitystä piilevien avulla. Lajiston muutoksia eri näytesyvyyksillä selvitettiin pääkomponenttianalyysin (PCA) avulla, josta selviää mahdolliset muutokset piileväyhteisössä eri syvyyksillä.

3.5.1 Sedimentin geokemialliset ominaisuudet

Sedimentiprofiilien kosteuspitoisuudet vaihtelivat näytteenottopisteissä välillä 69-95% (Kuva 29). Sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus (hehikutushäviö) oli korkea ja se vaihteli välillä 30-91 %. Kosteuspitoisuus ja orgaanisen aineksen määrä eivät vaihdelleet profiileissa paljoa. Poikkeuksena Puutturin yli 160 cm:n näytteet, joissa orgaanisen aineksen määrä putoaa noin 30 %, koska savipitoisuus kasvaa. Tulokset viittaavat siihen, että näytteenottoaikat edustivat kertymäpohjaa, jolle materiaali sedimentoituu oletettavasti tasaisesti. Tämä luo perustan paleolimnologiselle tutkimukselle. On kuitenkin huomioitava että näytteenottoaikat edustavat tyyppinä matalia lampia, joissa on vaarana pintakerroksen sekoittuminen.



Kuva 29. Näytteenottopisteiden sedimentin vesipitoisuus ja orgaanisen aineksen prosentuaalinen osuus.

XRF-analysaattorilla tehdyt geokemia-analyysitulokset olivat joidenkin alkuaineiden osalta virherajojen sisällä (Taulukko 10). Näitä tuloksia ei tarkasteltu, mutta analysaattorin antamia virherajojen muutoksia hyödynnettiin näiden alkuaineiden osalta antamaan arviota profiilissa tapahtuvasta muutoksesta. Sedimenttiprofiilien Lyijypitoisuudet lisääntyivät mentäessä kohti pintasedimentte-

jä. Sankilammessa muutos tapahtuu 19-24 cm:n, Puutturissa 14-16 cm:n ja Kortelammessa 14-16 cm:n kerroksessa. Vastaavasti Sinkki- pitoisuudet nousivat myös, kun lyijypitoisuudet lisääntyivät. Sankilammessa muutos tapahtui syvyydessä 19-24 cm, Puutturissa 24-26 cm ja Kortelammessa välillä 12-14 cm. Kalium pitoisuuksien nousu tapahtui alkaen syvyydestä 9-14 cm (Sankilampi), 16-18 cm (Puutturi) ja 12-14 cm (Kortelampi), Rautapitoisuuksien alkaen syvyydestä 6-8 cm (Sankilampi), 12-14 cm (Puutturi) ja 14-16 cm (Kortelampi); Mangaanipitoisuuksien alkaen syvyydestä 8-9 cm (Sankilampi) ja 16-18 cm (Puutturi). Kortelammen sedimentissä mangaanipitoisuuksissa ei tapahtunut muutosta. Alkuaineiden, koboltti, nikkeli ja kupari, osalta on nähtävissä samansuuntaista kehitystä kuin aikaisemmin mainituilla metalleilla, kun tarkastellaan virherajojen muutosta. Analysaattorin antamat tulokset näiden alkuaineiden osalta olivat virherajojen sisällä. Tällainen pitoisuuksien kehitys ja rikastuminen sedimentin yläkerrokseen voidaan tulkita antropologiseksi eli ihmisvaikutuksesta aiheutuneeksi.

Alkuainepitoisuuksissa on havaittavissa muutos myös sedimenttiprofiilien alimmissa kerroksissa. Alkuaineista mangaanin, raudan, sinkin ja alumiinin pitoisuudet nousevat alempiin kerrokseen mentäessä Sankilammessa 114 cm, Puutturissa 140 cm ja Kortelammessa 90 cm lähtien. Pitoisuuksien nousu selittyy paikkalaisesta geologiasta, pohjakerrosten gytty savesta ja valuma-alueella tapahtuneesta kallioperän erodoitumisesta. Myös Sanginjoen mustaliuske- ja alunamaaesiintymät voivat vaikuttaa näihin kerrokseen. Sankilammen profiilissa näytteet muuttuivat tummiksi tässä kerroksessa, mikä viittaa alunamaan esiintymään.

Taulukko 10. Näytteenottopisteiden sedimentin ominaisuudet ja geokemia määritettynä XRF-analysaattorilla. Alkuaine tulokset yksikössä ppm.

	Puutturi			Sankilampi			Kortelampi		
	Keskiarvo	Min	Maks	Keskiarvo	Min	Maks	Keskiarvo	Min	Maks
Kosteuspitoisuus %	90	84	93	76	70	81	90	83	95
Org %	60	30	91	84	76	89	61	47	70
LOI ₅₅₀	40	9	70	16	11	24	39	30	53
P	-(¹)	-	-	-	-	-	-	-	-
S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K	1474	555	4458	13982	3936	18649	2676	1615	4060
Ca	6168	2536	17828	11376	4686	14051	5064	3800	6668
Ti	309	188	538	3249	961	3895	749	304	1058
Cr	-	-	-	54	42	61	31	31	31
Mn	471	194	1088	681	334	1336	389	266	553
Fe	26505	13973	76983	50266	23092	114479	18271	10362	30899
Co	358	241	433	230	230	230	274	213	335
Ni	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	103	37	286	83	42	177	123	52	256
As	-	-	-	14	9	18	24	10	49
Se	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rb	16	10	25	73	35	90	25	19	38
Sr	50	32	77	185	80	238	66	51	84
Zr	44	28	64	191	85	263	65	47	92

Mo	34	14	57	20	11	52	39	19	89
Ag	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sb	-	-	-	-	-	-	-	-	-
I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba	137	71	295	404	190	653	128	70	207
Hg	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	25	12	63	34	12	326	24	12	57

(1) Tulos virherajojen sisällä

3.5.2 Sedimentin piilevät

Kortelampi

Sanginjoen Kortelammesta määritettiin sedimentin piilevänäytteet syvyydeltä 0-105 cm. Piilevänäytteet tehtiin kahden senttimetrin välein sedimenttipatsaan pinnasta (0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm) ja 5 cm:n välein 26 cm:n asti. Välin 26 – 105 cm näytteet on tehty 10 cm välein. Kortelammen piilevälajisto oli suhteellisen samanlaista kaikilla näytesyvyyksillä. Valtalajina olivat *Aulacoseira* suvun planktiset piilevät. *Aulacoseira* suvun piilevät esiintyvät yleisesti Suomen vesistöissä ja suosivat hieman happamia tai neutraaleja vesistöjä (pH 6,14-6,8). Ne esiintyvät tyypillisesti hitaasti virtaavissa tai seisovissa vesissä. Kortelammen yläpuolisena Sanginjärvi vaikuttaa luultavasti lajistoon, sillä näytteissä suurin osa on planktisia piilevälajeja, jotka esiintyvät isoissa vesialtaissa. Näin ollen osa Sanginjärven piilevistä kulkeutuu Kortelampeen ja sedimentoituu sinne. Yleisesti happamuutta kuvaavia *Eunotia* suvun lajeja ei Kortelammen piilevänäytteissä esiintynyt. Kortelammen lajisto muuttuu 45-55 cm syvyydellä, jolloin myös piilevien perusteella laskettu veden pH arvo laskee. Toinen muutos lajistossa tapahtuu syvyydellä 20-26 cm, jolloin pH myös pienenee, ollen kuitenkin selvästi yli 6.0. Kuvassa 30 on esitetty Kortelammen sedimentin piilevälajiston muutoksia eri näytesyvyyksillä sekä piilevälajiston perusteella laskettuja pH-arvoja.

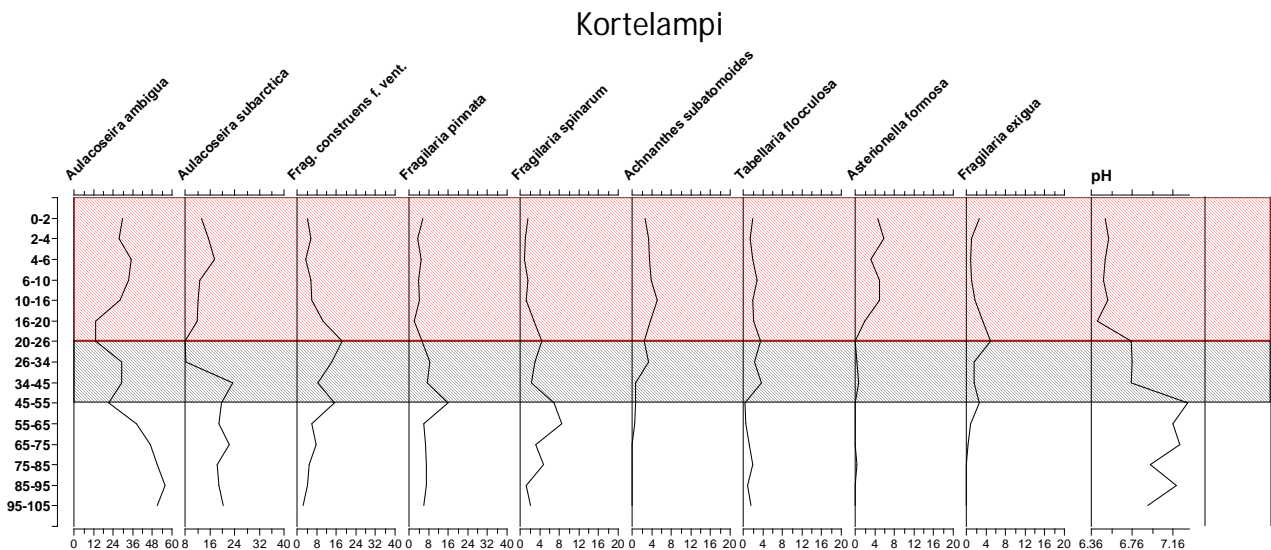
Puutturilampi

Puutturilammesta otettiin sedimentin piilevänäytteet väliltä 0- 95 cm. Puutturilammen piilevälajisto muuttuu syvyydellä 55-65 cm. Toinen muutos lajistossa tapahtuu syvyydellä 10-16 cm. Valtalajeina ovat *Fragilaria* suvun lajit ja pienet *Achnanthes* suvun lajit. *Fragilaria* suvun lajit esiintyvät yleisesti vesissä, joiden pH vaihtelee 6.2-6.8 välillä ja näin ollen eivät indikoi erityisesti happamia olosuhteita. Myös *Achnanthes* suvun lajit esiintyvät "normaaleissa" suomalaisissa vesistöissä, eivätkä indikoi happamia olosuhteita. Syvyydellä 55-105 cm *Aulacoseira* suvun lajit yleistyvät näytteissä. Näytteissä ei esiinny millään syvyydellä happamuutta indikoivia lajeja, kuten *Eunotia* suvun lajeja tai *Frustulia* suvun lajeja. Sedimentin piilevien perusteella laskettujen pH-arvojen mukaan Puutturilammen veden pH on ollut yli 6.0 lähes kaikkina kerrostumisajankohtina. Kuvassa 31 on esitetty Puutturilammen sedimentin piilevälajistoa sekä piilevien perusteella laskettuja veden pH-arvoja.

Sankilampi

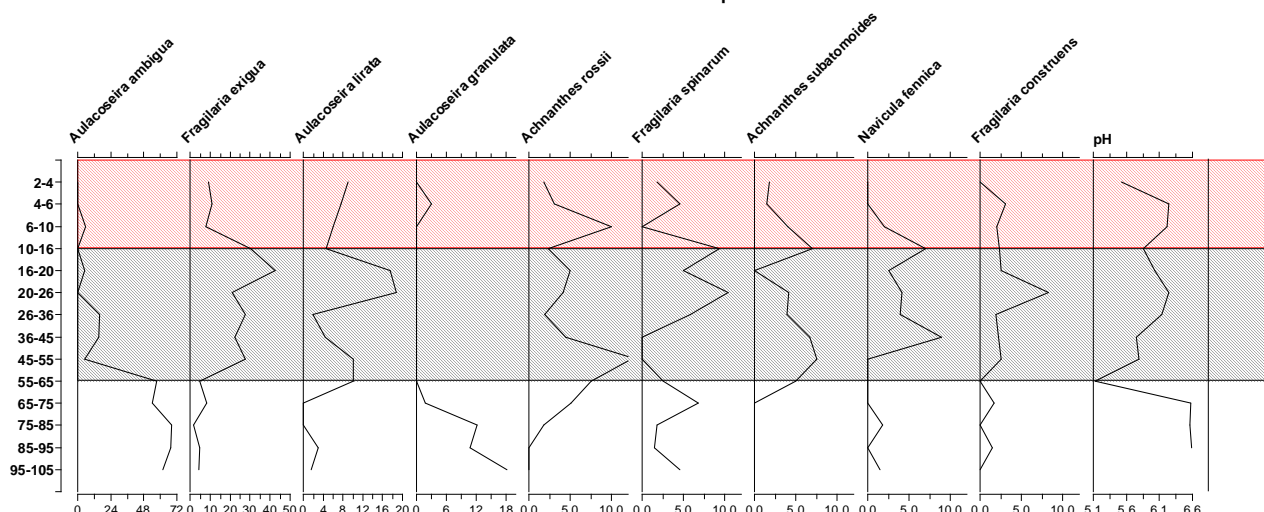
Sankilammen sedimentin piilevänäytteissä esiintyy paljon lajeja, mikä johtuu itse lammessa esiintyvistä lajeista ja myös sedimenttiin kerrostuneesta Sanginjoen lajistosta. Sanginjoen sedimentin piilevälajistossa tapahtuu muutos syvyydellä 44-54 cm, jolloin *Aulacoseira* suvun piilevät vähenevät näytteissä. Toinen muutos lajistossa tapahtuu syvyydellä 14-19 cm, jolloin *Aulacoseira* suvun piilevät yleistyvät näytteissä, ja jolloin myös *Eunotia* suvun piilevät yleistyvät. Happamuutta yleisesti indikoivia *Eunotia* suvun piileviä (Kovacs et al. 2006, Andren & Jarlman 2008) esiintyy kaikilla näytesyvyyksillä. Tämä indikoi veden lievästi happamia olosuhteita kaikkina kerrostumisajankohtina. *Eunotia* suvun piilevät kuitenkin lisääntyvät näytteissä 14-19 cm lähtien, mikä indikoi lisääntyntä happamuutta vesistöissä. Tämä näkyy myös kuvassa 3, jossa on esitetty Sankilammen sedimentin piilevälajistoa sekä piilevien perusteella laskettuja veden pH-arvoja. Piilevälajiston perusteella laskettu veden pH on ollut Sankilammessa vähän yli 6 syvyyksillä 19- 104 cm. Välillä 2-19 cm veden pH laskee hieman alle 6. Sankilammen pH on piilevien perusteella kaikkina kerrostumisajankohtina alhaisempi kuin joen yläjuoksulla sijaitsevan Kortelammen. Kuvassa 32 on esitetty Sankilammen sedimentin piilevälajistoa sekä piilevien perusteella laskettuja veden pH-arvoja.

Sedimentin piilevien perusteella Sanginjoen vedenlaadussa on tapahtunut muutoksia eri kerrostumisajankohtina. Tulosten perusteella Sanginjoen veden laatu on happamoitunut, kun verrataan aikaisemmin kerrostuneita sedimenttejä myöhemmin kerrostuneisiin sedimentteihin. Sedimentille ei tehty ajoitusta, jolla saataisiin selville sedimentin kerrostumisajankohta. Sedimentteihin kerrostuu piileviä yläpuolisista vesistöistä (järvet ja joki), jolloin varmuudella ei voida määrittää pelkästään Sanginjoessa elävien piilevien lajistoa. Sedimentin piilevien avulla ei pystytä myöskään selvittämään mahdollisia äkillisiä happamoitumispiikkejä, sillä lajisto määritettiin sedimentistä kerrallaan usean senttimetrin syvyydeltä, jolloin mahdolliset äkilliset pH muutokset eivät näy lajistosta.



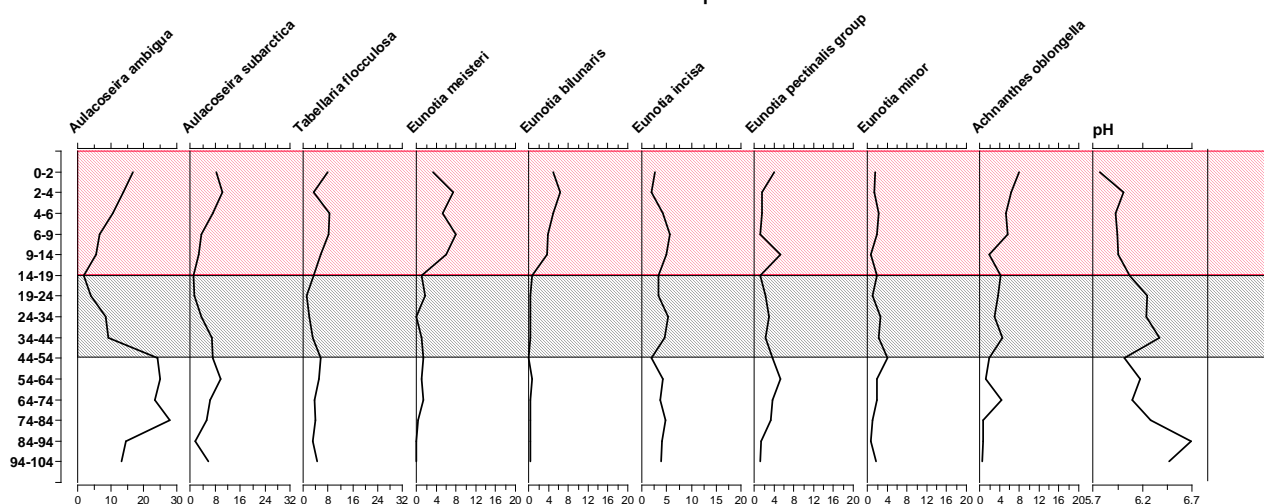
Kuva 30. Kortelammen sedimentin piilevälajisto eri syvyyksillä (kaikki lajit eivät kuvassa), sekä piilevien perusteella laskettu veden pH eri syvyyksillä. Kuvassa on esitetty värillisinä palkkeina muutokset piilevälajistossa.

Puutturilampi



Kuva 31. Puutturilammen sedimentin piilevälajisto eri syvyyksillä (kaikki lajit eivät kuvassa), sekä piilevien perusteella laskettu veden pH eri syvyyksillä. Kuvassa on esitetty värillisinä palkkeina muutokset piilevälajistossa.

Sankilampi



Kuva 32. Sankilammen sedimentin piilevälajisto eri syvyyksillä (kaikki lajit eivät kuvassa), sekä piilevien perusteella laskettu veden pH eri syvyyksillä. Kuvassa on esitetty värillisinä palkkeina muutokset piilevälajistossa.

3.5.3 Johtopäätökset

Matalissa lammissa sedimenttikerrosten ajoittamista ei voida tehdä luotettavasti, koska pintasedimentissä tapahtuu sekoittumista. Tästä huolimatta voidaan arvioida, että sedimenttiprofiilit kattavat useiden vuosikymmenien ajanjakson. Tulosten perusteella Sankilammessa tapahtuu muutos eri metallipitoisuuksissa ja orgaanisen aineen määrässä 16 cm:n, Kortelammessa 14 cm:n ja Puutturissa noin 14-24 cm:n kohdalla. Sankilammessa tämä muutos näkyi myös piilevien osalta, kun happamia olosuhteita indikoivat piilevät yleistyivät sedimentin pintakerrokseen mentäessä. Sanginjoen keski- ja alaosan valuma-vesissä on happamuusongelmia, mikä on havaittavissa myös vesinäytteiden osalta (kts. luku 3.1 ja 3.2). Kortelammen ja Puutturin profiileissa ei havaittu happamuutta indikoivia lajeja, mikä on yhdenmukainen vesinäytetulosten kanssa. Sanginjoen yläosalla

ei ole happamuusongelmaa. Tulos osoittaa että Sanginjoen alaosan happamuudessa on tapahtunut muutos, mikä voi johtua maankäytöstä

Havaitussa profiilin muutoskohdassa tapahtui myös metallipitoisuuksien lisääntymistä. Lyijypitoisuuksien lisääntyminen viittaa useasti ilmaperäiseen laskeumaan johtuen mm. lyijypitoisen bensiinin käytöstä. Sinkin (Zn), Mangaanin (Mn), Nikkelin (Ni), Kobolttin (Co) ja Kadmiumin (Ca) lisääntyminen on rinnastettu usein maankäytön lisääntymiseen (esim. Kansanen ja Jaakkola 1985, Sandman ym. 1990). Näitä alkuaineita havaitaan etenkin alunamaiden kuivatuksen yhteydessä (Peltola ja Åström 2002, Roos ja Åström 2003, Fältmarsch ym. 2008). Rautapitoisuuden (Fe) lisääntyminen voi merkitä myös maankäytön lisääntymistä, etenkin suo-ojitusten lisääntymistä

Aikaisemmin tehdyissä tutkimuksissa sedimenttien vuosittaisen kerrostumisnopeuden Suomen järvissä ja lammissa on havaittu vaihtelevan välillä n. 2-10 mm (esim. Raunio ym. 2011, Forsell ym. 2003, Hynynen ja Palomäki 2004). Jos käytetään tätä arviota, niin voidaan arvioida, että muutos näytteenottopisteissä on tapahtunut aikavälillä 1960–1980, jolloin Sanginjoen valuma-alueella on tehty laajoja suo-ojituksia metsätalouden ja turvetuotannon tarkoituksiin. Täten voidaan päätellä että maankäytön lisääntymisellä on voinut ollut vaikutusta Sanginjoen ainevirtaamiin ja happamuuden lisääntymiseen.

4 Sanginjoen maankäytön vesistövaikutukset

Valuma-alueen maankäyttö aiheuttaa kuormitusta, josta aiheutuu monenlaista haittaa vesistöille. Kuormitus aiheuttaa muutoksia jokielöstön elinolosuhteissa. Myös jokien virkistyskäyttöarvo voi alentua. Konkreettisimmin tämä havaitaan useimmiten kalastusmahdollisuuksien heikkenemisenä. Ravinnekuormituksen aiheuttama rehevöityminen ja kiintoainekuormituksen aiheuttama pohjien liettyminen ovat nykyisin keskeisimmät vesistöhaitat useimmissa maamme jokivesissä. Jokeen voi maankäytön seurauksena huuhtoutua myös happamoittavia aineita, jotka laskevat joen pH:ta ja heikentävät joen tilaa, jokielöstön elinolosuhteita ja joen virkistyskäyttöä.

4.1 Kiintoainekuormitus

Kiintoaineella tarkoitetaan jokiveden mukana kulkeutuvaa kiinteää ainesta, joka voi olla joko orgaanista eli eloperäistä ainesta tai se voi koostua elottomasta mineraaliaineksestä. Kiintoainetta on kaikki aines, joka on raekooltaan suurempaa kuin 0,45 µm. Tätä hienompi aines kulkeutuu joesa kolloideina (humusaineet, kts. 4.1.2) ja liuenneena. Pohjois-Pohjanmaan alueella erityisen ongelmallinen on orgaanisen kiintoaineen kulkeutuminen, mikä johtuu runsaasta suo pinta-alasta ja niiden aktiivisesta maankäytöstä.

Kiintoainetta kulkeutuu luonnontilaisissakin vesistöissä, mutta vesistöjen kiintoainekuormaa lisäävät kaikki maan pintaa rikkovat toimet, kuten maa- ja metsätalous sekä turvetuotanto. Kulkeutuva kiintoainekuormitus on suurimmillaan kevään ja syksyn valunhuippujen aikana, jolloin esim. pelot ovat pääosin ilman kasvipeitettä ja muokattuina ja veden kuljetuskapasiteetti suurimmillaan. Turvemetsätaloudesta kiintoainetta erodoituu sekä kulkeutuu kuivatusojista ja vastaavasti turvetuotannosta kiintoaineen pääasiallinen lähde on paljas tuotantopinta (Marttila 2010).

Metsätalouden kunnostusojitusten aiheuttama kiintoaineen huuhtoutuminen kasvaa voimakkaasti kunnostusojituksen jälkeen (Joensuu 2002), ja on suurimmillaan noin kahden vuoden ajan toimenpiteen jälkeen. Kun kunnostusojituksen vesistöä kuormittavan vaikutuksen arvioidaan kestävän noin 10 vuotta, huuhtoutuu syntyvästä kiintoainekuormituksesta noin 40 % heti ensimmäisenä vuonna ojituksen jälkeen (Finér ym. 2010). Suurin eroosioriski on ohutturpeisilla alueilla joilla ojitus voi ulottua mineraalimaahan saakka. Turvetuotannosta kiintoainekuormitusta tulee tasaisesti koko tuotannon ajan. Tuotannon edetessä syvempiin kerroksiin voi kuitenkin edistää kiintoaineen kulkeutumista, jos pohjakerrokset ovat enemmän maatuneita tai kaivu ulotetaan mineraalimaahan asti.

4.2 Orgaaninen kuormitus

Humus eli humusaineet ovat kemiallisesti ja biologisesti hajonneita orgaanisia yhdisteitä, joita esiintyy kaikkialla luonnonvesissä, ja jotka aiheuttavat vedelle ruskean värin. Humusaineet ovat suuria ja monimutkaisia hiiliyhdisteitä, jotka ovat pääosin peräisin eläin- ja kasviaineksen hajoamisesta, mutta osittain myös mikro-organismien aineenvaihdunnasta (Yohannes ym. 2004). Vesianalytiikassa liuenneita humusaineita ja niiden pitoisuutta luonnonvesissä on perinteisesti kuvattu, veden värin, kemiallinen hapenkulutuksen (COD_{Mn} ja COD_{Cr}), hiilen kokonaispitoisuuden (TOC) tai liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden avulla. Veden väriin vaikuttavat humusaineiden lisäksi myös muut valuma-alueen soilta ja maaperästä huuhtoutuneet kiinteät ja liuenneet aineet (levät, rauta, jne.). Vastaavasti kemiallinen hapenkulutus kuvaa veden sisältämien kemiallisesti hapettuvien orgaanisten ja epäorgaanisten aineiden määrää, mistä humusaineet muodostavat vain osan.

Luonnonvedet sisältävät humusaineiden lisäksi myös muita orgaanisia yhdisteitä, kuten vahoja, hartseja sekä matalan molekyylipainon karboksyylihappoja, jotka lisäävät vesinäytteen orgaanisen hiilen kokonais- sekä liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuutta. Erään arvioin mukaan Suomen humuspitoisissa pintavesissä humusaineiden osuus orgaanisen hiilen kokonaismäärästä on n. 50 %. Voimakkaan värillisissä vesissä turvemaiden läheisyydessä, humusaineiden osuus voi kuitenkin nousta jopa 90 prosenttiin veden sisältämistä orgaanisista aineista. (Keskitalo & Eloranta 1999)

Orgaanisia yhdisteitä huuhtoutuu luontaisesti vesistöihin suo- ja metsämaa-alueilta, mutta niiden määrä voi lisääntyä turvetuotantoa ja metsätaloutta varten suoritettavien ojitusten seurauksena. Suuren osan tästä huuhtoumasta muodostavat orgaaniset hapot, kuten humus- ja fulvohapot sekä pienen molekyylipainon karboksyylihapot, jotka voivat alentaa vastaanottavan vesistön alkaliniteettiä ja pH-arvoa (David ym. 1991, Keskitalo ym., 1999 & McKnight ym. 1985). Tehtyjen tutkimusten perusteella Sanginjoen happamuus on mitä todennäköisimmin peräisin valuma-alueelta tulevasta orgaanisesta huuhtoumasta (katso luku 3.4.). Toisaalta on huomattu, että kunnostusojitus vähentää aluksi liuenneen orgaanisen aineksen (humuksen) huuhtoutumista (Joensuu 2002b). Tähän vaikuttaa kuitenkin ojituksen paikalliset ominaisuudet.

Humusaineet kompleksoivat voimakkaasti myös metalleja, kuten rautaa, muodostaen kelaatteja. (Heikkinen 1990, Lippold ym. 2007 & Yohannes ym. 2004) Humusaineiden tiedetään kompleksoivan myös muita metalleja, kuten alumiinia ja elohopeaa. (Appelblad ym. 1999 & Keskitalo & Eloranta 1999) Sitoutuminen humusaineisiin vähentää metallien haitallisia vesistövaikutuksia. Humukseen sitoutunut rauta voi saostua etenkin järvissä lisäten liettymisen määrää vesistöissä. Li-

säksi humus voi kuljettaa metalleihin sitoutuneita ravinteita (etupäässä fosforia) maalta ja pohjasedimentistä vesiympäristöön.

4.3 *Ravinnekuormitus*

Turvemetsätalouden kunnostusojitus ei vaikuta liuenneen typen ja fosforin huuhtoutumiseen (Johensuu 2002). Kaivuun yhteydessä ja sen jälkeen ojista kulkeutuu kuitenkin partikkelimaista kiintoainetta mikä voi sisältää typpeä ja fosforia kiintoaineeseen sitoutuneena.

4.4 *Sanginjokeen kohdistuvan ravinnekuormituksen arviointi*

Sanginjoen valuma-alueen maankäytön perusteella tiedetään, että valuma-alueella ravinnekuormitusta aiheuttavat mm. metsätalous, maatalous, haja-asutus ja turvetuotanto. Lisäksi kuormitusta tulee ilmalaskeumana ja pistekuormituksena. Osa kuormituksesta tulee luontaisena huuhtoumana, joka ei ole peräisin ihmistoiminnasta. Sanginjoen tilaa heikentävät veden ajoittaisen happamuuden lisäksi myös veden korkeat fosforipitoisuudet. Hyvän tilan saavuttamiseksi jokeen tulevaa fosforikuormitusta tuleekin nykyisestä vähentää.

Yksi jokeen kohdistuvan kuormituksen arvioinnin keskeisimpiä tehtäviä on ohjata jokialueelle kohdistettavien vesiensuojelutoimenpiteiden mahdollisimman tehokasta suuntaamista. Jokivaluma-alueiden vesiensuojelun suunnitteluun liittyvien kuormitusarvioiden tekemisessä käytettävillä laskentamenetelmillä tulisi saada riittävän tarkat tiedot kuormituksen kokonaistasosta ja sektori-kohtaisesta jakautumisesta joen koko valuma-alueelta, mutta myös joen eri osavaluma-alueilta, joiden välillä on usein suuria eroja kuormituksen jakautumisessa. Erityisesti Pohjois-Suomen jokivesistöissä on tärkeää arvioida esimerkiksi metsätalouden ja turvetuotannon alueellisia vesistövaikutuksia, jotka useimmiten painottuvat jokien latvavesistöjen alueille.

Kuormituksen tarkka arviointi edellyttäisi mahdollisimman tiheää ja virtaamahuippuihin keskittyvää sektorikohtaista seurantaä jokivaluma-alueen eri osissa, koska sekä virtaaman että ravinnepitoisuuksien ajallinen vaihtelu voi olla suurta. Useimmissa vesistöissä tämän tasoinen seuranta ei ole kuitenkaan ollut mahdollista ja seurantatietoja on vuositasolla hyvin vähän, jos lainkaan. Suomen ympäristökeskuksessa on kehitetty ja on käytössä useita erilaisia laskentamalleja, joilla voidaan arvioida valuma-alueelta syntyvää ravinnekuormitusta kokonaisuudessaan ja/tai sektorikohtaisesti (lisätietoa esim. Väisänen & Puustinen (toim.) 2010). Kuormituksen arviointi voidaan tehdä myös erilaisia paikkatietomenetelmiä hyödyntämällä, esimerkiksi YVA Oy:n kehittämällä RiverLife-GIS-paikkatietotyökalulla, joka tarjoaa menetelmät mm. valuma-alueiden määrittämiseen, maankäytön muutosten arviointiin sekä kuormituslaskentaan (Lauri & Virtanen 2002, Rintala ym. 2006, Alahuhta ym. 2007).

4.4.1 *Kokonaiskuormituksen arviointi*

Sanginjokeen kohdistuvan ulkoisen ravinnekuormituksen arvioinnissa käytettiin ympäristöhallinnon Vesistömallijärjestelmän vedenlaatulaskentaa (Vemala), joka huomioi joesta mitatut todelliset vedenlaatu- ja virtaamahavainnot (Huttunen ym. 2007). Mallissa oletetaan, että valunta on pääasiallinen fosforin kulkeutumiseen vaikuttava muuttuja. Vemalan parametrit on kalibroitu vesistöistä mitattujen todellisten havaintojen perusteella. Kuormitusmallin kalibrointia vaikeuttaa kuitenkin vielä havaintojen vähäisyys. Koska Vemalan kuormituslaskenta perustuu jatkuviin simuloi-

tuihin pitoisuuksiin ja hydrologisten jatkuvien havaintojen perustella tarkistettuun vuorokautiseen valuntaan, voidaan Vemalan kokonaiskuormitusarviota pitää realistisempänä kuin niiden menetelmien, jotka käyttävät vain ravinteiden pitoisuuksien havaintoarvoja kuormituksen arviointiin.

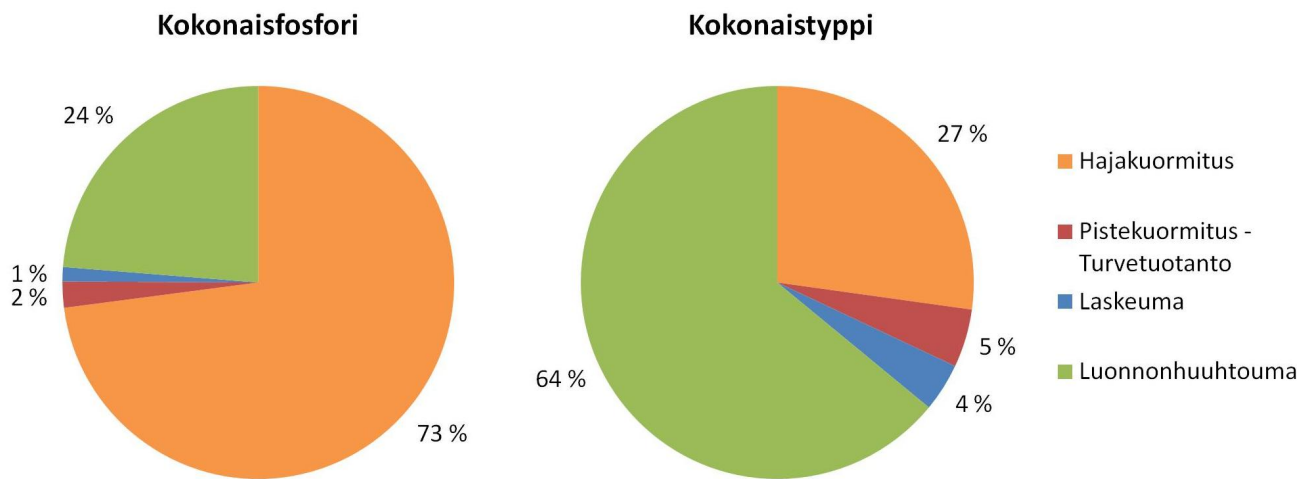
Vemalan perusteella Sanginjokeen kohdistuvan ulkoisen kuormituksen määrä fosforin osalta on keskimäärin 8,5 tonnia, typen osalta 86 tonnia ja kiintoaineen 3 600 tonnia vuodessa.

4.4.2 Kuormituksen jakautuminen sektoreittain ja osavaluma-alueittain

Koska Vemalalla ei voida arvioida tarkemmin sektorikohtaisia kuormitusosuuksia, laskennassa arvioitiin niitä saatavilla olevien uusimpien paikkatietoaineistojen, tilastotietojen ja mahdollisimman tuoreisiin tutkimuksiin perustuvien ominaiskuormituslukujen perusteella.

Vemalan kokonaiskuormitus pitää sisällään kaiken tarkastelualueelta tulevan kuormituksen. Hajakuormituksen osuutta voidaan arvioida siten, että vähennetään kokonaisainevirtaamasta luonnonhuuhtouman, laskeuman ja turvetuotannon osuudet. Näistä ainoastaan turvetuotannon osalta saadaan vesistöittäin mitattua tietoa, kun taas luonnonhuuhtouman ja laskeuman osuudet täytyy arvioida valuma-alueen maa-/vesipinta-alan ja ominaiskuormitusten perusteella.

Luonnonhuuhtouman määrä arvioitiin Hajakuormituksen hallinta metsätaloudessa (HAME) – hankkeen esittämien vesienhoitoalueittaisten metsätalousmaiden taustakuormitusarvioiden (Finér ym. 2010) avulla. Luonnonhuuhtouma laskettiin valuma-alueen maa-alan perusteella lukuun ottamatta rakennettuja alueita. Ilmalaskeuman suuruutta arvioitiin valuma-alueen vesipinta-alan ja alueellisen ominaislaskeuma-arvion perusteella, joka saatiin VEPS-järjestelmän tiedoista. Turvetuotannon vesistökuormitustiedot (kg/v) purkuvesistöittäin poimittiin Vahti-rekisteristä. Näillä laskentaperusteilla saatiin Sanginjoen hajakuormituksen, joka siis sisältää maa- ja metsätalouden, haja-asutuksen ja muut mahdolliset kuormittajat, määräksi 6,2 tonnia fosforia vuodessa ja 23 tonnia typpeä vuodessa, kun kokonaisainevirtaamat alueelta ovat 8,5 tonnia fosforia ja 86 tonnia typpeä vuodessa (vrt. luku 4.4.1). Kuvassa 33 on esitetty hajakuormituksen, turvetuotannon, laskeuman ja luonnonhuuhtouman osuudet Vemalalla arvioiduista fosforin ja typen kokonaisainevirtaamista. Laskennan perusteella Sanginjoen vesistöön kohdistuva ihmisen toiminnasta aiheutuva fosforikuormitus on huomattavasti suurempi kuin luonnonhuuhtoumana tuleva kuormitus. Typen osalta luonnonhuuhtouma on kaksinkertainen ihmisen toiminnasta aiheutuvaan kuormitukseen verrattuna (Kuva 33).



Kuva 33. Arvio haja- ja pistekuormituksen sekä laskeuman ja luonnonhuuhtouman jakaumasta Sanginjoen vesistössä.

Hajakuormituksen osittamisessa eri sektoreille hyödynnettiin tietoja valuma-alueen peltujen, metsien kunnostusojitusten ja hakkuiden pinta-aloista sekä haja-asutuksen määrästä 3. jakovaiheen tarkkuudella (Taulukko 11). Kunnostusojitusten keskimääräinen vuosittainen hyötyala (ha) osavaluma-alueittain on arvioitu Vesty-tietojärjestelmän perusteella. Vuosittainen hakkuuala on arvioitu vuosien 2000 ja 2006 maankäyttöaineistojen (Corine Land Cover-aineisto) muutosten perusteella. Peltotiedot ovat Tiken tilastotietoa vuodelta 2008 ja haja-asutuksen (sis. vakituisesti asutut kiinteistöt ja loma-asunnot) kiinteistömäärät on arvioitu Väestörekisterikeskuksen vuoden 2010 rakennus- ja huoneistorekisterin avulla.

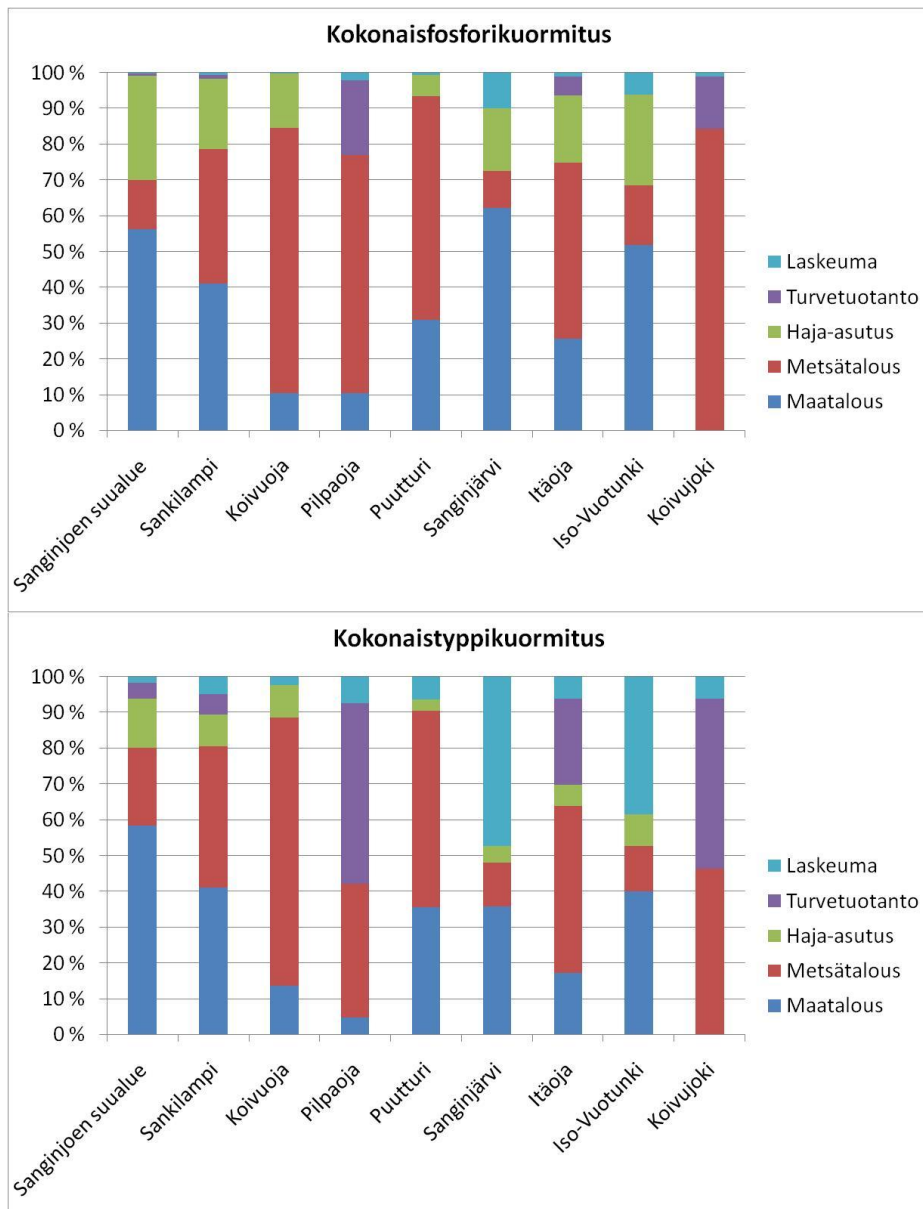
Taulukko 11. Arviot maa- ja metsätalouden pinta-aloista ja haja-asutuksen määristä osavaluma-alueittain.

Osavaluma-alue	Kunnostusojitusala (ha/v)	Hakkuuala (ha/v)	Pellot (ha)	Haja-asutus (kiinteistöä)
59.141 Sanginjoen suualue	20	110	230	90
59.142 Sankilampi	50	130	110	40
59.143 Koivuvoja	40	60	10	10
59.144 Pilpaoja	20	80	10	0
59.151 Puutturi	100	140	70	10
59.152 Sanginjärvi	0	30	60	10
59.153 Itäoja	10	70	20	10
59.154 Iso-Vuotunki	10	10	40	10
59.155 Koivujoki	50	80	0	0

Peltoviljelyn kuormituksen arvioinnissa käytettiin VIHMA-työkalua (Puustinen ym. 2010), metsätalouden laskennassa KALLE-työkalua (Finér ym. 2010) ja haja-asutuksen laskennassa hyödynnettiin Haja-asutuksen jätevesien käsittely Sanginjoen ja Muhosjoen ALMA-alueilla -hankkeen tuloksia (Peltola 2006). Näiden arvioiden perusteella arvioitu hajakuormitus ositettiin maa- ja metsätaloudelle sekä haja-asutukselle. Tarkastelu tehtiin myös osavaluma-alueittain, jotta voidaan paremmin arvioida, mitkä eri toimijat kullakin valuma-alueella aiheuttavat kuormitusta ja sen myötä vesien-suojelutoimenpiteitä voidaan kohdentaa oikeisiin paikkoihin. Maatalouden osalta ei siis ole tarkasteltu karjatalouden kuormitusta eikä metsätaloudessa ole arvioitu lannoitusten vaikutuksia. Valu-

ma-alueen muun toiminnan, kuten maa-ainesten oton, tuhkan läjittämisen tai golfkentän, kuormitusosuuksia ei ole tässä tehdyssä laskennassa arvioitu lainkaan.

Eri maankäyttöaineistojen ja laskentatyökalujen perusteella tehdyn osituksen perusteella maa- ja metsätalous ovat valuma-alueen suurimmat kuormittajat. Fosforin osalta haja-asutuksen kuormitus on turvetuotannon kuormitusta suurempi, mutta typen osalta turvetuotannon kuormitus on haja-asutusta suurempi. Suurin osa ihmisen toiminnan aiheuttamasta ravinnekuormituksesta tulee Sanginjoen suualueelta ja Sankilammen alueelta. Kuvassa x on esitetty, mitkä eri sektorien osuudet ovat osavaluma-alueittaisista kuormituksista. Tulosten perusteella maatalous on suurin fosforikuormittaja Sanginjoen suualueella, Sanginjärven ja Iso-Vuotungin alueilla. Pilpaajan valuma-alueella turvetuotanto on suurin ravinnekuormittaja. Muilla osavaluma-alueilla metsätalous aiheuttaa suurimman ravinnekuormituksen. Koivujoen valuma-alueella kuormitus muodostuu lähes kokonaan metsätalouden ja turvetuotannon kuormituksesta, koska alueella ei ole peltomaata eikä lainkaan haja-asutusta.



Kuva 34. Arvio ihmisen toiminnasta aiheutuvan kuormituksen jakautumisesta eri sektoreihin osavaluma-alueittain.

4.4.3 Tulosten vertailu ja johtopäätökset

Tarkasteltavan alueen kokonaiskuormituksen arviointi on luotettavinta tehdä mitattujen virtaamien ja ravinnepitoisuuksien perusteella. Koska Vemala huomioi laskennassaan todelliset mitatut havainnot sekä ravinteiden että virtaaman osalta ja simuloi puuttuvia arvoja, voidaan sen kilomääräistä arviota koko Sanginjoen vesistökuormituksesta pitää ominaiskuormitusmenetelmillä arvioituja tuloksia luotettavampana.

Vemalan perusteella Sanginjoen fosforin ainevirtaama on siis 8,5 tonnia ja typen 86 tonnia. Kun Vemalan tuloksia verrataan VEPS-järjestelmän kuormitusarvioihin, todetaan, että fosforin osalta kokonaisainevirtaama on suurempi kuin mitä VEPS-järjestelmä arvioi. Typen osalta kuormitusarvioinnin erot eivät ole niin suuria (Taulukko 12). Sama havainto on tehty Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen toimenpideohjelmassa 2010–2015, jossa todetaan, että virtaamien ja vedenlaatutietojen perusteella lasketut fosforin ainevirtaamat olivat Oulujoen - lijoen vesienhoitoalueella pääsääntöisesti huomattavasti suurempia kuin VEPS-mallilla lasketut vastaavat arvot. Sanginjoella maatalouden kuormitusta arvioitiin lisäksi VIHMA-mallilla ja metsätalouden kuormitusta KALLE-mallilla. Nämä arviointimenetelmät antoivat kuitenkin fosforin osalta pienemmän kuormituksen kuin mitä vemalan ainevirtaaman perusteella hajakuormituksen määrä Sanginjoen valuma-alueella tulisi olla. Jotta kuormituksen arviointia voitaisiin tarkentaa, tulisi keskeisten hajakuormittajien aiheuttamaa kuormitusta selvittää lisää.

Taulukko 12. Sanginjoen valuma-alueen fosfori- ja typpikuormitus arvioituna Vemalalla ja VEPS-arviointimallilla .

	Kokonaisfosfori (t/v)	Kokonaistyyppi (t/v)
Vemala	8,5	86
VEPS	3,3	80

4.5 Arvio viljelykäytäntöjen muutosten ja vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksista peltoviljelyn hajakuormitukseen

VIHMA-työkalulla (Excel-pohjainen työkalu, Puustinen ym. 2010) voidaan arvioida pelloilta tulevan kuormituksen kokonaismäärää valuma-alueen mittakaavassa sekä vertailla ja priorisoida maatalouden toimenpiteitä (viljelykäytännöt, suojavyöhykkeet, kosteikot, laskeutusaltaat). Malli vaatii lähtötilannetietoja tarkastelualueen peltojen kaltevuuksista, maankäyttömuodoista, fosforiluvuista, maalajeista sekä tietoja nykyisistä viljelykäytännöistä ja vesiensuojelumenetelmistä.

Sanginjoen valuma-alueen peltopinta-ala vuonna 2008 oli 530 ha. Kevätviljojen osuus on 57 % ja loput 43 % on pysyvää nurmea (Maaseutuvirasto/Tike). Vesistömallijärjestelmän vedenlaatumallista (Vemala) saatiin peltojen maalaji-, kaltevuus- ja P-lukujakaumat. Peltojen kaltevuus- ja maalajijakaumat on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 13. Sanginjoen valuma-alueen peltojen kaltevuus- ja maalajijakauma.

Kaltevuusluokka	alle 0,5 %	0,5 - 1,5 %	1,5–3,0 %	3,0–6,0 %	yli 6,0 %
Osuus (%) kokonaispeltopinta-alasta	45 %	25 %	23 %	8 %	0 %

Maalajijakauma	Karkeat maalajit	Savimaat	Hiesut	Eloperäiset
Osuus (%) kokonaispeltopinta-alasta	73 %	0 %	3 %	24 %

Maalajien ja kaltevuuksien luokat ovat samat Vemalassa ja VIHMAssa, mutta maalajikohtaiset kaltevuusjakaumat arvioitiin suoraan maalajien suhteellisten osuuksien perusteella. Samoin kasvilajien viljelyalat maalajeittain ja kaltevuuksittain jaettiin suhteellisten osuuksien perusteella. Alueen peltojen P-lukujen oletettiin jakautuvan siten, että 93 % pelloista on 8-14 mg/l-luokassa ja 7 % yli 14 mg/l-luokassa.

Tarkastelussa laskettiin erilaisten viljelykäytäntöjen muutosten ja vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksia kiintoaine-, kokonaisfosfori- ja kokonaistypikuormitukseen. Muutosskenaariot (Taulukko 14) muodostettiin asiantuntijatyönä ja käyttämällä mm. Temmesjoelle tehtyjen VIHMA-tarkastelujen tuloksia (Väisänen 2011 julkaisematon). Koska tarkempaa tietoa viljelykäytännöistä ja käytössä olevista vesiensuojelumenetelmistä Sanginjoen osalta ei ollut, lähtötilanteessa oletettiin, että tarkastelualueella ei ole käytössä kevennettyjä muokkausmenetelmiä eikä mitään vesiensuojelutoimenpiteitä (kosteikkoja tai suojavyojhykkeitä). Nurmien ala 230 ha ja avokesannon ala 80 ha pysyvät muuttumattomina kaikissa skenaarioissa.

Taulukko 14. Maanmuokkausskenaariot.

skenaario	kuvaus
Lähtötilanne	Pelloista kynnyllä 300 ha ja pysyvällä nurmipeitteisyydellä 230 ha
50 % talviaikainen sänki	Puolet kevätiljoista talviaikaisella sängellä, loput kynnyllä
Kohdennettu 50 % talviaikainen sänki	Kaltevimmat pellot talviaikaisella sängellä, loput kynnyllä
100 % talviaikainen sänki	Kaikki mahdollinen kevätilja-ala talviaikaisella sängellä
50 % suorakylvö	Puolet kevätiljoista suorakylvöllä, loput kynnyllä
Kohdennettu 50 % suorakylvö	Puolet kaltevimpia peltoja suorakynnyllä, loput kynnyllä
100 % suorakylvö	Kaikki mahdollinen kevätilja-ala suorakynnyllä

Nykytilanteessa peltoviljelyn aiheuttama kiintoainekuormitus on VIHMAN mukaan 249 tonnia/v, kokonaisfosforikuormitus 600 kg/v ja typikuormitus 10 tonnia/v. Kuormitusten muutokset eri maanmuokkausskenaarioissa verrattuna nykytilaan on esitetty taulukossa 14. Kevennetyt muokkausmenetelmät vähentävät hyvin kiintoaineen ja typen kuormitusta. Sen sijaan liukoisen fosforin (DRP) kuormitusta ne lisäävät. Suorakylvöön siirryttäessä liukoisen fosforin kuormituksen lisäys ylittää toimenpiteellä aikaan saatavan partikkelifosforin kuormituksen, jolloin kokonaisfosforikuormitus lisääntyy. Liukoisen fosforin huuhtoutuminen on riippuvainen peltojen fosforiluvusta, johon taas vaikuttaa lannoittaminen. Kun lannoitusta vähennetään kasvit alkavat hyödyntää myös peltomaahan aiemmin varastoitunutta liukoista fosforia ja peltojen P-luku pienenee. Fosforin väheneminen maaperästä on hidaskäyttöinen prosessi ja siihen voi mennä useita kymmeniä vuosia.

Taulukko 15. Peltoviljelyn kiintoaine- ja ravinnekuormituksen muutokset eri skenaarioissa.

Kuormitusten muutokset	Eroosio	PartP	DRP	TotP	ToTN
50 % talviaikainen sänki	-10 %	-7 %	4 %	-1 %	-6 %
kohdennettu 50 % talviaikainen sänki	-15 %	-10 %	4 %	-3 %	-6 %
100 % talviaikainen sänki	-21 %	-14 %	9 %	-3 %	-12 %
50 % suorakylvö	-18 %	-8 %	23 %	7 %	-11 %
kohdennettu 50 % suorakylvö	-25 %	-11 %	23 %	6 %	-11 %
100 % suorakylvö	-35 %	-16 %	45 %	14 %	-22 %

Maanmuokkausskenaarioiden lisäksi tarkasteltiin suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen vaikutuksia kuormitukseen (Taulukko 16). Lähtötilanteena käytettiin samaa kuin maanmuokkausskenaarioissa eli kaikki pellot ovat syyskynnöllä eikä mitään kevennettyjä muokkausmenetelmiä ole käytössä. Suojavyöhykeskenaariossa oletettiin, että kaikille syyskynnetyille pelloille perustetaan suojavyöhykkeet. Mahdolliset kosteikkojen sijaintipaikat arvioitiin Vesistömallijärjestelmän avulla. Mallissa kosteikkojen laskenta perustuu siihen, minne vedet luonnollisesti virtaavat ja kerääntyvät ja missä EU:n maatalouden ympäristötuen erityistuen monivaikutteisen kosteikkojen kriteerit täyttyvät (mm. kosteikon valuma-alueesta vähintään 20 % täytyy olla peltoa). Tällaisia kosteikkopaikkoja löytyi Sanginjoen alueelta yhteensä viisi kappaletta, niistä kolme on Sanginjoen suulla, yksi Koi-vuojan ja yksi Itäojan valuma-alueella. Kosteikkojen yläpuolelle jäävä peltoala on yhteensä 51 ha, joka on 10 % valuma-alueen kokonaispeltoalasta. VIHMA-tarkastelussa oletettiin, että kosteikon koko on 2 % yläpuolisesta valuma-alueesta. Kosteikoiksi soveltuvia kohteita voi löytyä muualtakin valuma-alueelta kuin tässä esitetyistä kohteista.

Tarkastelun perusteella sekä suojavyöhykkeet että kosteikat vähentävät kiintoaineen ja kokonaisravinteiden kuormitusta (Taulukko 17). Suojavyöhykkeet lisäävät kylläkin liukoisen fosforin kuormitusta, mutta kokonaisfosforia tarkasteltaessa niiden vaikutus on kuitenkin kuormitusta vähentävä. Kosteikkojen kohdalla on arvioitu vain sitä, paljonko niillä voidaan vähentää peltoviljelyn kuormitusta. Kosteikon perustamispaikasta riippuen voidaan sillä samanaikaisesti vaikuttaa koko yläpuoliselta valuma-alueelta tulevaan kuormitukseen mukaan lukien muut mahdolliset kuormittajat.

Taulukko 16. Vesiensuojeluskenaariot.

skenaario	kuvaus
Suojavyöhykkeet	Kaikille syyskynnetyille pelloille perustetaan suojavyöhykkeet
Kosteikat	Vemalalla arvioitu kosteikkojen lukumäärä Sanginjoen valuma-alueella

Taulukko 17. Vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutukset peltoviljelyn kuormitukseen.

Kuormitusten muutokset	Eroosio	PartP	DRP	TotP	ToTN
Suojavyöhykkeet	-9 %	-9 %	4 %	-3 %	-6 %
Kosteikat (4 kpl:tta)	-4 %	-4 %	-1 %	-2 %	-2 %

5 Sanginjoen tilatavoitteet

6 Mahdollisuudet veden pidättämiseen Sanginjoen valuma-alueella

6.1 *Tuotannosta poistuvien turvetuotantoalueiden vesittäminen ja sen vaikutukset pääuoman pH-tasoon*

Turvetuotanto on yksi, joskin pinta-alaosuudeltaan vähäinen, hetkellisiä valumia kasvattava maankäyttömuoto Sanginjoella. Se kasvattaa Sanginjoen virtaamaa tuotantokaudella keskimäärin noin 1 % ja rankkasateiden aikana vaikutus on arvioiden mukaan noin 3,5 %. (Lapin Vesitutkimus 1998). Hankkeessa tehdyn selvityksen tarkoituksena oli tarkastella veden pidätyskyvyn lisääntymistä Sanginjoen valuma-alueella, mikäli tuotannosta poistuvia turvetuotantoalueita vesitetään. Selvityksessä arvioitiin, voidaanko teoreettisilla vesitysjärjestelyillä tasata valuntahuippuja ja siten kohottaa ko. aikoina esiintyviä pääuoman alhaisia pH-arvoja. Selvitys pohjautuu pääasiassa Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantoalueilta olemassa oleviin suunnitelmiin, lupapäätöksiin ja tarkkailuihin, Sanginjoen ja läheisten alueiden virtaamatietoihin, virtaaman ja pH:n korrelaatioon pääuomalla, muilla valuma-alueilla tehtyihin vesityshankkeisiin sekä osittain myös turvetuotantoalueiden ympäristölupien jälkeisiin pohjamaaselvityksiin. Hankkeita, joiden suunnittelu, ympäristövaikutusten arviointi tai lupakäsittely on kesken, ei ole huomioitu tässä tarkastelussa.

Vesittäminen on yksi tuotantoalueiden jälkikäyttömuoto. Sillä tarkoitetaan turvetuotantoalueen muuttamista tekojärveksi, lintujärveksi, kalankasvatusaltaaksi, kosteikoksi tai virkistyskäyttöön sopivaksi muuksi vesialueeksi turvetuotannon jälkeen. Vesittämisellä voidaan tavoitella myös ympäröivien alueiden kuivatusvesiä puhdistavaa ja mahdollisesti tulvahuippuja tasaavaa vaikutusta ja näiden yhdistelmiä. Jälkikäytön mahdollisuuksia tarkasteltaessa otetaan huomioon kuusi tekijää: suon sijainti, ilmasto, hydrologia, kallioperä, maaperä ja topografia (suopohjan ja ympäristön pinnanmuodot). Turvetuotannon päättyessä turvetuotannosta vapautuvilla alueilla voidaan edellä mainituista tekijöistä riippuen muun muassa kasvattaa metsää, käyttää aluetta maatalousmaana, tuottaa peltoenergiaa tai muita hyötykasveja, hyödyntää aluetta virkistyskäyttöön ja ulkoiluun tai vesittää alue muodostamaan uutta kosteikkoa (Salo & Savolainen 2008). Jälkikäyttömuotoon vaikuttavat erittäin keskeisesti myös maanomistusolot (tuottajan omistuksessa / vuokrattu maapohja), sillä tuottajan on käytännössä mahdotonta puuttua maankäyttöön vuokrasuhteen päättymisen jälkeen. Suunnittelua vaikeuttaa myös se, että turpeennostoala vähenee hitaasti ja toiminnan loppuminen ajoittuu usein pitkälle aikavälille, jolloin ensimmäiset alueet ovat saattaneet poistua tuotannosta jo vuosia aikaisemmin kuin viimeiset (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2001). Tuotannosta poistuneita alueita voidaan kuitenkin käyttää tuotannon loppuvaiheen ja mahdollisten yläpuolella olevien uusien turvetuotantosoiden vesiensuojelussa. Muun muassa Rantsilan Kurunevalla ja Sanginjoen valuma-alueella Turvesuolla on entisiä tuotantoalueita vesitetty nimenomaan yläpuolisten alueiden vesiensuojelutarkoituksiin. (Åman 2010).

Tulvavesien pidättämiseen ja virtaamien tasaamiseen vesittämisellä saavutettava hyöty riippuu tuotantoalueen tulovirtaamasta, rakennettavien altaiden pohjapinta-alasta ja niiden tilavuudesta sekä suota ympäröivistä alueista (Karjalainen 2008). Vesiensuojelutarkoituksessakin vesitettyjä alueita voidaan käyttää virkistys- ja retkeilyalueina. Vesittämisen vesiensuojelulliset hyödyt riippuvat kuitenkin yhdessä alueen hydrologisista, biologisista ja geokemiallisista ominaisuuksista sekä itse vesittämisen laadukkaasta toteuttamisesta.

6.1.1 Turvetuotanto Sanginjoella ja alueiden alustavat jälkikäyttömuodot

Sanginjoen valuma-alueella oli vuonna 2010 seitsemän tuotannossa olevaa turvetuotantoaluetta. Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantoalueiden jälkikäyttöä on lupahakemuksissa alustavasti käsitelty lähes jokaisella alueella, mutta tarkempia suunnitelmia on tehty vain harvoille alueille. Ainoastaan Korentosuon turvetuotantoalueelle ei vielä (2010) ole lainkaan suunniteltu mahdollisia jälkikäyttömuotoja, koska tuotannon on arvioitu loppuvan vasta 25–30 vuoden kuluessa. Useimmille turvetuotantosoille on olemassa sopivia jälkikäyttömuotoja. Alustavien suunnitelmien mukaan vesittäminen on katsottu sopivaksi jälkikäyttömuodoksi Miehonsuolle, Turvesuolle ja Haara-Torvisuolle. Uudelleen soistaminen on katsottu sopivaksi jälkikäyttömuodoksi Miehonsuolle, Turvesuolle, Konnansuolle ja Hautasuolle (Taulukko 18).

Taulukko 18. Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantosoiden ympäristölupahakemusten mukaiset alustavat jälkikäyttösuunnitelmat sekä Sanginjoen eteläosan maankäytöllisessä vesiensuojelusuunnitelmassa esitetyt jälkikäyttövaihtoehdot. Taulukossa on esitetty kullekin alueelle soveltuvat jälkikäyttömuodot. Korentosuolle ei ole tehty vielä alustavaa jälkikäyttösuunnitelmaa.

	Miehonsuo	Turvesuo	Konnansuo	Haara-Torvisuo	Hautasuo	Korentosuo
metsitys	X	X	X	X	X	(X)
maatalous	X	X	X	X		(X)
kuitu- ja energiakasvien tuotanto	X	X	X	X		
siirtonurmen tuotanto	X	X	X	X		
maa-aines ja malmit	X	X	X			
kaatopaikka	X	X				
tuhkan sijoitus	X	X	X			
vesitys (esim. lintujärveksi)	X	X		X		
uudelleen soistaminen	X	X	X	X	X	
virkestysalue		X	X	X		
urheilualue		X	X			
kasvihuone		X				
poronrehun tuottaminen				X		

6.1.1.1 Miehonsuo ja Miehonsuo II

Turveruukki Oy:n hallinnassa oleva Miehonsuo sijaitsee Oulun kaupungin alueella. Turvetuotantoalueen kunnostus on aloitettu vuonna 1987 ja se ollut tuotantokäytössä vuodesta 1990 alkaen. Ympäristölupahakemuksen mukainen tuotantopinta-ala on 105 ha. Alkuperäinen tuotantopinta-ala on ollut 108 ha. Alueen hyödynnettävän turvekerroksen paksuus on nykyisellään keskimäärin 1,2 m. Tuotannon on arvioitu kestävän kaikkiaan noin 20 vuotta ja siten loppuvan vuoteen 2012 mennessä. Alueella tuotetaan polttoturvetta noin 39000 MWh (vuotuinen toimitusmäärä n. 40000 m³) ja kasviturvetta noin 3000 m³ vuosittain. Jälkikäytössä on vuoden 2009 tietojen mukaan 7,3 ha. Tuotannosta on poistunut lisäksi 1,8 ha, joka ei vielä ole jälkikäytössä. (Vahti 2009).

Miehonsuo II on Miehonsuon lisäalue vanhemman tuotantoalueen länsipuolella. Miehonsuo II:n luvan mukainen pinta-ala on 28,2 ha. Käyttöön on otettu kuitenkin vain 23 ha. Miehonsuo II:n käytön on arvioitu kestävän 20 vuotta. Alueelta saadaan polttoturvetta. Tuotantokentillä turvepaksuus on keskimäärin 1,5 m. Alin tuotantotaso on 47,7 m (lohkot 8-11) – 48 m (lohko 7). Alue on avosuota ja rajoittuu moreeniselänteisiin. Alueen pohjois- ja länsireunalla on metsäojitusta. (Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2002 c, Lapin Vesitutkimus 1996). Miehonsuo sijaitsee musta-

liuskekallioperäalueella. Vedet purkautuvat Miehonsoolta Miehonjojan kautta Pilpaojaan ja siitä edelleen Sanginjokeen. Miehonjojan keskiylivirtaama on $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ja keskiylivaluma 100 l/s km^2 . Keski virtaama tuotantokaudella on $0,0132 \text{ m}^3/\text{s}$. (Lapin Vesitutkimus 1998, Planora Oy 1995).

Alueelle on tehty alustava jälkikäyttösuunnitelma ympäristölupahakemuksen yhteydessä. Ensimmäisessä alustavassa jälkikäyttösuunnitelmassa mahdollisiksi Miehonsoon jälkikäyttömuodoiksi on suunniteltu soveltuvan metsitys, maatalous (luomuviljely ja yrttikasvien kasvatusta), kuitu- ja energiakasvien tuotanto, siirtonurmen tuotanto, maa-aines ja malmit, kaatopaikka, tuhkan sijoitus sekä alueen uudelleen soistaminen (Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2002 c). Alueen mahdollisia jälkikäyttömuotoja on pohdittu hieman tarkemmin Sanginjoen eteläosan maankäytöllisessä vesiensuojelusuunnitelmassa, jonka mukaan Miehonsoon olisi lisäksi mahdollista rakentaa kaksi yhteensä noin 20 hehtaarin lintuvettä ja niiden yläpuolelle kaksi soistumaa tai ruokohelpikosteikkoja. Myös Miehonsoon lisäosan laitaosa voi toimia kosteikkona (Åman 2010).

6.1.1.2 Turvesuo

Turvesuon turvetuotantoalue sijaitsee noin 20 km Oulusta kaakkoon. Alue on Turveruukki Oy:n hallinnassa ja siellä tuotetaan jyrsinpolttoturvetta. Turvesuon vanhemman 57,8 hehtaarin laajuisen osan kunnostus alkoi vuonna 1990 ja tuotanto 1994. Myöhemmin tuotantoaluetta on laajennettu 34,2 hehtaarin lisäalueella. Käytetyn alueen kokonaispinta-ala on siten n. 92 ha. Alueen hyödynnettävän turvekerroksen paksuus on vanhemmalla tuotantoalueella (57,8 ha) noin 1,2 m ja lisäalueella (34,2 ha) keskimäärin 1,7 m. Vuoteen 2009 mennessä tuotannosta oli poistunut 5,1 ha (Vahti 2009). Vanhemmalla osalla tuotannon on arveltu loppuvan vuoteen 2013 mennessä. Koko alueella tuotannon on arvioitu päättyvän vuoden 2021 tienoilla. Turvesuon vedet purkautuvat Miehonjojan kautta Pilpaojaan ja siitä edelleen Sanginjokeen. (Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2002 a). Suon normaali virtaama tuotantokaudella on $0,0132 \text{ m}^3/\text{s}$ ja rankkasateen aikana $0,0384 \text{ m}^3/\text{s}$ (Lapin Vesitutkimus 1998). Turvesuo sijaitsee mustaliuskekallioperäalueella.

Turveruukki Oy:llä on tarkoitus tehdä turvetuotantoalueen uusiokäyttösuunnitelma noin 3–5 vuotta ennen turvetuotannon päättymistä. Alustavassa suunnitelmassa Turvesuon mahdollisia jälkikäyttömuotoja ovat metsitys, maatalous, kuitu- ja energiakasvien tuotanto, siirtonurmen tuotanto, maa-aines ja malmit, urheilualue, virkistysalue, kaatopaikka, kasvihuone, tuhkan sijoitus ja soistaminen. Turvesuo voidaan ottaa myös vesiensuojelukäyttöön osittain vesittämällä tai perustamalla kosteikko. Tuotannosta poistuneille lohkoille on jo muodostunut altaita. Nykyäänkin Turvesuon vedet johdetaan vesiensuojelutoimenpiteenä entiselle, 1950-luvulla käytössä olleelle turpeenottoalueelle muodostuneelle kosteikolle. (Åman 2010, Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2002 a).

6.1.1.3 Konnansuo

Konnansuo on Turveruukki Oy:n hallinnassa. Alueen kokonaispinta-ala on noin 34 hehtaaria. Suon kunnostus turvetuotantoon aloitettiin vuonna 1999 ja turvetuotanto aloitettiin alueella vuonna 2004. Konnansuolla tuotetaan kuivike-, komposti- ja jyrsinpolttoturvetta. Vuotuinen turpeentuotanto on $10000\text{--}15000 \text{ m}^3$. Koko tuotannon on arvioitu loppuvan vuoteen 2030 mennessä. (Pöyry 2008). Konnansuon ympäristössä on pääasiassa ojitettua suoaluetta sekä kangasmaita. Tuotantoalueen vedet johdetaan Konnanjojan kautta Sanginjokeen. Konnanjojan ($F=2,1 \text{ km}^2$) keskivirtaamaksi on vuosina 1990–2007 arvioitu $0,024 \text{ m}^3/\text{s}$. (Pöyry 2008).

Ympäristölupahakemuksen liitteenä olevassa alustavassa jälkikäyttösuunnitelmassa alueen jälkikäyttömuodoiksi on arvioitu sopivan metsitys, maatalous, kuitu- ja energiakasvien viljely, siirtonurmituotanto, maa-aineksien nosto ja malmin louhinta, urheilualue, virkistysalue, tuhkan sijoitusalue ja alueen uudelleen soistaminen (Åman 2008). Vuonna 2009 jälkikäytössä oli 0,4 ha (Vahti 2009).

6.1.1.4 Haara-Torvisuo

Haara-Torvisuon turvetuotantoalue sijaitsee noin 15 km Ylikiimingin taajamasta kaakkoon, Oulun kaupungin ja Oulunsalon kunnassa. Turvetuotantoalue on Turveruukin hallinnassa. Alueen kunnostus on aloitettu vuonna 1990 ja tuotanto vuonna 1994. Myöhemmin alueeseen on liitetty vielä lisäalue. Kaikkiaan käytetty pinta-ala on 165,9 hehtaaria, josta 3 ha on kuitenkin jo poistunut tuotannosta ja osa on jälkikäytössä (Vahti 2009). Tuotantosuuntana on jyrsinpoltto- ja kasvuturvetuotanto. Lisäksi alueella voidaan tuottaa maanparannus- ja palaturvetta markkinatilanteen mukaan. Alueen hyödynnettävän turvekerroksen paksuus on noin 1,5 m. Tuotannon arvellaan loppuvan vuoteen 2016 mennessä. Turvetuotantoalueen vedet johdetaan osittain Koivujokea pitkin Sanginjokeen ja osittain Sanginjokeen. Haara-Torvisuon normaali virtaama on tuotantokaudella 0,0105 m³/s ja rankkasateen aikana 0,0304 m³/s.

Alustavassa jälkikäyttösuunnitelmassa Haara-Torvisuon mahdollisia jälkikäyttömuotoja ovat metsitys, maatalous, kuitu- ja energiakasvien tuotanto, siirtonurmen tuotanto, lintujärveksi vesittäminen, virkistysalue, poron rehun tuottaminen ja alueen uudelleen soistaminen. (Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2002 b). Haara-Torvisuo sijaitsee osittain mustaliuskealueella.

6.1.1.5 Hautasuo

Hautasuon turvetuotantoalue sijaitsee sekä Oulun kaupungin että Oulunsalon kunnan alueilla, noin 8–10 km Ylikiimingin kirkonkylästä länteen. Koko turvetuotantoalueen pinta-ala on 220 ha, mutta alueesta sijaitsee Sanginjoen valuma-alueella vain 30,5 ha (josta varsinaista tuotantoalaa 28,6 ha) ja loput Kalimenojan valuma-alueella. Hautasuon turvetuotantoalue on Turveruukki Oy:n hallinnassa. Suo on kuntoonpantu vuosina 1987–1989. Tuotanto on aloitettu vuonna 1988 ja koko tuotantoala oli käytössä vuonna 1990. Tuotantomuotona alueella on jyrsin- ja palaturve. Turvetuotannon on arvioitu päättyvän vuoteen 2015 mennessä. Koko Hautasuon turvetuotantoalueen keskimääräiseksi tuotantomääräksi on ilmoitettu 40000–70000 m³ vuodessa. Tässä ei ole erikseen eroteltu Sanginjoen valuma-alueella sijaitsevien lohkojen tuotantomäärää. Sanginjoen lohkojen osuus koko turvetuotantoalueen pinta-alasta on 14 %, tuotantomäärään suhteutettuna Sanginjoen valuma-alueen lohkojen vuosituotanto olisi siten karkeasti arvioiden 5600–9800 m³. Sanginjoen valuma-alueella sijaitsevien turvetuotantolohkojen vedet laskevat Murhiojan kautta Sanginjokeen. (Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto 2001). Soveltuviksi jälkikäyttömuodoiksi on arvioitu uudelleen soistaminen ja/tai metsitys.

6.1.1.6 Korentosuo

Korentosuon turvetuotantoalue on VAPO Oy:n hallinnassa ja sijaitsee Utajärven kunnan Sanginjärven kylässä, noin viisi kilometriä kylästä koilliseen. Korentosuon ympäristö on metsätaloukskäytössä. Alueen luvan mukainen pinta-ala on 189 ha, mutta vuoteen 2009 mennessä alueesta oli vasta otettu käyttöön 107 ha ja kunnostusvaiheessa oli 81 ha (Vahti 2009). Korentosuolla tuotetaan

pääasiassa jyrshinturvetta energiaturpeeksi. Vuotuinen tuotantomäärä on keskimäärin 90000 m³. Kaikkiaan tuotantokelpoinen alueelta nostettavissa oleva turvemäärä on noin 1,5 milj. toimitusm³. Kunnostus- ja tuotantovaiheen on arvioitu kestävän 25–30 vuotta. Pinta-alaa poistuu turvetuotantokäytöstä nopeimman arvon mukaan aikaisintaan vuoden 2020 tienoilla. Alueelle ei ole tehty jälkikäyttösuunnitelmaa, koska alue on ollut tuotantokäytössä vasta vähän aikaa. Turvetuotantoalueen vedet johdetaan Itäjoaan, josta edelleen Sanginjärven kautta Sanginjokeen. (Pohjois-Suomen Ympäristölupavirasto 2003).

Korentosuon YVA-selvityksen mukainen keskiylivirtaama on pintavalutuskenttä 1:n mittapadolla 0,103 m³/s ja keskiylivaluma 50 l/s km². Mittapadon valuma-alue on kooltaan 2,05 km². Laskuojassa, Itäojan metsäautotien rummulla keskiylivirtaama on 0,733 m³/s ja keskiylivaluma 120 l/s km², valuma-alueen ollessa 6,11 km².

6.1.2 Menetelmät

Tarkastelussa on arvioitu kaikkien tuotantoalueiden vesittämisen tai osittaisen vesittämisen teoreettista vaikutusta pääuoman virtaamiin ja edelleen pH-tasoon virtaaman ja pH:n korrelaation (ks. kappale 3.1.2) perusteella. Koska tuotantoalueiden todellista topografiaa eli mahdollisten vesialueiden syvyysuhteita ei ole tiedossa, on vesialueiden tilavuustietoina käytetty ympäristöluvis- sa, -hakemuksissa tai YVA - selvityksissä esitettyjä hyödynnettävän turvekerroksen paksuus- ja tuotantoalueiden pohjamaan keskimääräisiä korkeustietoja, tuotantomääriä sekä arvioituja tuotantoaikoja luvitettujen pinta-alojen ohella. Alueiden maksimipinnankorkeudet arvioitiin turvekerroksen paksuus- ja turvemäärätietojen perusteella, koska ennen tuotantoa vallinnut ympäröivien alueiden kuivatustila katsottiin realistiseksi tavoitteeksi myös teoreettisessa arvioinnissa (ennen tuotantoa mahdollisesti vallinnut pohjavedenpinnan taso = arvioitu maksimipinnankorkeus). Tarkastelussa ei siis huomioitu ympäröivien alueiden mahdollisesti uudelleen heikentyvää kuivatustilaa (käytännössä kaikkien ympäröivien alueiden vesiä ei voitaisi johtaa luonnontilaisen suon pinnan tasolle korkeussuhteista huolimatta, sillä tuotannon aikana/jo ennen tuotantoa ko. osa-alueen kuten suon reunaan rajoittuvan metsäalueen purkupisteen vedenjohtamiskyky on useimmiten ollut luonnontilaista tai vesittämisen jälkeistä aikaa parempi). Vesityshankkeissa vastaavat tilanteet tosin kompensoidaan esim. maapadoilla ja niiden eristysojilla ns. vettymishaitta-alueen pienentämiseksi.

Vertailua tehtiin siten, että jokainen Sanginjoen valuma-alueella sijaitseva turvetuotantoalue pysyttäisiin turvetuotannon päättymisen jälkeen vesittämään joko a) koko pinta-alaltaan tai b) osittain (50 %) silloin, kun valunnat ovat suurimmillaan eikä vesittämässä lisättäisi tilavuutta kaivaen tai merkittävien maapatojen avulla. Soiden pohjamaan muotojen noudattaessa yleensä matalia, laakeita altaita, pienenee laskennallinen tilavuus suhteessa enemmän kuin pinta-ala. Siksi tarkastelussa päädyttiin käyttämään tilannetta, jossa altaan vesitilavuus pienenee 75 %, mikäli pinta-ala pienenee 50 % (vaihtoehto b). Tuotantoalueiden purkupisteiden luonnolliset valuma-alueet (ei tuotannon aikaiset, eristysojilla supistetut valuma-alueet) määritettiin paikkatieto-ohjelmalla korkeuskäyrien mukaan, käyttäen hyväksi tarkempaa KM2-laserkeilausaineistoa korkeussuhteiden tarkistamiseksi, mikäli alueelta oli ko. aineistoa saatavana.

Pinta-alakohtaisina valuma- ja edelleen altaiden tulovirtaamatietoina kaikille alueille käytettiin Sanginjoen osavaluma-alueen, Koivuojan (59.143) Ympäristöhallinnon Vesistömallijärjestelmässä simuloituja virtaamatietoja vuosilta 2000–2009. Koivuojan valuma-alue sijaitsee Sanginjoen keski-

vaiheilla, on järvetön ja sisältää turvetuotantoalueiden tavoin suuria avonaisia alueita (avosoita). Lähin varsinainen valunta- tai virtaamamittausasema pienellä, järvettömällä valuma-alueella on ollut Simon Kirnuojan asema, jonka 1977–1990 valumatietoja voitiin verrata Koivuojoelle ko. ajalle simuloituihin arvoihin. Pinta-alakohtaiset päivittäiset valumatiedot olivat mitattujen ja simuloitujen välillä hyvin samankaltaisia, kevättulvan oltua Simossa vain hieman Sanginjokea myöhemmin. Lisäksi keskivaluma ($12,2 \text{ l/s/km}^2$) oli Kirnuojan asemalla hieman Sanginjoen koko valuma-alueelta 2000–2009 mitatun ja edelleen Koivuojoen valuma-alueelle sen ominaisuuksien perusteella simuloitua keskivalumaa ($11,1 \text{ l/s/km}^2$) suurempi. Koska altaiden säännöstelymahdollisuudet rajoittuvat lyhyisiin tulvakausiin, ei tarkastelussa otettu huomioon altaista tapahtuvaa haihduntaa. Esim. kevättulvan aikana haihdunta on muutenkin hyvin vähäistä, eikä tällä ole lyhyinä säännöstelyaikoina merkitystä vesitilavuuksiin.

Koivuojoen pinta-alakohtaiset valumat muutettiin vastaamaan kunkin turvesuon luonnollista valuma-aluetta, minkä jälkeen voitiin laskea kunkin tuotantoalueen teoreettiselle säännöstelytilavuudelle padottamisen aloitus- ja ko. altaiden täyttymisajankohdat. Koska kosteikkoja tai altaita ei voida 1) pohjamaan hapettumis- ja edelleen veden happamuuden lisääntymisriskin tai 2) kasvillisuuden, eliöstön ja muiden biologisten tekijöiden vuoksi laskea kokonaan tyhjäksi esim. kevättulvia silmällä pitäen, säännöstelytilavuutena käytettiin 50:ttä prosenttia vaihtoehdon mahdollistamasta vesitilavuudesta. Käytännössä siis vesitettäessä vain puolet tilavuudeltaan 200 000 m³ alueen pinta-alasta, vesitilavuus olisi 50 000 m³ ja säännöstelytilavuus siten 25 000 m³.

Lopuksi laskettiin alueiden padotuksen vaikutukset Sanginjoen kevättulvan aikaisiin virtaamiin vuosien 2000–2010 virtaamatietojen (päiväkeskiarvot) perusteella. Koska joinakin vuosina pienempiä, mutta pH-arvojen suhteen merkittäviä piikkejä esiintyy myös muulloin avovesikaudella, testattiin realistisemmän vesitysvaihtoehdon (b) potentiaalista vaikutusta vuoden 2004 virtaamiin, jolloin erityisesti loppukesällä esiintyi voimakkaita valuntoja ja alhaisia pH-arvoja. Vaikka Sanginjoen mittausasema on perustettu vasta 2000-luvun alkupuolella, on viime vuosina tehty kattavasti virtaamamittauksia eri pinnankorkeuksilla ja aiemmat virtaamatiedot on voitu korjata takautuvasti oikeiksi tehtyjen päivityksien avulla. Vaikutuksissa joen virtaamiin ei huomioitu Korentosuon vesitämistä, sillä Korentosuo sijaitsee Sanginjärven yläpuolella Itäojan valuma-alueella. Sanginjärvi (pinta-ala 4,817 km²) tasaa tuotantoalueen suhteellisen pienen valuma-alueen virtaamavaihtelut, eivätkä pidätyksen vaikutukset näkyisi lainkaan Sanginjoen pääuomassa.

6.1.3 Tulokset

Käytössä olevien tilavuustietojen perusteella suurimmat teoreettiset vesi- ja säännöstelytilavuudet saavutetaan Haara-Torvisuolla huolimatta siitä, että suunniteltu tuotantoala on suurin Korentosuolla. Valuma-alueiden kokojen ja allastilavuuksien suhteelliset erot saavat aikaan sen, että suurehkosta pinta-alasta huolimatta eri tilavuuksille (ilman säännöstelyä) lasketut viipymät voivat olla hyvinkin pieniä, kuten Miehonsuolla (veden johtaminen Miehonojasta koko yläpuoliselta valuma-alueelta). Vastaavasti Konnansuo rajoittuu luontaisestikin läheisiin moreenikankaisiin, eikä valuma-alue kasva juurikaan huolimatta veden johtamisesta tuotantoalueelle koko luontaiselta valuma-alueelta (viipymä suuri suhteessa pieneen tilavuuteen). Erityisesti huomioitavaa on Koivuojoen ja Sanginjoen välissä, Kivijärventien länsipuolella sijaitsevan Haara-Torvisuon pieni valuma-alue suhteessa teoreettiseen tilavuuteen: viipymä olisi useita kuukausia (0,36 v) vielä vesitettäessä puolet tuotantoalasta ja pidettäessä vesipinta ko. tasolla ilman säännöstelyä, mikä johtuu pienestä tulovirtaamasta eli pienestä luontaisesta valuma-alueesta (Taulukko 19). Yleisesti veden pidättä-

miseen tarkoitetuilla vesiensuojelurakenteilla on katsottu eduksi viipymän kasvaminen, mutta ongelmaiksi varsinaisen vesialueen muodostamisessa tulisi todennäköisesti alueen liian pieni valuma ja vesittämisen jääminen vajaaksi myös kesäaikaisen haihdunnan vuoksi.

Taulukko 19. Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantosoiden teoreettiset tilavuus- (V) ja säännöstelytilavuustiedot (Vsäänn), luontaisten valuma-alueiden pinta-alat (F), keskivaluma (Mq) ja vuosivirtaama (Q/vuosi) vuosien 2000-2009 virtaamatietojen perusteella sekä täyttä tilavuutta kohti (vaihtoehdot a ja b) lasketut viipymät (T).

	kohde	pinta-ala (ha)	V (m ³)	Vsäänn (m ³)	F (km ²)	Mq (l/s/km ²)	Q/vuosi (m ³)	T (vuotta)
koko ala vesitetty	Miehonsuo	133,2	1369000	684500	8,45	11,1	2957919	0,46
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Miehonsuo	133,2	342250	171125	8,45	11,1	2957919	0,12
koko ala vesitetty	Turvesuo	92	1275000	637500	4,1	11,1	1435203	0,89
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Turvesuo	92	318750	159375	4,1	11,1	1435203	0,22
koko ala vesitetty	Konnansuo	32,7	390000	195000	1,1	11,1	385055	1,01
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Konnansuo	32,7	97500	48750	1,1	11,1	385055	0,25
koko ala vesitetty	Haara-Torvisuo	165,9	2488500	1244250	5	11,1	1750248	1,42
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Haara-Torvisuo	165,9	622125	311062,5	5	11,1	1750248	0,36
koko ala vesitetty	Hautasuo	30,5	245000	122500	1,39	11,1	486569	0,50
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Hautasuo	30,5	61250	30625	1,39	11,1	486569	0,13
koko ala vesitetty	Korentosuo	189	1500000	750000	4,8	11,1	1680238	0,89
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Korentosuo	189	375000	187500	4,8	11,1	1680238	0,22

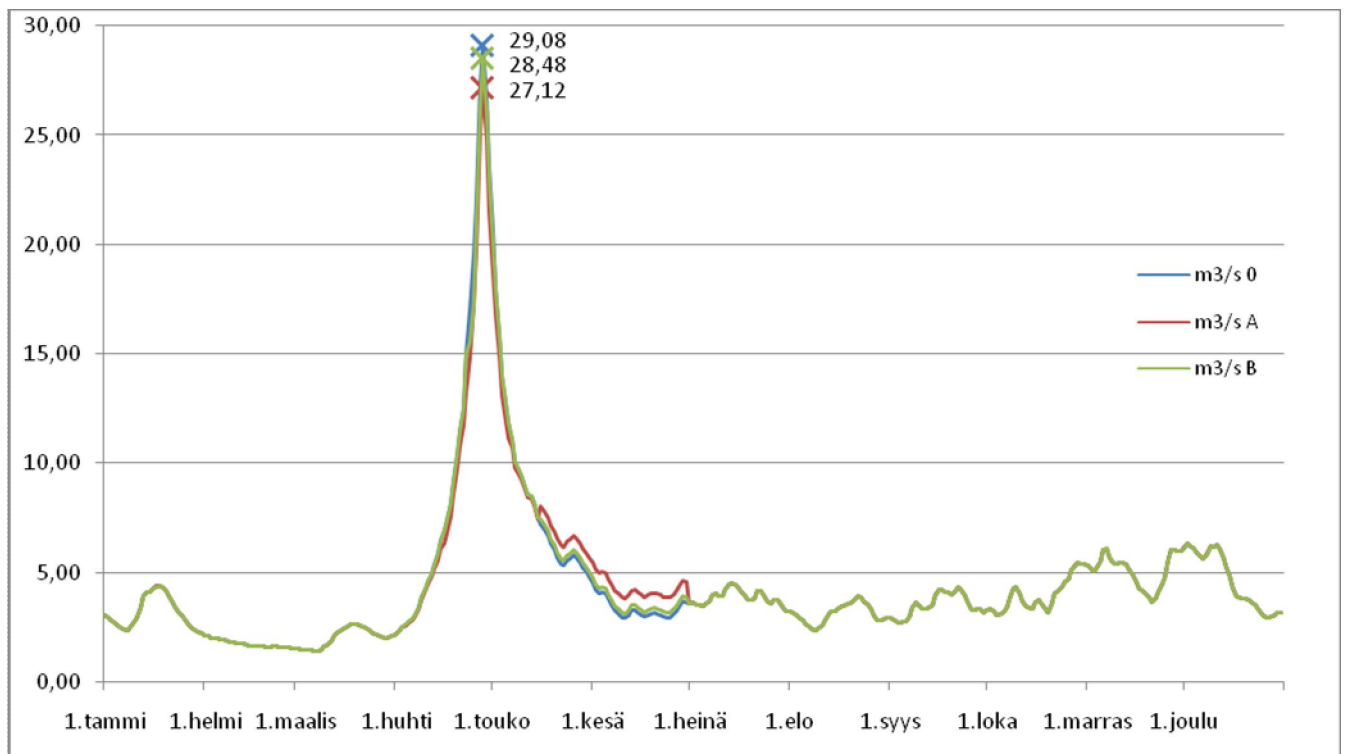
Sanginjoen virtaamahuippu ajoittuu jakson 2000–2009 perusteella keskimäärin ajalle 26.-30.5 (kuva 1a). Mikäli alueet olisi mahdollista vesittää koko pinta-alaltaan, voitaisiin altaita täyttää koko huippuvirtaamien ajan. Lähestyttäessä todenmukaisempaa tilannetta vesitysjärjestelyiden osalta (50 % pinta-alasta vesitetty), huomataan, että alueille voidaan pidättää vettä vain parista päivästä muutamiin päiviin ennen altaiden täyttymistä (Haara-Torvisuota lukuun ottamatta). Myös Konnansuolle voidaan teoriassa kerätä vettä lähes koko kevätpiikin ajan. Lisäksi nähdään, että vesitysalueiden suurimmat valumat (altaiden täyttöajat) ovat hieman aiemmin varsinaiseen pääuoman virtaamapiikkiin verrattuna, mikä todennäköisesti pitää paikkansa valuma-alueiden erojen (vesitysalueilla aukeita, aiemmin sulavia, järvettämiä alueita; koko Sanginjoella peitteisempiä, myöhemmin sulavia alueita ja järvisyys 2,71 %) vuoksi, vaikka piikkien ajoittuminen vesitysalueilla perustuukin Koivuojoelle simuloituun virtaamaan. Valuma-alueiden kokoeroista johtuen myös virtaamat ovat hyvin erilaisia alueiden välillä: vesitettäessä esim. Miehonson alueita, tulisi huomioida säännöstelytilavuuden täytyessä purkautumiskyvyn vaatimukset ja rakenteet lasku-uomalle (virtaama täytyessä lähes 1 m³/s) (Taulukko 20).

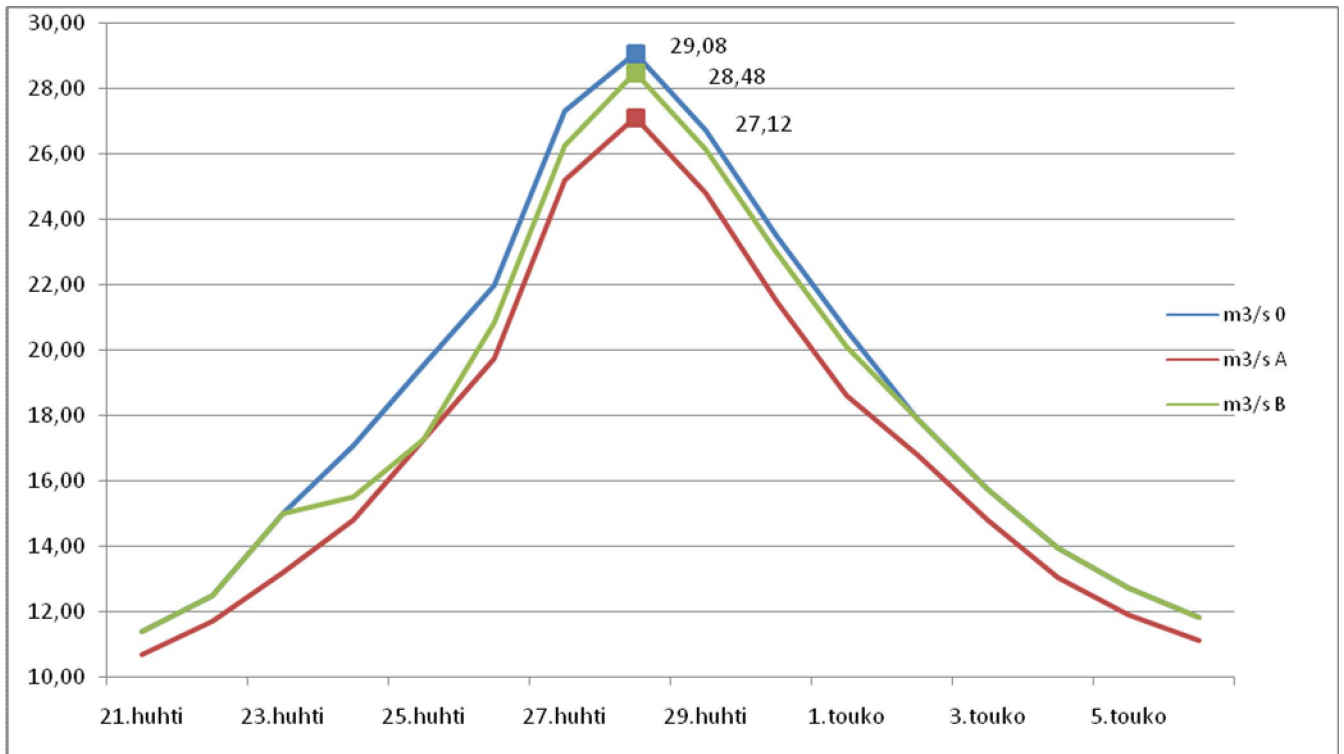
Sanginjoen kevättulvan leikkaamisessa ei kummallakaan vaihtoehdolla näyttäisi olevan merkittävää vaikutusta päivittäisiin virtaamiin. Vaikka tuotantoalueet (Korentosuota lukuun ottamatta) vesitettäisiin koko pinta-alaltaan, huippuvirtaama putoaisi noin 2 m³/s 29:stä noin tasolle 27 m³/s. Vesitettäessä tuotantoalueiden pinta-alasta 50 %, virtaama pääuomassa putoaisi laskennallisesti hieman yli 0,5 m³/s (Kuva 35). Sijoitettaessa arvot virtaaman ja pH:n kevätaikaisesta riippuvuudesta laadittuun kaavaan $y = -0,382 \times \ln(x) + 6,5235$ (kts. 3.1.2), olisivat vastaavat pH-tasot alkuperäisessä tilanteessa 5,24, vaihtoehdossa A 5,26 ja vaihtoehdossa B 5,24. Käytännössä eroa pH:ssa ei näin olisi, jos pidätetyn veden pH vastaisi Sanginjoen pääuomalla vallitsevaa pH:ta.

Taulukko 20. Turvetuotantoalueiden teoreettisten säännöstelytilavuuksien (Vsään) täyttöajankohdat, jakson keskivirtaamat (MQ) sekä virtaama vesitettävän alueen täytyessä (Q) vuosien 2000–2009 virtaamatietojen perusteella.

	kohde	Vsään (m ³)	täyttyy	jakson MQ m ³ /s	Q täytyessä m ³ /s
koko ala vesitetty	Miehonsuo	684500	23.4-1.5	0,87	0,85
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Miehonsuo	171125	24.4-25.4	0,96	0,96
koko ala vesitetty	Turvesuo	637500	16.4-6.5	0,35	0,28
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Turvesuo	159375	24.4-27.4	0,45	0,43
koko ala vesitetty	Konnansuo	195000	13.4-8.5	0,09	0,06
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Konnansuo	48750	25.4-29.4	0,11	0,10
koko ala vesitetty	Haara-Torvisuo	1244250	1.4-31.5*	0,21	*
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Haara-Torvisuo	311063	25.4-1.5	0,52	0,50
koko ala vesitetty	Hautasuo	122500	23.4-2.5	0,14	0,14
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Hautasuo	30625	24.4-25.4	0,16	0,16
koko ala vesitetty	Korentosuo	750000	16.4-6.5	0,41	0,33
50% alasta vesitetty (tilavuus 25%)	Korentosuo	187500	24.4-27.4	0,53	0,50

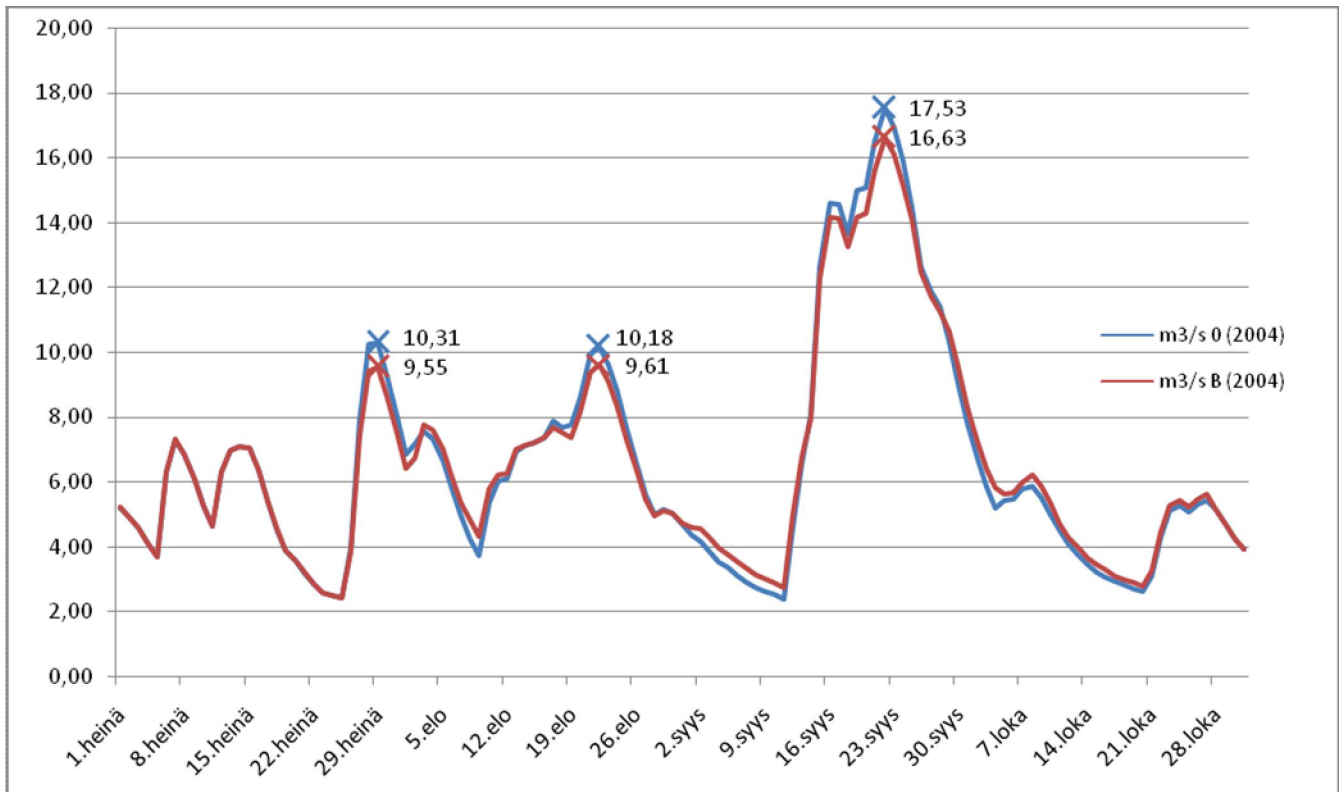
* = ei täyty, laskettu padottaminen ajalle 1.4.-31.5





Kuva 35. Vesitettyjen alueiden säännöstelykäytön vaikutukset kevätvirtaamiin vuosien 2000-2009 virtaamien perusteella (vaihtoehto 0 = alkuperäinen tilanne, A = koko pinta ala käytössä kaikilla alueilla, B = alueiden pinta-aloista 50 % vesitetty).

Tarkasteltaessa optimaalisen (valvotun, virtaamaennusteiden mukaisen aktiivisen säännöstelyn) vesitysalueiden säännöstelytilavuuden käytön vaikutuksia vuoden 2004 vaihteleviin virtaamatilanteisiin vaihtoehdolla B (todenmukaisempi vaihtoehto), voidaan valuntapiikkien aikaan saavuttaa 0,5 - 1 m³/s virtaaman leikkaus (Kuva 36). Kuivemman kauden jälkeisen, kriittisiä pH-arvoja usein vesistöön tuottavan voimakkaan sadekauden valuntojen leikkaaminen tulisikin olla jopa sulamisvesien muodostamia kevätvaluntoja tärkeämpää. Kuitenkaan edes tällä ei olisi käytännön vaikutusta pH-tasoon pääuomassa, sillä sijoitettaessa esimerkiksi heinäkuun lopun ja syyskuun 2004 virtaamien ääriarvot virtaamien ja pH:n riippuvuudesta kesä- ja syysajalle muodostettuun kaavaan $y = -0,725 \times \ln(x) + 6,9642$ (kts. 3.1.2) pH-tasot olisivat 5,27 ja 5,33 (heinäkuu) sekä 4,89 ja 4,93 (syyskuu).



Kuva 36. Vesitettyjen alueiden säännöstelykäytön vaikutukset kesän ja syksyn 2004 virtaamiin (vaihtoehto 0 = alkuperäinen tilanne ja B = alueiden pinta-aloista 50 % vesitetty).

6.1.4 Pohdinta ja johtopäätökset

6.1.4.1 Yleisselvityksen tuloksista

Turvetuotantoalueiden velvoitetarkkailutietojen mukaan tuotantoalueilta lähtevien vesien happamuus on ollut Sanginjoen pääuoman vedenlaatuun verrattuna pääasiassa tavanomaista. Ainoastaan Konnan- ja Korentosuon vesien pH on ollut laskuvesistöä tai sen kuormittuvaa osaa happamampaa. Konnansuon tarkkailun mukaan pH on usein peräti välillä 3-4, mutta mm. toista ääripäätä edustavalla Miehonsuo I:llä pH on ollut ajoittain jopa yli 7 (Jaakko Pöyry Infra – Maa ja Vesi 2005 ja 2006, Pöyry Environment Oy 2007, 2008 ja 2009, Pöyry Finland Oy 2010 ja 2011).

Sanginjoen alueen alhaisen pH:n on arveltu selittyvän osittain turve- ja mineraalimaiden alustalla olevasta kallioperän mustaliuskeesta tai sen sisältämän rikin hapettumisesta. Sen sijaan tämän hankkeen yhteydessä tehtyjen sivupurojen ja soiden pintavesien pH-mittausten sekä GTK:n turvetutkimusten (kappale 3.2) perusteella jokeen kohdistuu huomattavasti myös orgaanista, turve- ja suokasvillisuudesta peräisin olevaa happamuutta. Myös joen alaosan alueella tehtyjen maaperämittausten mukaan soiden turpeen pH:n on todettu monin paikoin olevan hyvin alhainen (mm. Åman 2010). Tässä hankkeessa yleisluontoisesti tarkasteltujen 23 mittaussuon pintaveden pH vaihteli käsimittausten mukaan välillä 3,4 - 5,5 kaikkien keskiarvon oltua vain 4,1 (kappale 3.2). Edellä mainittujen velvoitetarkkailujen mukaan vastaavia pH-tasoja esiintyy valumavesissä yleisesti vain Konnansuolla ja harvoin Korentosuolla, mutta mm. Korentosuon kunnostusvaihetta edeltävien muutamien ennakkonäytteiden mukaan laskuojan pH oli samalla tasolla jo ennen kuntoonpanoa - lukuun ottamatta ensimmäistä kunnostusvuotta 2008 jolloin pH laski ennakkotarkkailua alhaisemmaksi (Pöyry Environment Oy 2008, 2009 ja Pöyry Finland Oy 2010 ja 2011).

Sanginjoen veden happamuuteen ja puskurikykyyn valuntahuippujen aikana tuotantoalueiden vesittämisellä ei tällä hetkellä näyttäisi olevan suurta merkitystä. Pistekuormittajina tietyt alueet, mm. Konnansuo, vaikuttavat vedenlaatuun purkupisteiden läheisyydessä, mutta koko joen mitta-kaavassa tuotannolla näyttää olevan virtaamien huipukkuuteen ja siihen yhteydessä olevaan pH-tasoon vain vähän merkitystä. Tarkastelu kuitenkin perustuu oletukseen, että tuotantoalueilta purkautuu pH-tasoltaan keskimäärin koko Sanginjokea vastaavaa vettä. Jos vedenlaatu olisi myös tuotannon loppuvaiheessa samankaltaista kuin velvoitetarkkailu tai muut tehdyt mittaukset tällä hetkellä kertovat, veden pidätys pelkän pH-tason vuoksi näyttää olevan olennaista vain Konnansuolla (ja Korentosuolla, joskin vaikutukset eivät näkyisi ko. suon osalta pääuoman virtaamien mukaisesti). Erityisesti tulee huomioida, että pelkän happamuuden torjumiseksi ei olisi edullista pidättää vettä alueilla, joilta purkautuu pääuomaan Sanginjoen kyseistä osaa neutraalimpaa ja puskurikykyisempää vettä ylivirtaama-aikoina, jolloin pääuoman happamuus ko. hetkillä entisestään korostuisi. Tällöin padottaminen olisikin pH-tason kannalta poikkeuksellisesti tehtävä ennen suuria valuntoja (leikata valuntoja esim. kaikkein kuivimpana aikana kevättalvella) ja vastaavasti johdettava tulva-aikana entistä enemmän vettä pääuomaan ainoastaan pH-hyödyn saavuttamiseksi, jolloin virtaamien tasaamisen tai muiden vedenlaatuparametrien osalta vaikutukset olisivat vastoin tavoitteita.

Teoreettisen tarkasteluun liittyy useita epävarmuustekijöitä erityisesti vesitaseiden laskennan osalta (mm. tilavuuteen vaikuttavat pinnankorkeudet sekä säännöstelytoiminnan mahdollisuudet). Selvitys keskittyykin vaikutusten suuruusluokkien tarkasteluun; esim. tilavuustietojen muuttuminen jonkin verran suuntaan tai toiseen ei vaikuttaisi olennaisesti päätuloksiin. Tulee kuitenkin huomioida, että käytännössä vesittäminen ei todennäköisesti ole mahdollista kaikilla nykyisillä turvetuotantoalueilla eikä välttämättä yksittäiselläkään turvetuotantoalueella ainoana jälkikäyttömuotona (ks. myös Picken 2007). Alustavien jälkikäyttösuunnitelmien mukaan vesittäminen on katsottu sopivaksi jälkikäyttömuodoksi (muiden jälkikäyttömuotojen ohella) Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantosoista vain Miehonsuolle, Turvesuolle ja Haara-Torvisuolle. Tarkkoja jälkikäyttösuunnitelmia on kuitenkin tehty vasta hyvin harvalle turvesuolle ja useallakin suolla ainakin alueen osittainen vesittäminen tai uudelleen soistaminen voisi olla mahdollista.

Vesityshankkeiden toteutusaikana kuormitus saattaa ajoittain myös lisääntyä. Laadukas suunnittelu esim. pohjamaaselvitysten, hapontuottolaskelmien, turpeiden kaasunmuodostuksen tai riittävän talviaikaisen vesitilavuuden (mm. happipitoisuus ja ravinteiden vapautuminen jäävaikutuksen vuoksi) osalta on erityisen tärkeää. Muilta vesittämiskohteilta onkin todettu, että ensimmäisinä vesittämisvuosina kuormitus yleensä kasvaa, mutta tasaantuu muutaman vuoden jälkeen (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2001). Esimerkiksi Limingan Hirvinevan vesitetyllä alueella paljastui ensimmäisen osan, nk. Tekolammen kaivutöissä maaperästä happamia sedimenttejä, jotka aiheuttivat happamuuden voimakkaan lisääntymisen ensimmäisinä kolmena vuonna. Jälkimmäisen, laajan osan vesityksessä mineraalimaan päälle jätettiin riittävä turvekerros, eikä Tekolammen kaltaista happamoitumista tapahtunut. Myös Tekolammen veden pH on noussut vähitellen (Vapo Oy).

Edellä mainittujen velvoitetarkkailujen, joen vedenlaadun alueittaisen seurannan, valuma-alueella tehtyjen pH-mittausten ja turvetutkimusten sekä tämän tarkastelun valumatietojen mukaan myöskään tuotannon aikaisella kuormituksella ei ole kovin merkittävää vaikutusta pääuoman veden pH-tasoon. Tuotanto tai ojitusjärjestelyt saattavat alempien turvekerrosten emäskationien vapautuessa jopa nostaa pH:ta alkuperäistä hieman korkeammaksi (mm. Maa- ja metsätalousmi-

nisteriö 1988), mutta etenkin velvoitetarkkailuissa havaittu rautapitoisuuksien kasvu on varsin epäedullista pH:n ollessa joessa alhainen. Vesittämisen positiiviset vaikutukset happamuudesta kärsivään pääuomaan tulisivatkin paremmin esiin muiden vesiensuojelullisten hyötyjen muodossa: mm. valumavesien runsaiden rautapitoisuuksien vuoksi suurten valuntojen ja alhaisten pH-arvojen ajankohtana veden pidätyskyvyn parantamista kannattaa edelleen suosia (alapuolisen vesistön alhaisen pH:n ja tuotantoalueen valumavesien metallipitoisuuksien yhteisvaikutukset). Alueelta havaittujen pohjamaan ja -turpeiden happamuuden sekä rikki- ja rautapitoisuuksien (ks. kappale 4.xx) vuoksi erityistä huomiota tulee kuitenkin tuotannon aikaisten vaikutusten sijasta kohdistaa tuotannon jälkeisiin (tai tuotannon loppuvaiheen) kuivatuksiin ja vesistövaikutuksiin – erityisesti happamuuden ja metallipitoisuuksien osalta.

6.1.4.2 Jälkikäyttöön liittyviä erityispiirteitä Sanginjoen valuma-alueella

Varhaisen Itämeren vaiheen, ns. Litorinameren aikaan sulfidimuotoista rikkiä on pelkistynyt paikoin erittäin runsaasti merenpohjalle bakteeritoiminnan tuloksena hapettomissa oloissa. Muodostuneet sulfidisavet ja -sedimentit ja niiden (yleensä) raudan ja rikin muodostamat yhdisteet kuten rautamonosulfidi (FeS) sekä rautasulfidi eli pyriitti (FeS₂) muodostavat hapettuessaan voimakkaasti happamoittavaa rikkihappoa. Litorinameren korkeimman rantaviivan alapuolella, mm. nykyisen Varsinais-Suomen sekä Etelä- ja Pohjois-Pohjanmaan alavilla alueilla nämä alueet tuottavat hapettuessaan runsaasti happamuutta maaperään, mistä happovaikutuksen vuoksi liukenee myös runsaasti metalleja vesistöihin. Kohonneiden metallipitoisuuksien lisäksi valumavesien pH voi pudota vaarallisen alas. Sulfidien hapettumisen aiheuttaman happamuuden ja metallipitoisuuksien kasvun seurauksena ongelma-alueilla tavataan yleisesti mm. kalakuolemia. Lähes koko Sanginjoen valuma-alue sijaitsee Litorinameren vaikutuspiirissä.

Happamia, sulfidipitoisia maita esiintyy yleisesti myös mustaliuskekallioperäalueilla. Mustaliuskeet ovat muinaisia merenpohjan sedimenttejä, jotka sisältävät mm. eloperäistä hiiltä, rikkiä, raskasmetalleja ja arseenia (Räisänen & Nikkarinen 2000). Herkästi rapautuvia sulfidimineraaleja sisältävät mustaliuske ja kiisupitoiset liuskeet voivat aiheuttaa hapettuessaan maaperän ja vesien voimakasta happamoitumista samoin kuten ns. Litorina-alueen sulfidisedimentit. Sanginjoen valuma-alueen turvetuotantosoista useimmat sijaitsevat ainakin osittain mustaliuskevyöhykkeillä sekä niiden rapautumisalueilla. Ainoastaan Hautasuo ja Korentosuo eivät todennäköisesti sijaitse mustaliuskealueella (liite 1). Sanginjoen valuma-alueella on havaittu sekä Pirttijärven kuivatuksen että hankkeen maastotöiden yhteydessä sulfaattimaita ja mustaliuskekappaleita järvisedimenttien alla (Pirttijärvi) sekä turvekerrosten alapuolisissa mineraalimaissa (Sanginjoen kylän läheiset metsäojitukset). Sanginjoen turvetuotannon, metsätalouden ja maatalouden vesistövaikutuksien kannalta sekä sulfidi- että mustaliuskealueet rapautumisvyöhykkeineen ovat riskialueita, sillä ko. alueiden kuivatustoimet lisäävät yhdisteiden hapettumisen kautta joen happamuutta. Vaikka pääosa joen happamuudesta johtuu todennäköisesti orgaanisista hapoista (luku 3.3), vesistön erittäin heikko puskurikyky ei riittäisi torjumaan mahdollista vahvaa sulfidiperäistä happamuutta.

Valuma-alueen soiden turpeissa on havaittu korkeita rikki- ja rautapitoisuuksia (kappale 3.2, Åman 2010). Räisänen ja Nikkarisen (2000) sekä Herrasen (2009) mukaan turpeiden korkeat rikki- ja rautapitoisuudet liittyvät usein sulfidisaviin ja mustaliuskeisiin. Herrasen (2007) aineiston mukaan Sanginjoen valuma-alue sijoittuu alueelle, jossa yleisesti turpeiden rikki- ja rautapitoisuus on valtakunnallista keskiarvoa korkeampi. Turpeiden rikki- ja rautapitoisuuden on havaittu olevan usein jopa kivennäismaita suurempi. Erityisesti mustaliuskeiden vaikutuspiirissä turvepeltojen pohjamaiden rikki- ja rautapitoisuudet ovat olleet

huomattavan korkeita kivennäismaahan verrattuna. Turpeen rikkipitoisuus nousee syvyyden lisääntyessä; Räisäsen ja Nikkarisen (2000) mukaan erot turvepeltojen muokauskerroksen ja pohjamaan rikkipitoisuuksissa oli lähes satakertainen. Erityisen korkeita rikkipitoisuudet olivat aivan turvemaiden pohjalla, jossa myös heppoliukoisen rikin pitoisuus oli korkea. Rauta ja rikki ovat rikastuneet mustaliuskeista maaston painanteissa oleviin turpeisiin (Herranen 2009). Olosuhteiden muuttuessa hapellisiksi luontaisen rikin suuri määrä turpeessa aiheuttaa vastaavanlaisen happamoitumisilmiön kuin on havaittu Pohjanmaan savikoiden alunamailla (Palko 1994).

Turvepeltojen pohjamaiden happamoitumisen seurauksena rikki ja fosfori voivat rikastua muokauskerrokseen vaikealiukoiseen, kasveille käyttökeltomaan muotoon. Myös jälkikäyttöön liittyen happamien, rikkipitoisten pohjaturpeiden ja -liejujen on katsottu yhdessä muiden aineiden kemiallisten ominaisuuksien vuoksi olevan ongelmallisia, minkä vuoksi vastaaville alueille ei ole voitu suositella soistamisen tai vesittämisen vuoksi muita jälkikäyttömuotoja (Picken 2007). Runsaasti rikkiä mm. mustaliuskeiden vuoksi sisältävän ns. Laatokan-Perämeren vyöhykkeen rikin pitoisuudet maaperässä ovat olleet moninkertaisia mm. Keski-Suomen granitoidialueeseen ja Itä-Suomen pohjoisosan, Kainuun, Koillismaan ja osin Etelä-Lappia kattavan Arkeeisten gneissien alueeseen verrattuna. Litorina- meren korkeimman rannan alapuolisilla alueilla rikin pitoisuus on puolestaan ollut peräti noin 7-kertainen - ja maaperä happamampaa - korkeimman rannan yläpuolisiin alueisiin verrattuna (Picken 2007). Sanginjoen alueelta ei kuitenkaan toistaiseksi ole tehty kattavia pohjamaakartoituksia sulfidipitoisten ainesten osalta. Kartoitusten tulosten (esiintymisalueet, -syvyydet, ominaisuudet) avulla myös jälkikäyttösuunnittelu – jopa tuotannon alkuvaiheessa – voisi mahdollistua.

Sulfidisedimenttien tai korkeiden rikkipitoisuuksien esiintymisellä pohjaturpeissa tai niiden alla olevissa mineraalimaissa ei välttämättä ole merkittäviä vaikutuksia turvetuotantoon, mutta rikkipitoisuuden kohotessa tuotantovaiheen lopulla (alemmat kerrokset) sekä erityisesti tuotantoalueen jälkikäytössä siitä saattaa aiheutua haittaa sekä itse jälkikäyttömuodolle että alapuoliselle vesistöille. Jälkikäytön ojitusrakenteiden kuivatusvaikutus voi ulottua syvempään pohjamaahan kuin turvetuotannon aikainen vaikutus. Tällöin happamuuskuormituksen riskit korostuvat sulfidisedimenttien esiintymisalueilla (Maa- ja metsätalousministeriö 2009). Sulfidipitoinen maa tulee ottaa huomioon jo suunniteltaessa tuotantoalueiden jälkihoitoa ja -käyttöä. (Nuotio ym. 2009). Vaikka itse turpeen ja sen sisältämien rikki- ja metalliyhdisteiden aiheuttama happamuutta yleensä kompensoivat turpeen emäksiset kationit kuten kalsium-, magnesium- ja natriumionit (mm. Tahvanainen ym. 2002), voivat helposti hapettuvien rikkiyhdisteiden ja metalli-ionien suuri määrä laskea pH-tason alas edellä kuvatulla tavalla.

Useilla alueilla jälkikäyttömuotoja pohdittaessa ei kuitenkaan ole huomioitu niiden vesistövaikutuksia. Osa jälkikäyttömuodoista kuten viljely, metsitys, kuitu- ja energiakasvien tuotanto ja siirtonurmituotanto saattavat vaatia lisäkuivatuksia tai alueen pitämisen kuivana ojituksien avulla. Marja- ja yrttikasvien viljely vaativat lannoitusta ja maanmuokkausta sekä viljelyalueiden hallan- torjunta - viljelyteknisten seikkojen lisäksi - syvien ojien kaivamista. Tämän vuoksi jälkikäyttöön otettavan alueen pohjamaan ominaisuudet on tunnettava hyvin varsinkin happamuutta aiheuttavien yhdisteiden osalta, jotta haitallisten maalajien paljastumista, veden laadun heikentymistä ja vesistökuormitusta voitaisiin välttää. Happaman kuormituksen muodostumista estävät tehokkaimmin alueen vesittäminen tai soistaminen sekä sellaiset mahdolliset muut käyttömuodot, joissa sulfidikerrokset pysyvät pohjavesipinnan alapuolella. (Maa- ja metsätalousministeriö 2009). Mikäli tavoitteena on esim. ehkäistä virtaamapiikkeihin liittyviä alhaisia pH-arvoja eikä vesittämi-

nen tule kyseeseen, tulee turvetuotannon päättyessä harkita muita sellaisia jälkikäyttömuotoja, joilla veden laatua etenkin happamuuden osalta voidaan muuten parantaa. Pohjaveden pinnan riittävä taso voidaan varmistaa esimerkiksi uudelleen soistamisella. Myös Vapo Oy:n Viitasuon turvetuotannosta poistuneelle alueelle perustetulta ruokohelpikentältä on saatu hyviä kokemuksia veden laadun parantamiseksi: Viitasuon tarkkailutulosten perusteella mm. veden pH on ruokohelpikentän suodatuksen jälkeen noussut ja veden laadun on todettu olevan selkeästi parempi kuin kentän yläpuolisessa jakokaivossa (Marttila 2008). Korkeaa pohjavedenpinnan tasoa sietävä ruokohelpi sitoo lisäksi itseensä sekä vettä että ravinteita.

Turvetuotanto on yksi osa Sanginjoen alueen maankäyttöä, ja siksi vesiensuojelu tulee myös jälkikäytön aikana huomioida samoin, kuin muidenkin maankäyttömuotojen kohdalla. Mikäli tuotannon loppuvaiheessa havaitaan pohjamaiden hapettumisesta johtuvia pH-arvojen voimakkaita alenemisiä, on jälkikäyttöön varauduttava luonnollisesti menetelmillä, jotka eivät lisää kuivatussyvyttä tai jopa jatkuvasti pitävät pohjamaat pelkistyneessä tilassa (mm. vesittäminen). Turvetuotantoalueiden järkevillä jälkikäyttömuodoilla voidaan todennäköisesti parantaa jonkin verran Sanginjoen veden laatua ja osittain myös pH-tilannetta (huom. tuotantoalan hyvin vähäinen osuus koko valuma-alueesta), mutta tämän tulee olla vain osa laajempaa kokonaisuutta. Valuma-alueella on runsaasti muuta kuivatustoimintaa, lähinnä metsätaloutta, mikä näyttäisi vaikuttavan (luontaisen happamuuden ohella) tällä hetkellä tuotannon ollessa käynnissä Sanginjoen pääuoman veden laatuun pH:n osalta turvetuotantoa enemmän.

6.2 Potentiaalisten pintavalutuspaikkojen määrittäminen

Potentiaalisia pintavalutuskenttien sijoituspaikkoja etsittiin Sanginjoen valuma-alueelta paikkatietomenetelmillä. Pintavalutusmenetelmässä puhdistettava vesi johdetaan riittävän suurelle, ojitettomalle suoalueelle, jolloin vesi puhdistuu suon ekosysteemeille luonteenomaisten fyysikaalisten, kemiallisten ja biologisten prosessien seurauksena (Heikkinen ym. 1994; Ihme ym. 1991). Koska luonnontilaisia suoalueita on hankala löytää, on tutkittu myös mahdollisuuksia hyödyntää ojitettuja suoalueita pintavalutukseen.

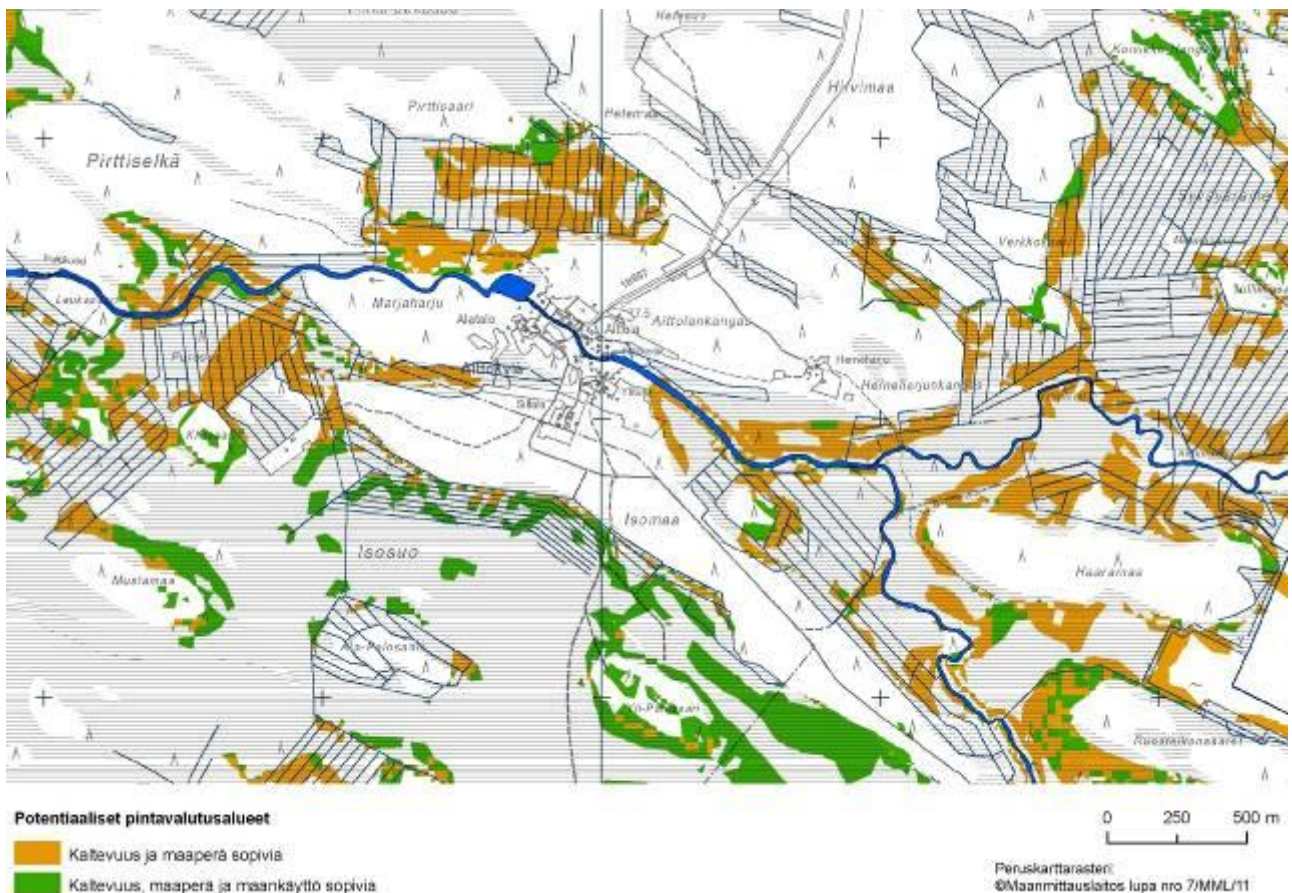
Sopivien pintavalutusalueiden määrittäminen perustuu paikkatietoaineistoille tehtävään päällekkäisanalyysiin. Tarkastelussa etsittiin sellaisia alueita, jotka täyttävät seuraavat kriteerit:

- maanpinnan kaltevuus 0,5-1,5 %,
- turvemaan paksuus noin 1 m tai enemmän ja
- sopiva maankäyttömuoto (esim. metsät, vähäpuustoiset alueet turvemailla ja avosuot).

Maanpinnan kaltevuus laskettiin maanmittauslaitoksen tuottamasta 10 metrin ruutukoon korkeusmallista. Alueet, joiden kaltevuus oli alle 0,5 % tai yli 1,5 % luokiteltiin sopimattomaksi alueeksi pintavalutuskentälle. Laskennan perusteella kaltevuudeltaan pintavalutuskentäksi sopivaa aluetta Sanginjoen valuma-alueella on noin 140 km². Turvemaat määritettiin GTK:n tuottamasta maaperän yleiskartta 1:200 000 -aineistosta. Tarkasteluun otettiin yli 90 cm paksuiset turvemaat, joita Sanginjoen valuma-alueella on aineiston perusteella 159 km². Maankäytöltään sopivat alueet määritettiin CLC2006-aineiston avulla, joka on tuotettu osana CORINE2006-hanketta. Pintavalutuskentän perustamiselle sopiviksi alueiksi luokiteltiin harvapuustoiset alueet turvemaalla (latvuspeitto < 10 % ja latvuspeitto 10–30 %), avosuot sekä kosteikot. Maankäytöltään sopivia alueita on Sanginjoen valuma-alueella 34 km².

Alueita, jotka täyttävät pintavalutuskentän kaltevuudelle ja turvepaksuudelle asetetut kriteerit, löytyy Sanginjoen valuma-alueelta yhteensä 55 km². Kun tarkasteluun otetaan mukaan myös maankäyttöaineisto, löytyy sopivia alueita 17 km². Näissä pinta-aloissa ovat mukana myös ojitetut alueet. Kuvassa 37 on esimerkki Sanginjoen keskiosalla sijaitsevista potentiaalisista pintavalutuspaikoista. Pintavalutukseen sopivista turvemaista suuri osa on metsäojitettu. Ojitettua turvemaata on 92 ha. Kun ojitetut alueet jätetään tarkastelusta pois, löytyy kaltevuudeltaan ja turvepaksuudeltaan sopivia alueita koko valuma-alueelta 18 km². Ojittamattomia alueita, joissa kaikki kolme kriteeriä täyttyvät, löytyy valuma-alueelta vain 1 km² verran.

Paikkatietoaineistojen avulla voidaan hyvin helposti määrittää pintavalutuskenttien sijoituspaikkoja. Aineistoa sopivista pintavalutuspaikoista voidaan hyödyntää maastotarkasteluissa ja metsätaloustoimenpiteitä suunniteltaessa. Paikkatietotarkastelujen hyödyntämistä pintavalutusalueiden etsinnässä on testattu mm. Roukajärven valuma-alueella osana Watersketch-hanketta. Paikkatietomenetelmillä määritettyjen kohteiden soveltuvuutta pintavalutukseen arvioitiin Roukajärvellä lisäksi maastotarkastelujen avulla. Kohteiden havaittiin pääosin täyttävän pintavalutuskentän kriteerit, mutta luonnontilaisia pintavalutusalueita on vaikea löytää. Sanginjoella tehdyt paikkatietotarkastelut osoittavat myös sen, että ojittamattomia kaltevuudeltaan ja maankäyttöltään sopivia turvealueita on löydettävissä hyvin vähän.



Kuva 37. Paikkatietoaineistojen avulla määritetyt potentiaaliset pintavalutukseen soveltuvat alueet (mukana myös ojitetut alueet) Sanginjoen keskiosalla Aittokylässä.

6.3 Järviältaiden vesitilavuuden määrittäminen

Järvien pinnankorkeuden nosto on yksi järven kunnostuksessa käytetty menetelmä. Pinnankorkeuden nosto kasvattaa järven tilavuutta, joka ehkäisee mm. järven umpeenkasvua ja talviaikaista hapettomuutta. Jokiuomassa sijaitseva järvi toimii tasausaltaana niin virtaaman kuin veden laadullistenkin ominaisuuksien suhteen. Hankkeessa selvitettiin, voidaanko Sanginjoen yläosilla sijaitsevien järvien tilavuutta lisäämällä kasvattaa joen alivirtaamia ja alajuoksulla sijaitsevan Sankilammen tilavuuden kasvattamisella lisätä vesistön puskurikykyä mm. äkillisiä veden pH-vaihteluja vastaan.

Viiden isoimman järviältaan tilavuudet määritettiin Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratoriolle tehdyssä kandidaatin työssä (Brotherus 2011). Työssä arvioitiin Sankilammen, Pirttijärven, Sanginjärven, Iso-Vuoton ja Ison Karvasjärven pinta-alat karttapohjaisesti. Järvien uusi vesitilavuus laskettiin kirjallisuudesta saadun tai arvioidun keskisyvyyden perusteella. Lisäksi arvioitiin tilavuuden muutosta mittaamalla pinta-alan muutos nostamalla pinnankorkeus seuraavaan kartassa olevaan korkeuskäyrään. (Brotherus 2011).

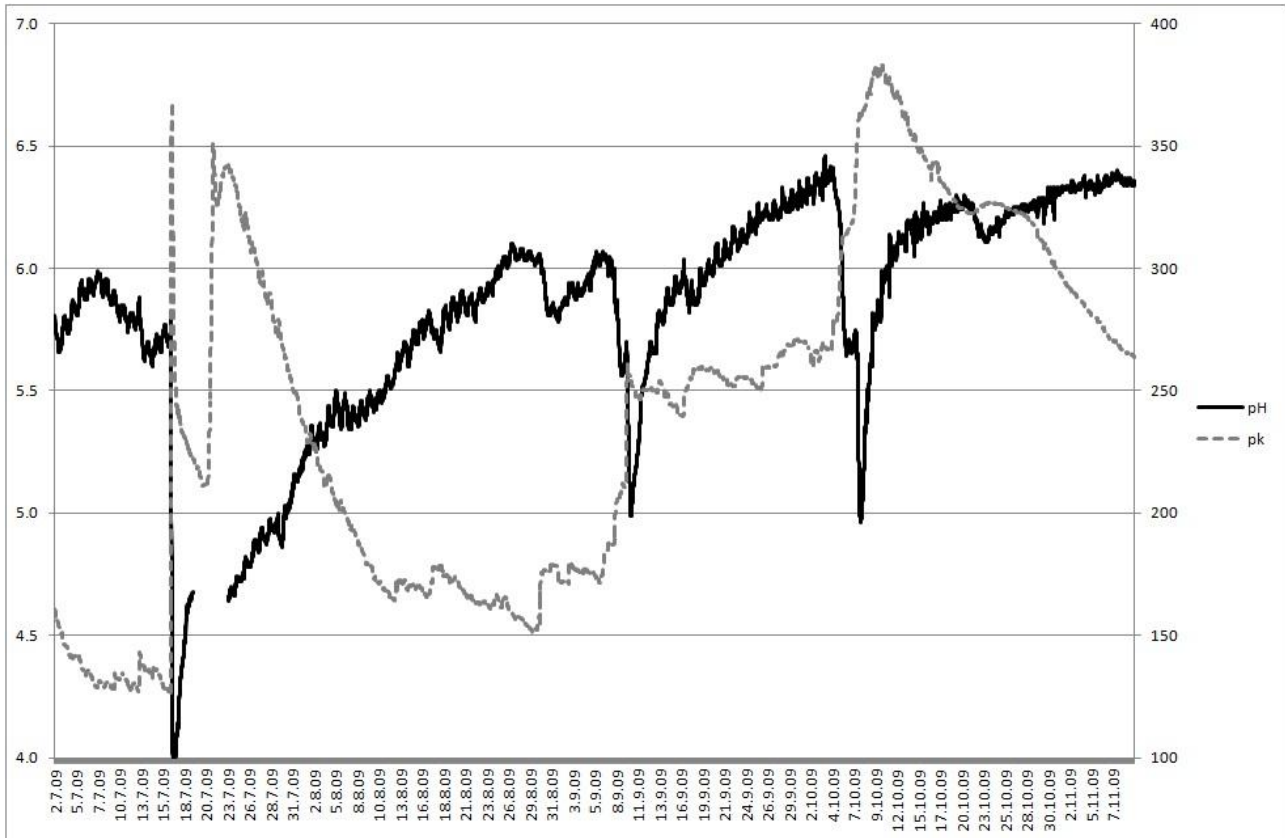
Laskennan perusteella järvien tilavuuksia voitaisiin kasvattaa 14–236 % (Taulukko 21). Jos taulukossa esitetyt pinnankorkeuksien nostot toteutettaisiin, täyttyisi Sankilampi uuteen korkeuteen noin 7 vuorokaudessa ja Sanginjärvi 112 vuorokaudessa. Laskennassa on käytetty vuosien 2000–2010 virtaamien keskiarvoja ja oletettu, että järven ulosvirtaus on täyttymisen aikana puolet tulovirtaamasta. Pirttijärven, Iso-Vuoton ja Iso Karvasjärven täyttyminen on laskettu käyttäen keskimääräistä sadantaa valuma-alueelle, laskennassa ei ole otettu huomioon haihduntaa tai ulosvirtausta järvestä. Täyttymisajoiksi saadaan tällä menetelmällä 119 vrk, 124 vrk ja 410 vrk. Etenkin Sankilammen kohdalla tämän suuruista pinnankorkeuden nostoa ei voitaisi käytännössä toteuttaa. Myös Ison Karvasjärven kohdalla korotus on suuri.

Taulukko 21. Järvien nykyiset ja pinnankorkeuden korotuksen jälkeiset pinta-alat ja tilavuudet.

	Alkuperäinen pinta-ala [ha]	Pinnan- korkeuden nosto [m]	Uusi pinta- ala [ha]	Alkuperäinen tilavuus [m ³]	Uusi tila- vuus [m ³]	Pinta-alan muutos [%]	Tilavuuden muutos [%]
Sankilampi	29.2	1.1	171	174972	1277623	488	630
Pirttijärvi	36.6	0.2	46	566457	649202	26	15
Sanginjärvi	485.3	0.6	610	6308920	9595724	26	52
Iso-Vuotto	223.2	0.2	257	3348000	3828100	15	14
Iso Karvas- järvi	25.2	0.8	46	201474	487412	84	142

Veden laadun seurannan perusteella tiedetään, että Sanginjärvestä lähtevässä vedessä ei ole havaittu alhaisia pH-arvoja. Tämän perusteella voidaan todeta, ettei Sanginjärven pinnan nostolla olisi merkittävää vaikutusta Sanginjoen pH-tasoon. Pirttijärveä on kunnostettu kuivattamalla vuosina 2004–2007. Kunnostuksen jälkeen järvi on ollut erittäin hapan ja sen pH:ta on nostettu kalkittamalla järveä. Pirttijärvestä lähtevän Pirttiojan, joka laskee Sanginjokeen, virtaama on pääuomaan nähden hyvin pieni, joten sen merkitys Sanginjoen happamuuteen on pieni. Iso-Vuotton valuma-alue on hyvin pieni ja järvi ei kärsi happamuudesta, joten sen pinnankorkeuden nostolla ei olisi merkittävää vaikutusta pääuoman pH-tasoon. Iso Karvasjärvi sijaitsee happamuudesta kärsi-

vän Karvasojan latvoilla, josta vedet laskevat Koivujoen kautta Sanginjokeen. Karvasjärvestä lähtevän veden pH-arvoja seurattiin tämän hankkeen yhteydessä yhden avovesikauden ajan. Tulosten perusteella järven pH-arvoissa havaittiin jyrkkiä muutoksia virtaaman suhteen (Kuva 38). Iso Karvasjärven pinnankorkeuden nostolla voitaisiin todennäköisesti vaikuttaa ensisijaisesti Karvasojan happamuuteen ja sillä voisi olla vaikutusta myös alapuolisiin vesiin eli Koivuojaan ja Sanginjokeen. Karvasjärven ympäristössä ei sijaitse rakennuksia tai pelloja, joten vettymishaitat kohdistuisivat ainoastaan metsiin.



Kuva 38. Karvasjärvien virtaaman ja pH:n vaihtelu vuonna 2009. Mittauspiste sijaitsee Karvasojassa noin 900m etäisyydellä järvistä.

Sankilampi sijaitsee alavalla alueella Sanginjoen pääuomassa. Tulosten perusteella lammen veden pinnankorkeuden nostolla voitaisiin merkittävästi kasvattaa järven tilavuutta. Sankilammen veden viipymä on keskivirtaamalla 1,5 vuorokautta ja edellä esitetyllä pinnankorkeuden nostolla 4,9 vrk. Koska Sankilampi sijaitsee Sanginjoen alaosalla, rajoittuisi vaikutusalue vain lammen alapuoliseen vesistöön. Laskennassa Sankilammen pinnankorkeuden nostona käytettiin 1,1 metriä. Näin suuri pinnankorkeuden nosto ei kuitenkaan ole käytännössä mahdollinen suuren vettyvän alan vuoksi. Vettyvien alueiden omistajille maksettavat korvaukset olisivat kohtuuttoman suuret. Kuitenkin pienemmälläkin, esimerkiksi 0,5 m nostolla, saataisiin Sankilammessa aikaan merkittävä pinta-alan ja vesitilavuuden muutos. Jos oletetaan pinta-alan ja tilavuuden muutoksen olevan lineaarinen kasvaisi Sankilammen pinta-ala 0,5m pinnakorkeuden nostolla 166 % ja tilavuus 153 %. Tällöin veden viipymä Sankilammessa olisi 1,4 vuorokautta.

Suurimpien järviäلتaiden sijaintien vuoksi niiden vesitilavuuksien kasvattamisella voitaisiin vaikuttaa vain rajattuun osaan vesistöä. Suurimmat vaikutukset saataisiin aikaan Karvasojan alueella ja Sankilammen alapuolisella alueella. Nämä olisivat kuitenkin tärkeitä alueita, koska Karvasoja on

yksi pahimmista happamista huuhtoumista kärsivistä alueista ja Sankilammen alapuolisella osalla sijaitsee Oulun kaupungin ylläpitämä virkistyskalastusalue Lemmenpolku.

7 Toimenpiteet happaman huuhtouman vähentämiseksi

7.1 Järvien, kosteikkojen ja suoaltaiden kalkituksesta saatavat hyödyt ja haitat

7.1.1 Kalkitustutkimuksen taustaa

Vesistöjen happamoitumista aiheuttava hapan laskeuma havaittiin vakavaksi ympäristöongelmaksi Euroopassa ja Pohjois-Amerikan itäosissa 1970-luvulla (Clair ja Hindar 2005). Tämän jälkeen menetelmiä happaman laskeuman vähentämiseksi tehostettiin, mikä johti 1980-luvulla makeiden vesien tilan paranemiseen (Stoddard ym. 1999). Myös menetelmiä vesistöjen happamoitumisen aiheuttamien haittojen korjaamiseksi kehitettiin. Näistä yksi keskeisin menetelmä on vesistöjen kalkitus.

Tähän mennessä laajimmat jokien ja purojen kalkitusohjelmat on toteutettu Ruotsissa ja Norjassa (Henrikson ja Brodin 1995, Hindar 1997). Näissä ohjelmissa kalkituksilla on pyritty saamaan aikaan mahdollisimman hyvät ekologiset tulokset mahdollisimman kustannustehokkaalla tavalla.

Järvien, purojen ja jokien kalkitusta on tutkittu kokeellisesti Pohjois-Amerikassa ja Euroopassa jo yli 20 vuoden ajan. Tämän työn tuloksena on syntynyt suuri määrä kirjallisuutta, jossa kuvataan kokeellisella kalkituksella saatuja tuloksia. Kalkitusmenetelmistä on myös laadittu menetelmäkirjoja (esim. Olem 1991). Tähän mennessä tehtyä työtä ja sen avulla saatuja tuloksia ovat arvioineet Clair ja Hindar (2005). Katsaustaan varten he ovat käyneet läpi asiaa koskevan kirjallisuuden 15 viimeisen vuoden ajalta.

7.1.2 Kalkitukselle asetetut tavoitteet

Kalkituksen pääasiallisena tavoitteena pidetään vesieliöiden ja vesiekosysteemien suojelua ihmisen aiheuttamaa happamoitumista vastaan. Useimmiten tärkeimpänä tavoitteena on mahdollistaa tiettyjen kalalajien esiintyminen ja lisääntyminen alueella, jolloin vesistön alkaliniteetti- ja pH-arvoja pyritään säätelemään tämän tavoitteen toteuttamiseksi (Hindar ja Henriksen 1992; Bjerkes ja Tjomsland 2001). Esimerkiksi Norjan jokivesissä kalkitusten pääasiallisena tavoitteena on ollut lohien esiintymisedellytysten parantaminen (Hesthagen ja Larsen 2003). Paikoin tärkeimpänä tavoitteena on kuitenkin ollut mahdollistaa geneettisesti arvokkaiden populaatioiden esiintyminen alueella (Snucins ym. 1995; Gunn ja Mills 1998). Usein yhtenä keskeisenä taustatavoitteena eri kalkitusprojekteissa on ollut vesistön alkuperäisen, ennen happamoitumista vallinneen tilan palauttaminen.

7.1.3 Neutralointikemikaali

Vesien kalkituksissa on käytetty useimmiten maaperässä yleisesti esiintyvää kalkkikivijauhetta eli kalsiittia (CaCO_3) (Clair ja Hindar 2005). Sitä käytetään myös maataloudessa ja sen käytöstä on paljon tutkimustietoa. Lisäksi sitä on saatavissa eri partikkelikokoisina jauheina, joten se soveltuu monenlaisiin kalkitustarkoituksiin. Dolomiittikalkkia ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sen sijaan vesistöjen kalkituksissa on käytetty melko harvoin. Sillä on kalsiittia hieman suurempi puskurointikyky, mutta se liuke-

nee happamaan veteen kalsiittia hitaammin (Sverdrup 1985). Sitä onkin usein käytetty maaperään kohdistuneissa kalkituksissa. Myös soodaa (Na_2CO_3) ja natriumbikarbonaattia (NaHCO_3), kuten myös kalkkia (CaO) ja sammutettua kalkkia ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), on käytetty hyvin vähän järvien ja virtaavien vesien kalkituksissa. Näistä kahta viimeksi mainittua on sen sijaan käytetty Suomessa alunamailta tulevien hyvin happamien valumavesien neutralointiin.

7.1.4 Kokemuksia kalkituksen suorittamisesta

Vesistöt voidaan kalkita eri tavoin. Virtaavissa vesissä neutralointikemikaali annostellaan suoraan veteen tai sitä lisätään pohjasedimenttiin. Järvissä sitä levitetään veden pinnalle. Kaikissa vesistöissä sitä voidaan myös levittää vesistön valuma-alueelle.

7.1.4.1 Neutralointikemikaalin annostelu suoraan virtaavaan veteen

Neutralointikemikaalin annostelu suoraan virtaavaan veteen on laajalti käytössä oleva vesistöjen kalkitustapa. Vuonna 1993 Ruotsissa oli käytössä noin 300 annostelijaa (Dickson ja Brodin 1995). Norjassa annostelijoilla kalkitaan 20 jokea, joihin lohi halutaan palauttaa. Täällä kussakin joessa voi olla 2 – 8 annostelijaa. Jotkut näistä kalkitusprojekteista ovat kestäneet jo yli 20 vuotta (Fjellheim ja Raddum 2001).

Suoraan virtaavaan veteen tapahtuvalla kalkituksella on paljon etuja. Menetelmällä kalkitus voidaan kohdistaa suoraan kalojen kannalta tärkeisiin joen osiin ja näiden alueiden veden kemialla voidaan myös huolellisesti kontrolloida (Hindar ja Henriksen 1992; Bjerknes ja Tjomsland 2001). Tätä tarkoitusta varten on kehitetty uusia pH-kontrolloituja kalkin annostelumenetelmiä (Hindar 1997). Näiden menetelmien käytöstä suuremmassa mittakaavassa on saatu kokemuksia esimerkiksi Vikedal-joelta (Hindar ja Henriksen 1992). Vuosina 1996 -1997 tätä tekniikkaa on kehitetty edelleen valuma-alueeltaan 2000 – 4000 km^2 lohijokien tarpeisiin (Clair ja Hindar 2005).

Suoraan virtaavaan veteen tapahtuvan kalkituksen käyttöä rajoittavat kuitenkin menetelmän kustannukset sekä vuoden ympäri tapahtuvassa käytössä myös ajoittain vaikeat sääolosuhteet. Lisäksi tämä kalkitustapa vaikuttaa vain veden laatuun annostelupaikan alapuolella, mihin myös toimenpiteestä kalastolle koituvat hyödyt rajoittuvat. Vaikutukset alapuolella myös vähitellen vähenevät kalkittujen vesien sekoittuessa käsittelemättömiin vesiin. Etelä-Norjassa sijaitsevassa Tovdal-joessa tämä ongelma on pyritty ratkaisemaan käyttämällä 5 suurta annostelijaa ja Mandal-joessa käyttämällä 3 suurta ja 5 pienempää annostelijaa (Hindar ym. 1998).

7.1.4.2 Neutralointikemikaalin lisääminen purojen pohjasedimenttiin

Pienissä latvavesissä on myös mahdollista lisätä neutralointikemikaaleja purojen pohjasedimentteihin. Tällöin kalkkikiveä tai dolomiittia asetellaan puroon padoiksi, joiden läpi kalkittava vesi suoutuu (Olem 1991). Näiden kalkkipatojen tehokkuuden on kuitenkin usein havaittu heikkenevän huomattavasti. Useissa vesistöissä kalkkipartikkelien pinnoille muodostuu vähitellen orgaanisia aineita ja metalleja sisältävä peite, joka estää kalkkikiven liukenemisen veteen (esim. Watt ym. 1984). Lisäksi myös veden ajoittainen voimakas virtaus voi viedä näitä patoja mukanaan. Tällaisia patoja ei enää juurikaan käytetä (Olem 1991).

Norjassa (Barlaup ym. 2002) ja Nova Scotialla (Lacroix 1992) on saatu hyviä tuloksia lohien kutosorakkojen kalkituksista. Norjassa on tähän tarkoitukseen käytetty jo yli 50 vuoden ajan simpukankuorimursketta (Barlaup ym. 2002).

7.1.4.3 Neutralointikemikaalin lisääminen järven pinnalle

Kalkkikiven levittäminen järven pinnalle on yleinen kalkitustapa Skandinaviassa (Sandoy ja Romundstad 1995, Dickson ja Brodin 1995). Järvien kalkitus on suhteellisen halpaa ja helppoa, ja sen tuloksena tapahtuu tavallisesti välitön nousu kohdejärven pH:ssa ja puskurikyvyssä.

Järvikalkituksen on vaikutus jää kuitenkin sitä lyhytaikaisemmaksi, mitä lyhyempi veden viipymä järvessä on. Lisäksi suuri osa kalkitusaineesta voi sedimentoitua järven pohjalle, ellei kalkituksessa käytetä hyvin hienoksi jauhettua, veteen nopeasti liukenevaa kalkkiveä (Sverdrup 1985). Kalkitun järven eliöstö ei myöskään ole vielä täysin turvassa valuma-alueelta järveen huuhtoutuvilta happamilta valumavesiltä. Esimerkiksi monien järvikalojen kutu- ja poikastuotantoalueet sijaitsevat järveen laskevissa joki- ja purovesissä.

7.1.4.4 Valuma-alueiden kalkitus

Myös valuma-alueiden kalkitus on yleinen tapa vesistöjen veden laadun parantamisessa. Kalkitus voidaan suorittaa kolmella eri tavalla: 1) kalkitaan koko valuma-alue, 2) kalkitaan vain jokien reuna-alueet ja 3) kalkitaan kosteikot. Valuma-alueiden kalkitusta on pidetty hyvänä vaihtoehtona järviin ja jokiin tehtävälle suoralle kalkitukselle useista syistä. Ensinnäkin menetelmällä vältetään heikosti sekoittuvista järviveden pintakerroksista aiheutuvat ongelmat. Koska menetelmässä ei tarvita monimutkaisia neutralointikemikaalin annostelujärjestelmiä, menetelmä sopii suoraan veteen tapahtuvaa kalkitusta paremmin pienille, kaukana sijaitseville puroille, ja menetelmän ylläpitokustannukset ovat pienemmät kuin suoraan veteen tapahtuvissa kalkituksissa (Dalziel ym. 1994, Hindar ym. 2003).

Kalkitusaineen levittäminen valuma-alueen maaperään palauttaa osittain maaperän emäskyllästysasteen takaisin ennen happamoitumista vallinneelle tasolle. Tämän vuoksi kalkittu maaperä pidättää metalleja, kuten epäorgaanista alumiinia, paremmin kuin kalkitsematon, hapan maaperä (Grieve 1990a, Fransman ja Nihlgaard 1995). Lisäksi maaperän kalkitus vähentää äärimmäisten ilmasto-olosuhteiden, kuten tulvakausien, aiheuttamaa vaihtelua valumaveden kemiallisessa laadussa (Hindar 2005). Kaikki nämä valumaveden laadussa tapahtuvat muutokset parantavat valuma-alueen vesieliöstön elinolosuhteita.

7.1.5 Kalkituksilla saadut tulokset

7.1.5.1 Neutralointikemikaalin annostelu suoraan virtaavaan veteen

Ensimmäinen suuri kalkitusprojekti Norjassa aloitettiin Audna-joella (valuma-alue 450 km²) osana kansallista vuosina 1979–1985 toteutettua vesistöalkutuksen tutkimusprojektia. Joesta oli hävinnyt alkuperäinen lohikanta 1970-luvulla, ja tuohon aikaan annostelijoilla toteutettava kalkitus pidettiin ainoana keinona pysäyttämään jokiveden happamoituminen. Kansallinen projekti toteutettiin, jotta saataisiin selville voitaisiinko jokien happamuudelle herkkiä eliöitä suojella kalkituksella.

(Baalsrud ym. 1985). Audna-joella on ollut vuodesta 1985 lähtien toiminnassa kaksi jatkuvatoimista kalkin annostelijaa, joissa on käytetty 0,2 mm partikkelikoon kalsiittijauhetta. Kalkki on kuljetettu suuresta siilosta sekoitustankkiin, sekoitettu jokiveteen slurryksi ja sitten annosteltu jokeen. Tämän pitkäaikaisen kalkitusohjelman tuloksena jokiveden pH-arvo ja puskurikyky ovat lisääntyneet ja jokiveden epäorgaanisen alumiinin pitoisuus on vähentynyt. Joen lohisaalis oli vuonna 2001 2,6 t, eli lähes samalla tasolla kuin joen keskimääräinen lohisaalis ennen happamoitumista vuosina 1879-1892 (Hesthagen ja Larsen 2003). Myös joen selkärangattomien pohjaeläinten tila on parantunut (Fjellheim ja Raddum 1995). Pohjaeläinyhteisöjen palautumisnopeus riippui siitä, miten paljon joessa oli vielä jäljellä alkuperäistä pohjaeläinlajistoa.

Audna-joen lisäksi lohisaaliit ovat nopeasti kalkitusten tuloksena lisääntymässä myös monissa muissa Norjan jokivesissä. Esimerkiksi Bjerkreimselva-joessa (Walseng ym. 2001) ja Mandalselva-joessa (Hesthagen ja Larsen 2003) ne lisääntyivät ennen kalkitusta vallinneelta nolatasolta tasolle 10-15 t vuodessa. Joissakin kalkituissa jokivesissä lohen lisääntyminen on kuitenkin ollut hitaampaa voimalaitospatojen vuoksi.

Lohen (*Salmo salar*) poikaset ovat hyvin herkkiä jopa hyvin alhaisille veden epäorgaanisen alumiinin pitoisuuksille (Clair ja Hindar 2005). Norjassa kalkitukselle asetetut pH-tavoitteet onkin nykyään pyritty asettamaan siten, että lohen eri elinvaiheiden herkkyydet veden alumiinipitoisuuksien suhteen tulevat otetuiksi huomioon (Staurnes ym. 1995; Kroglund ja Staurnes 1999).

Norjassa on saatu vaihtelevia tuloksia kalanistutusten onnistumisesta kalkittuihin jokivesiin. Tulokset ovat riippuneet siitä, miten hyvin näissä istutuksissa on onnistuttu käyttämään jokien alkuperäisiä lohikantoja (Barlaup ym. 2003, Haraldstad ym. 2003). Hesthagenin ja Larsenin (2003) mukaan istutukset ovat kuitenkin lisänneet lohenpoikasten tiheyksiä kaikissa kalkituissa jokivesissä.

Yksi keskeisistä happamoituneiden vesistöjen eliöstöön kohdistuvista ympäristöpaineista ovat lumien sulamisen tai voimakkaiden virtaamien aikana esiintyvät happaman veden pulssit (Christophersen ym. 1984; Davies ym. 1999). Useimmissa pitkäaikaisissa kalkitusprojekteissa, joissa kalkkia annostellaan suoraan virtaavaan veteen, pyritäänkin näitä nopeita veden laadun muutoksia vähentämään. Arvokkaita kokemuksia valumavesien happamien piikkien hallinnasta on saatu Marylandissa (Hall ym. 1994). Eräissä alueen purossa vettä kalkittiin juuri silloin, kun voimakkaat happamuuspiikit uhkasivat eniten vesistön kalapopulaatioita. Tarkoituksena oli parantaa keltaahvenen (*Perca flavescens*), valkoahvenen (*Morone americana*), blueback herring (*Alosa aestivalis*), ja alewife (*Alosa pseudoharengus*) varhaisten elinvaiheiden elinympäristöä. Huolimatta siitä, että puron veden laatua onnistuttiin parantamaan näiden kalojen kriittisten elinvaiheiden aikana, ei menetelmällä onnistuttu luomaan hyvää elinympäristöä pysyville kalapopulaatioille.

Useimmissa projekteissa, joiden tuloksista on raportoitu, on menetelmän käytöllä purojen tai jokien kalkituksissa onnistuttu kohottamaan veden pH-arvoa ja puskurikykyä tavoitteeksi asetetulle tasolle (Clair ja Hindar 2005). Olemassa olevaa välineistöä on kuitenkin pitänyt sovittaa aina kuhunkin ympäristöön sopivaksi. Useimmissa tapauksissa myös toimenpiteiden kohteiksi otetut kalalajit ovat hyötäneet kalkituksesta, mikä on havaittu niiden populaation lisääntymisenä ja lisääntymismahdollisuuksien paranemisena.

Eliöyhteisöjen diversiteettiä ja jokiekosysteemin toimintaa kaloja ehkä paremmin kuvaavissa jokien pohjaeläinyhteisöissä kalkitus on aiheuttanut vaihtelevia muutoksia. Herrmann ja Svensson

(1995) eivät havainneet veden happamuudelle herkkien pohjaeläinlajien lisääntymistä kalkituissa puroissa Ruotsissa. Toisaalta, myös Ruotsissa, Lingdell ja Engblom (1995) totesivat havainneensa paluun alkuperäiseen pohjaeläinyhteisöön eräissä puroissa kalkituksen jälkeen. Myös Fjellheim ja Raddum (2001) havaitsivat merkkejä kalkituksen pohjaeläimistöä elvyttävästä vaikutuksesta, mutta ei kuitenkaan paluuta ennen happamoitumista vallinneisiin olosuhteisiin Audna-joessa Norjassa. Onkin todennäköistä, että pohjaeläimistön toipumiseen kalkituksen jälkeen vaikuttavat sekä kalkitusperiodin pituus että myös muut pohjaeläimistön esiintymiseen vaikuttavat tekijät. Jälkimmäisistä yksi tärkeimmistä on se, miten paljon leviämisessä tehokkaita lajeja vielä esiintyy kohdealueella. Myös predaatiosta aiheutuva paine vaikuttaa lopputulokseen.

7.1.5.2 Neutralointikemikaalin lisääminen purojen pohjasedimenttiin

Kalkituksen suorittaminen lisäämällä neutralointikemikaali purosedimenttiin on ollut yleistä erityisesti Norjassa. Olem (1991) raportoi useista USA:ssa ja Kanadassa 1980-luvulla tehdyistä tutkimuksista, joissa saatujen tulosten mukaan purosedimenttiin asetetun kalkitusaineen edulliset vaikutukset veden laatuun kestivät vain muutaman viikon ajan. Pääsiallinen syy näille epäonnistumisille oli neutralointiainepartikkelien peittyminen nopeasti orgaanisten aineiden ja metallien muodostamilla komplekseilla, jonka seurauksena kalkin liukeneminen partikkeleista veteen väheni nopeasti. Saman tuloksen esittivät myös Watt ym. (1984) eräistä Nova Scotian purovesistä. Myöskään Lefevre ja Sharpe (2002) eivät havainneet muutosta pohjaeläinyhteisössä puroissa, jonka pohjalle oli lisätty kalkkikiveä. Myös puroissa esiintyvä kalakanta oli vähäinen.

Neutralointikemikaalin lisäämisellä purojen pohjasedimenttiin on saatu kuitenkin myös hyviä tuloksia. Hudy ym. (2000) lisäsivät kalkkikiveä ensimmäisen asteen puroon Virginiassa ja havaitsivat, että veden laatu pysyi tämän toimenpiteen jälkeen paremmalla tasolla lähes 4 vuotta. Heidän mukaansa myös, että istutettu taimen menestyi ja lisääntyi näissä pienissä puroissa. Kuitenkaan alueella luonnostaan esiintynyt taimenkanta ei lisääntynyt.

Lacroix (1992, 1996) raportoi kalkituksella saaduista tuloksista yhdessä Nova Scotian lohijoessa (*Atlantic salmon*). Murskattua kalkkikiveä lisättiin joen pohjalle. Tämän seurauksena puroveden pH-arvo kohosi hieman sekä puron kalkitulla alueella että sen alapuolella. Tämä vaikutus kesti yli 8 vuotta. Tänä aikana kalkkikivi piti uusia vain kerran, 4 vuoden kuluttua sen asettamisesta, koska sitä huuhtoutui alueelta tulvakausiona. Kalkitus myös paransi lohenpoikasten eloonjäämisen mahdollisuuksia alueella esiintyvien alhaisten pH-piikkien aikana.

Downey ym. (1994) lisäsivät 8-50 tonnia 150-1000 µm kalkkikiveä kolmeen puroon Virginiassa. Toimenpiteen seurauksena puroveden puskurikyky kasvoi, veden alumiinipitoisuus väheni ja eliöyhteisöjen määrä kalkituspaikan alapuolella lisääntyi. Pääsiallisena toimenpiteen tehokkuutta kontrolloivana tekijänä pidettiin sitä, miten tehokkaaksi saataisiin kontakti puroveden ja sedimenttiin asetetun kalkkikiven välillä. Tutkijat arvioivat, että kalkkikivi tulisi uusia 2 – 5 vuoden kuluttua.

Norjan kansallisessa kalkitusohjelmassa lisätään purojen pohjasedimenttiin myös simpukankuorimursketta (Clair ja Hindar 2005). Sen käyttökelpoisuutta on kuitenkin tutkittu vielä vähän kontrolloiduissa kokeissa. Sitä lisätään yleensä purojen pohjille kalojen kutualueiden yläpuolelle. Barlaup ym. (2002) mukaan toimenpiteellä saadaan aikaan veden pH-arvon lisääntyminen kutusoraikossa. He kuitenkin havaitsivat myös, että murskepartikkelit kulkeutuvat helposti virtaa alaspäin, ja tästä johtuen mursketta on lisättävä vuosittain tai jopa useamman kerran vuodessa.

7.1.5.3 Kalkitusaineen levittäminen järven pinnalle

Usein, joskaan ei aina, kalkituksen tavoitteena olevien kalojen tiheydet ovat kalkituksen jälkeen lisääntyneet (Clair ja Hindar 2005). Jopa hyvin suoritettu kalkitus ei ole aina johtanut taimenen tai muiden haluttujen kalalajien elpymiseen (Saksgård ja Hesthagen 1995, Schofield ym. 1991). Tämä voi johtua siitä, että kalkituissa järvissä vallitsee erilainen lajien välinen kilpailu kuin happamoitu-neissa järvissä. Tämä kilpailu voi estää ekologisen tilan löytymisen uudelleen levittäytyviltä lajeilta. Yhtenä syynä epäonnistumiseen voi olla myös järvessä jo esiintyvistä lajeista johtuva predaatio tai myös se, että mäti ja poikaset voivat edelleen joutua happaman veden vaikutuspiiriin kalojen kuta-alueilla.

On myös havaittu, että kalkituksen tuloksena järveen kehittyvät kalayhteisöt eivät ole esiintymis-sessään niin vakaita kuin järven alkuperäiset kalayhteisöt. Näissä kalapopulaatioissa esiintyy usein suurta lukumäärien vaihtelua. Ei olekaan realistista olettaa, että vesistön kalat tai muut eliöt pala-tuisivat ennalleen, ennen happamoitumista vallinneelle tasolle, muutamassa vuodessa.

Järven kasvi- ja eläinplanktonin ja kalojen palautuminen happaman veden aikaisesta tilasta ei ole vain yksinkertaista populaatioiden palautumista aikaisemmin vallinneeseen luonnontilaan (Clair ja Hindar 2005). Niiden levittäytymiseen vaikuttavat lajien välinen kilpailu, predaatio sekä myös muutokset niiden ravinnokseen käyttämässä eliöstössä. Nämä kaikki muutokset pitää ymmärtää paremmin, jos tavoitteeksi otetaan edes osittainenkin palautuminen luonnontilaan. On myös tie-dostettava se, että edellä kuvatut muutosprosessit palautuvat nopeasti taaksepäin, kun kalkituk-sen vaikutukset loppuvat.

Kaikissa Euroopassa tutkituissa tapauksissa, joissa on raportoitu järvikalkituksen pitkäaikaisista vaikutuksista, on havaittu, että kalkituksen lopettamisen jälkeen vesistö happamoitui uudelleen nopeasti ennen kalkituksen aloittamista vallinneeseen tilaan (Clair ja Hindar 2005). Tulisikin poh-tia, kannattako kalkitusta ollenkaan aloittaa, jos ei olla varmoja sen jatkamisesta siihen asti, että vesistöön kohdistuva hapan laskeuma saadaan hyväksyttävälle tasolle. Järven kalkitus on suunniteltava riittävän pitkäaikaiseksi.

Ongelmia kalkituissa järvissä aiheuttavat järven valuma-alueelta virtaavat happamat valumavedet ja etenkin happamat lumen sulamisvedet (Barlaup ym.1998, Booth ym. 1993, Davies ym. 1999, Gubala ym. 1992, Gunn ym. 1990). Niiden vuoksi happamia vesiä voi esiintyä järvien rannanlähei-sissä osissa ja järvien pintavesissä. Näissä vesissä voi myös olla eliöille haitallinen pitoisuus epäor-gaanista alumiinia. Kalkitus ei siten yksinään suoritettuna annakaan täydellistä suojaa järven eliös-tölle happamoitumista vastaan.

Yhteenvedona edellisestä voidaan sanoa, että järvikalkitusten tuloksiin vaikuttavat useimmiten järven valuma-alueen ominaisuudet, erityisesti veden viipymä järvessä, samoin kuin alueen ilmas-tolliset olosuhteet sekä kalkituksessa käytettyjen neutralointikemikaalien määrä. Järvikalkitus täy-tyy uusia säännöllisin välein, sitä useammin, mitä lyhyempi on veden viipymä järvessä. Kalkitus ei myöskään suojele järven kaikkia osia happaman veden haitoilta.

7.1.5.4 Valuma-aluekalkitus

Valuma-alueiden maaperään suunnatun kalkituksen vaikutuksia pintaveden laatuun on tutkittu paljon (Clair ja Hindar 2005). Menetelmän käytöstä on raportoitu hyviä tuloksia eri puolilta Eurooppaa (Kreutzer 1994, Fransman ja Nihlgaard 1995, Howells 1995, Wilander ym. 1995). Dickson ym. (1995) totesivat, että valuma-alueelle suunnattu kalkitus on suoraan veteen tapahtuvaa kalkitusta parempi kalkitustapa erityisesti siksi, että se hidastaa kalkituksen jälkeistä vesistön uudelleenhappamoitumista. Menetelmällä on saatu hyviä tuloksia myös Pohjois-Amerikassa (Blette ym. 1996, Driscoll ym. 1996, Gunn ym. 2001, Newton ym. 1996).

Valuma-aluekalkitus parantaa veden laatua kahdella tavalla (Clair ja Hindar 2005). Ensinnäkin se parantaa maaperän läpi virtaavan veden laatua. Se parantaa veden laatua myös suurten virtaamien aikana, jolloin vesistössä usein esiintyy happamia pulsseja.

Tjønnsstrondissa, Norjassa, kalkittiin koko 25 ha laajuinen valuma-alue 0–0.2 mm kalsiittijauheella vuonna 1983 (Traaen ym. 1997). Lukuun ottamatta jaksoa vuonna 1990, jolloin alueella virtaavan puroveden pH laski arvoon 5.0 ja epäorgaanisen alumiinin pitoisuus kohosi arvoon $70 \mu\text{g l}^{-1}$, puroveden laatu on pysynyt sopivana taimenelle (brown trout) 20 vuotta kalkituksen jälkeen. Tämän hyvän tuloksen katsottiin johtuvan siitä, että maaperän emäskyllästysasteen lisääntyessä puroon maaperästä kohdistunut hapan huuhtouma vähentyi. Tutkimus tuotti yhden pitkäaikaisimmista seuranta-aineistoista, jossa seurattiin maaperäkalkituksen vaikutusta veden laatuun.

Tjønnsstrondissa saatujen kokemusten perusteella kalkittiin Etelä-Norjassa vuonna 1994 80 ha metsäistä valuma-aluetta käyttäen 3 t ha^{-1} 0,2–2,0 mm raekoon dolomiittia. Alueen puroveden pH nousi melkein heti arvoon 6.0 ja veden epäorgaanisen alumiinin pitoisuus väheni huomattavasti. Tämä vaikutus alueella oli havaittavissa vielä kuuden vuoden kuluttua kalkituksesta (Hindar ym. 2003). MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchment) –mallin avulla ennustettiin, että kalkituksella aikaan saatu parannus puroveden laadussa voisi kestää vielä 40–50 vuotta.

Hovvatn-järven kalkituksella ei onnistuttu suojelemaan järvessä kutevan taimenen mädin kehittymistä. Sen vuoksi suuri osa järven valuma-alueesta kalkittiin 0–2 mm raekoon dolomiitilla vuonna 1999. Kalkituksen jälkeisinä neljänä vuotena havaittiin, että veden pH järvessä 1, 2 ja 3 m syvyydessä jään alla vähitellen kohosi ja myös sen epäorgaanisen alumiinin pitoisuudet vähenivät. Jo toisesta kalkituksen jälkeisestä vuodesta lähtien veden pH-arvo oli 5,5 tai sen yläpuolella, ja olosuhteet onnistuneelle mädin kehittymiselle saatiin aikaan myös järven rantavyöhykkeellä (Hindar ja Wright 2005, Barlaup ja Kleiven 2004). Myös Newton ym. (1996) osoittivat Adirondackin alueella Pohjois-Amerikassa, että purovaluma-alueiden kalkitus suojaa puron eliöstöä myös lumen sulamisen ja rankkojen sadekuurojen aiheuttamia happamia pulsseja vastaan.

Waters ym. (1991) kehittivät uusia strategioita maakalkitukselle. He osoittivat, että hyvän tuloksen aikaansaamiseksi puroveden laadussa oli välttämätöntä kalkita valuma-alueesta vain purojen läheiset ranta-alueet, jotka heidän tutkimallaan valuma-alueella käsittivät vain noin 11 % koko valuma-alueen pinta-alasta. Tätä maakalkituksen strategiaa suosittelivat tutkimustensa perusteella myös Miller ym. (1995) Skotlannissa sekä Lessmark (1987) ja Jenkins ym. (1991) Pohjois-Amerikassa.

Valuma-alueen kalkitus voi lisätä nitraattityypen huuhtoutumista maaperästä, vaikka näin ei kuitenkaan tapahdu kaikilla alueilla. Traaen ym. (1997) and Hindar (2005) havaitsivat valuma-aluekalkituksen lisäävän merkittävästi 3 puron nitraattityypen huuhtoumaa Norjassa. Sen sijaan Hultberg ym. (1995) eivät havainneet lisääntyntä nitraatti- ja ammoniumtyypen huuhtoumaa kalkituilta valuma-alueilta Ruotsissa. Pääasiallinen syy epäorgaanisen tyypen huuhtoutumisen lisääntymiseen maaperästä kalkituksen jälkeen on se, että kalkitus vähentää maaperän happamuutta ja lisää näin orgaanista ainetta hajottavien mikrobien aktiivisuutta (Brahmer 1994; Meiwes 1995).

Norjassa on myös havaittu, että valuma-alueiden kalkitus hävittää alueelta rahkasammalia ja jäkäliä silloin, kun kalkituksessa käytetään 0-0,2 mm kalsiittijauhetta (Traaen ym. 1997). Sen sijaan 0.2–2.0 mm dolomiittirakeiden käytöstä ei ole havaittu aiheutuvan haittaa jäkälien kasvuille. Norjan maakalkitusprojekteista saadut kokemukset on koottu yhteen (Aarrestad ym. 2004). Niiden perusteella koko valuma-alueen kalkituksella on vain vähän vaikutuksia metsäkasvillisuuteen, kun kalkituksessa levitetään kuivalle maalle kohtuullisia annoksia (1–3 t ha⁻¹) karkearakeista dolomiittia.

7.1.5.5 Kokemuksia valuma-alueen soiden kalkituksesta

Kalkitus on varsinkin Ruotsissa suoritettu usein suolle. Suurimpana syynä tähän on ollut se, että suot ovat paikkoja, joissa valumavesi pääsee hyvään kontaktiin maalle levitetyn neutralointikemikaalin kanssa. Ruotsissa soiden kalkitus on ollut merkittävä osa maan kalkitusohjelmaa, jonka puitteissa on kalkittu 1500 suoaluetta vuosina 1985-1993 (Wilander ym. 1995). Maassa on kuitenkin jo jouduttu toteamaan, että luonnontilaisia soita on ohjelman puitteissa kalkittu jopa ennen happamoitumista vallinnutta pH-tasoa korkeammalle tasolle. Tämän vuoksi kalkittavien suoalueiden valintaa on tarkennettu (Warfvinge ym. 1995). Kalkituksen kohdealueiden tarkempaa valintaa varten on kehitetty myös malleja (Laudon ym. 2001, 2005) ja parametreja (Lydersen ym. 2004).

Soiden kalkitus on lisännyt tehokkaasti valumaveden pH:ta ja emäskationien pitoisuuksia. Kalkituksella aikaansaatu tulos on kuitenkin jäänyt lyhytaikaiseksi kuivalle maalle suunnattuun kalkitukseen verrattuna (Borg ym. 1995). Norjassa on havaittu, että suolle suunnatun kalkituksen vaikutusaika on 2-3 vuotta kun taas kuivalle maalle suunnatun kalkituksen vaikutusaika on yli 10 vuotta (Hindar ym. 1996). Kalkitus on myös aiheuttanut nopeita muutoksia soiden kasvillisuudessa (Larsson 1995).

Suovesi on luontaisesti hapanta. Bishop (1997) ja Jansson ym. (1992) ovatkin kyseenalaistaneet soille suunnatun kalkituksen Ruotsissa. Heidän mukaansa kalkitus vaikuttaa vahingollisesti näiden luontaisesti happamien vesien ja niiden eliöyhteisöjen ominaisuuksiin. Laudon ja Hemond (2002) ovat lisäksi osoittaneet, että usein pääasiallinen syy veden happamuudelle Pohjois-Ruotsin vesistöissä ovat humusaineet, orgaaniset hapot. Täällä ilmaperäisestä kuormituksesta aiheutuvat happamuushaitat näyttävät keskittyvän keväiseen lumen sulamisen aikaan.

7.1.6 Kalkitukseen liittyviä erityiskysymyksiä

7.1.6.1 Kalkituksen vaikutus veden orgaanisiin aineisiin

Valuma-aluekalkituksen vaikutukset purovesien orgaanisen aineen pitoisuuteen ja väriin vaihtelevat. Hindar ym. (2003) havaitsivat veden kokonaishiilen (TOC) pitoisuuden lisääntyvän eräissä lie-

västi humuspitoisessa purovedessä, kun taas näin ei tapahtunut kahdessa muussa lievästi humuspitoisessa purovedessä (Hindar 2005).

Ruotsin järvissä on havaittu, että kalkitus vähentää voimakkaasti humuspitoisten, voimakkaan väristen järvien väriarvoja, kun taas vähemmän humuspitoisissa järvissä väriarvot joko lisääntyvät tai pysyvät ennallaan (Clair ja Hindar 2005). Pääasiallisina syinä näille toisistaan poikkeaville tuloksille on pidetty eroja valuma-alueiden ominaisuuksissa ja ilmasto-olosuhteissa. Brooks ym. (1999) ovat osoittaneet, että happamista metsämaista huuhtoutuu vähemmän orgaanisia aineita kuin paremmin puskuroiduista metsämaista. Lundström ym. (2003) and Karlik (1995) ovat puolestaan osoittaneet, että kalkituissa maissa (mukaan lukien suot) orgaanisen aineen hajoamisnopeudet ovat suuremmat kuin happamammassa maissa.

7.1.6.2 Kalkituksen vaikutus veteen liuenneeseen alumiiniin ja muihin metalleihin

Maaperän happamoituminen lisää alumiinin huuhtoutumista (Reuss ym. 1987). Mitä alempi on veden pH, sitä todennäköisemmin alumiini on myrkyllisessä epäorgaanisessa muodossa (Leivestad ym. 1987). pH-alueella 4,0–4,5 suurin osa alumiinista on Al^{+3} muodossa. pH-alueella 5,0–6,0 se on vielä positiivisesti varautunut, mutta pääasiassa muodoissa $Al(OH)^{+2}$ ja $Al(OH)_2^+$. pH-alueella 6–7 se voi olla myös saostunut amorfisiksi Al-metalli-orgaaninen aine- komplekseiksi, jotka eivät ole eliöille ja kaloille myrkyllisiä.

Epäorgaanisen alumiinin myrkyllisyys kaloille havaittiin 1970-luvun lopulla (Cronan ja Schofield 1979; Dickson 1978). Tämän jälkeen sitä on paljon tutkittu. Alumiini keraantyy kalojen kiduksiin (Muniz ja Leivestad 1980, Kroglund ja Finstad 2003). Kalsium vähentää epäorgaanisen alumiinin myrkyvaikutusta (Brown 1983). Alumiinin myrkyllisyys vähenee myös, kun se kompleksoituu veden humusaineiden kanssa (Roy ja Campbell 1997). On myös osoitettu, että epäorgaanisen alumiinin myrkyllisyys kaloille vähenee melko nopeasti veden korkeammassa pH:ssa (esim. Kroglund ym. 2001).

Loch Fleetin valuma-alueella Skotlannissa havaittiin, että alueella virtaavien vesien epäorgaanisen alumiinin pitoisuudet vähentyivät 80 % välittömästi kalkituksen jälkeen (Grieve 1990a), ja olivat myrkyllisyysrajan alapuolella vielä 8 vuoden kuluttua kalkituksesta (Turnpenny ym. 1995). Myös Waters ym. (1991) osoittivat, että kalkitus vähensi purovesien alumiinipitoisuuksia Walesissa. Valuma-aluekalkituksen on havaittu vähentävän epäorgaanisen alumiinin huuhtoutumista maaperästä myös Norjassa (Hindar ym. 2003, Hindar 2005) ja Pohjois-Amerikassa (Driscoll ym. 1996).

Epäorgaanisen alumiinin myrkyllisyyden suhteen samanlaisia tuloksia kuin valuma-aluekalkituksella on saatu myös veteen kohdistetulla suoralla kalkituksella. Neutralointikemikaalin suora annostelu puroveteen vähensi selvästi veden epäorgaanisen alumiinin pitoisuuksia Ruotsissa (Andrén ym. 2001). Borg ym. (2001) laativat yhteenvedon Ruotsissa toteutettujen kalkitusten tuloksista ja havaitsivat, että kalkitus vähensi merkittävästi veteen liukoisten alumiinin, kadmiumin, raudan, mangaanin ja sinkin pitoisuuksia järvi- ja purovesissä. Booth ym. (1993) havaitsivat, että Ontarion järvien matalikkojen kalkitus vähensi epäorgaanisen alumiinin pitoisuuksia kutualueilla. Myös Menendez ym. (1996) osoittivat epäorgaanisen alumiinin pitoisuuksien vähenevän kalkin annostelijan alapuolella eräässä purossa Pohjois-Amerikassa. Järvikalkituksella saadaan aikaan myös kadmiumin ja sinkin sedimentoituminen ja pidättyminen järvisedimenttiin (Egeberg ja Hake-

dal 1998). Nämä metallit kuitenkin mobilisoituvat uudelleen veteen, kun kalkitus lopetetaan (Wallstedt ja Borg 2003).

Kalkituksen aiheuttamista vesistövaikutuksista huomiota on kiinnitetty erityisesti alumiinin epästabiiliin kemialliseen käyttäytymiseen silloin, kun alumiinia sisältävät happamat vedet sekoittuvat kalkittuihin, korkeamman pH-arvon vesiin. Näiden vesien sekoittuminen aiheuttaa alumiinin nopean polymerisaation alumiinihydroksideiksi, jotka saostuvat kalojen kiduksiin (Rosseland ym. 1992). Weatherley ym. (1991) kuitenkin havaitsivat, että tämä alumiinin saostuminen ja siitä aiheutuvat häkeissä pidettyjen lohien kuolemat rajoittuivat purovesissä noin 30 m matkalle kalkituspaikan alapuolelle. Jo 100 m päässä kalkituspaikasta häkeissä pidettyjen lohien eloonjäämisprosentti oli 100 %. Åtland ja Barlaup (1995) tutkivat asiaa edelleen ja päättelivät, että lohella näyttäisi olevan kyky välttää näitä potentiaalisesti vaarallisia tilanteita.

Alumiinia koskevan katsauksena yhteenvetona (Clair ja Hindar 2005) toteavat, että kalkitus vähentää epäorgaanisen alumiinin huuhtoutumista maalta vesiin. Kalkitus myös vähentää vedessä jo olevan alumiinin myrkyllisyyttä. Alumiini voi polymerisoitua nopeasti vedessä alumiinihydroksideiksi. Tämä ei kuitenkaan ole niin suuri ongelma kuin aikaisemmin on ajateltu. Kaloilla näyttää olevan kyky välttää niille tässä suhteessa vaarallisia elinympäristöjä.

7.1.7 Johtopäätökset

Hyvin harvoja poikkeuksia lukuun ottamatta kalkkikiven tai dolomiitin käyttö vesistöissä ei ole haitallista vesiekosysteemeille lyhyen tai pitkän ajan kuluessa (Clair ja Hindar 2005). Yksi poikkeus tästä säännöstä ovat luontaisesti happamat suot.

Useimmissa tutkimuksissa kalkituksella on kyetty saavuttamaan haluttu veden laatu. Kalkituksen tavoitteeksi otettuja kalalajeja on voitu tavallisesti, joskaan ei aina, auttaa leviämään alueelle, kunhan veden laatu on saatu pysymään niiden kannalta sopivana pitkän aikaa ja alueelle on tehty myös niiden uudelleenistutuksia. Happamuudelle herkkien kalojen palauttamisen kannalta onkin erityisen tärkeää tiedostaa, että vesistöalkituksen ohella alueelle on suunnattava myös muita hoitotoimenpiteitä, jotta voidaan varmistaa kalkituksen tavoitteena olevat kalakannat (esim. Alenäs ym. 1991). On myös tiedostettava, että alueen uudelleenhappamoituminen alkaa heti, kun kalkitus lopetetaan.

Kalkituksella on saatu aikaan positiivisia muutoksia myös muussa happamuudelle herkässä vesielöstössä. On kuitenkin tuotu esiin, että vesiekosysteemit eivät kalkituksen jälkeen enää palaudu ennen happamoitumista vallinneeseen tilaan (Clair ja Hindar 2005). On pidetty epätodennäköisenä, että mikään hoitotoimenpide voisi palauttaa järven, joen tai puron tilan ennalleen, koska alkuperäinen tila on kehittynyt pitkäaikaisten valuma-alueen kallioperän, maaperän ja eliöstön yhteistoiminnan tuloksena (Cronan 1985; Rochelle ym. 1989; Taugbol ja Neal 1994). Eliöstön palautumisesta vesistöön kalkituksen jälkeen hidastaa se, että alueen eliöstö on jo sopeutunut happamiin olosuhteisiin. Tämän seurauksena alueelle uudelleen levittäytyvät happamuudelle herkkä lajit joutuvat kilpailemaan happamuutta hyvin kestäviä lajeja vastaan. Hoitotoimenpiteiden tuloksena alueelle uudelleen levittäytyvät eliöyhteisöt eivät myöskään ole esiintymisessään niin vakaita kuin alueen alkuperäiset eliöyhteisöt.

7.2 Vedenpinnan nosto suo-ojissa

7.2.1 Putkipato-rakenteen hyödyt kunnostusojituksen valumavesien pH:n säätelyssä

Kunnostusojituksen vaikutukset valumiin ovat suurimmillaan muutamana vuotena ojituksen jälkeen. Vaikutukset virtaamapiikkien suuruuteen tai voimakkuuteen vaihtelevat alueittain, riippuen mm. ojitusalueen kaltevuudesta, ojitusmäärästä ja ojituksen ulkopuolisesta valuma-alueesta (kts. Marttila 2011). Kuitenkin ojitus muuttaa aina alueen vedenvirtausreittejä ja ojat mahdollistavat valumavesien nopeamman purkautumisen alapuoliseen vesistöön ja siten myös riski virtaama-huippujen lisääntymiseen kasvaa. Tämän lisäksi kuivatusojastosta lähtee liikkeelle ravinteita ja kiintoainetta. Rannikkoalueilla on myös riski happaman huuhtouman lisääntymiseen.

Hankkeessa testattiin ojitusalueiden hetkellisen vedenpinnan noston vaikutusta pH-arvoihin, koojaojiin rakennettujen putkipatojen avulla. Putkipadon tarkoituksena on rajoittaa tulvahuippujen voimakkuutta ja pidättää hetkellisiä huippuja ojastossa (Jämsen ja Marttila 2011, Marttila ja Klöve 2010, Marttila ym. 2010). Rakenteeltaan padot vastaavat pitkälti metsäojoaan rakennettavaa tierumpua (Kuva 40) ja toiminnaltaan laskeutusallasta. Padossa olevat putket mitoitetaan siten, että keväiset tulvavedet ja kesäiset rankkasateet pidättäytyvät ojitusalueen ojiin. Mitoituksessa huolehditaan kuitenkin siitä, että kasvukaudella ojien kuivatusteho säilyy metsän kasvun kannalta riittävänä.

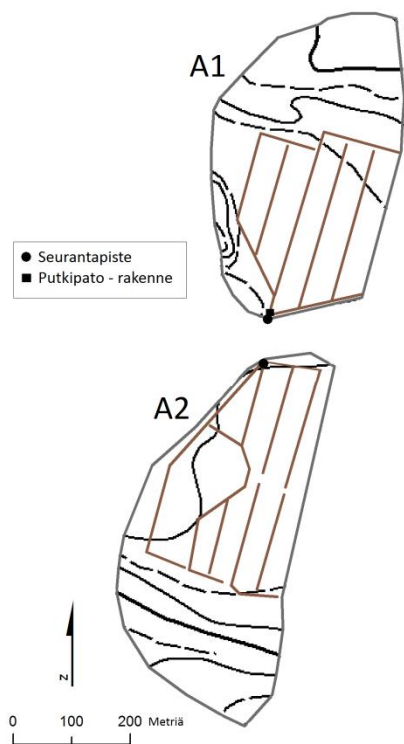
Putkipatoja on käytetty menestyksekkäästi Keski-Suomen metsäkeskuksen alueella 2000-luvun alusta lähtien. Putkipatojen toimintaa on tutkittu tarkemmin Oulun yliopiston toimesta 3 vuoden ajan Viitasaaren koekohteilla. Tulokset ovat olleet erittäin hyviä vesiensuojelun kannalta (Marttila ja Klöve 2010, Marttila ym. 2010) eikä putkipatojen ole havaittu vaikuttavan puiden kasvuun (Hytinen 2009, Hökkä ym. 2011). Vastaavaa menetelmää on käytetty aiemmin hulevesien käsittelyssä ja viime vuosina yhä enemmän turvetuotantoalueilla hyvin tuloksin. Tässä hankkeessa tutkittiin putkipatojen kykyä pienentää valuma-alueelta tulevaa hapanta huuhtoumaa. Hypoteesina tutkimuksessa on että hetkellisesti ojitusalueelle pidättyvä hapanta valumavesi tasaa jokivesistöön kohdistuvaa hapanta pulssia. Lisäksi lisääntynyt viipymä mahdollistaa pidemmän kontaktin maaperän kanssa, joka voi teoriassa lisätä luontaista puskurikapasiteettia.

7.2.1.1 Menetelmät

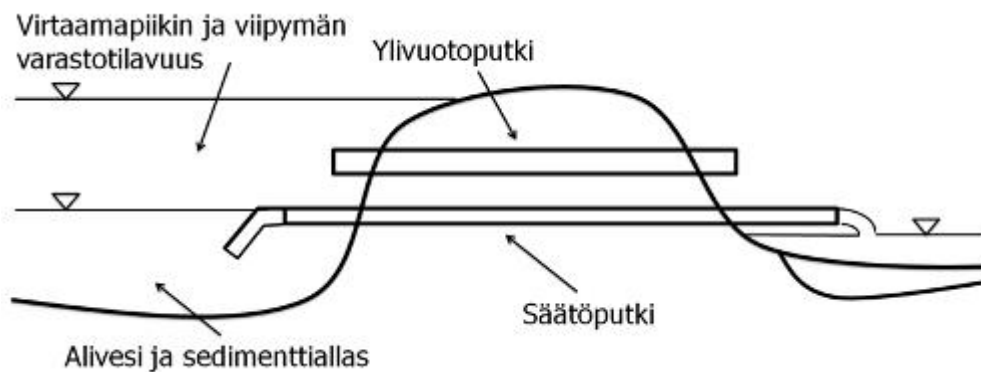
Tutkimus tehtiin Sanginjoen valuma-alueella ns. vertailualue-tutkimuksena, jossa verrattiin keskenään putkipatokohdetta ja normaalilta ojitusalueelta valuvan veden määrää ja laatua ennen ja jälkeen rakenteen tekemistä. Vedennoston vaikutusta maalta huuhtoutuvaan veteen happamuuteen tutkittiin mittaamalla huuhtoutuvan veden pH-arvoa. Kokeessa arvioitiin myös vedenpinnan noston vaikutuksia vesivarastoon mittaamalla ojien vesipintojen korkeutta. Koealueeksi valittiin Sanginjoen latvaosissa sijaitseva karvasoja-puron valuma-alue, jossa verrattiin kahta vierekkäistä ojitusaluetta (A1 ja A2, Kuva 39), joista toiselle rakennetaan putkipato (supistus 80 mm) ja toisen pysyessä vertailualueena. Alueilta mitattiin pinnankorkeutta ojastoissa (TruTrack WT-HR Water Height), sadantaa (TruTrack GP-HR Rainfall tipping bucket) ja pH-arvoa (TruTrack pH-HR Data Logger) automaattisesti, sekä veden laatua noin kuukauden välein olevalla vesinäytteenotolla avovesikaudella. Pinnankorkeusarvot kalibroitiin paikkakohtaisesti vastaamaan virtaamaa käyttäen hyväksi siivikko mittausta. Vesinäytteistä analysoitiin kiintoaine (SS), sähkönjohtavuus, alkaliniteet-

ti, asiditeetti, pH, kokonaistyyppi (T_{kok}), kokonaisfosfori (P_{tot}). Lisäksi osasta näytteistä analysoitiin sulfaatti (SO_4), rauta (Fe), Kokonaisorgaaninen hiili (TOC), liuennut orgaaninen hiili (DOC) ja alumiini (Al). Ojitusalueita seurattiin kesän 2010 ajan, jonka jälkeen syksyllä 2010 alueelle A1 rakennettiin putkipatorakennelma. Seuranta jatkettiin vuoden 2011 ajan. Vertailualue ojitettiin joulukuussa 2009 ja putkipatoalue ojitettiin syksyllä 2010 putkipatorakenteen rakentamisen yhteydessä. Eriaikainen ojitus aiheuttaa hieman virhettä tuloksiin etenkin kiintoaineen osalta, koska sen kulkeutuminen on runsainta ojitusta seuraavina vuosina (Marttila ja Klöve 2010, Joensuu 2002). Selvityksessä keskityttiin kuitenkin rakenteen vaikutusta happamaan huuhtoumaan, johon noin puolen vuoden ero ojituksessa ei suuresti vaikuta.

Koealueiden valuma-alueiden pinta-alat olivat 12 (A1) ja 13 ha (A2). Ojitus tehtiin tyypillisesti 35-40 m jaolla, noin 0,6-1 m syvyydellä ja 1-1,5 m leveydellä. Oja kaltevuudet vaihtelivat välillä 0,1-1 % ja ojat ulottuivat usealta alueelta mineraalimaan. Sanginjoen alueelle tyypillisesti lähellä Karvasojaa olevat alueet ovat soistuneet. Turvekerrokset vaihtelivat alueilla paksuturpeisesta (yli 1m), ohut turpeiseen (alle 0,5 m). Turvekerroksen alla kummallakin alueella on savista moreenia ja ylempänä ojitusalueen ulkopuolisella valuma-alueella maaperä muuttuu moreeniksi. Sanginjoen alueella esiintyy Litorinameren aikaisia happamia sulfaattimaa kerrostumia ja valitulla vertailualueella on todettu esiintyvän kohtalaisen happamoittavia kerrostumia suokerrostumien alla (Kangas 2010).



Kuva 39. Koealuejärjestely Karvasojan valuma-alueella.



Kuva 40. Kaaviokuva putkipadosta (ei mittakaavassa). Kuvassa myös rakenteessa tarvittaessa käytettävä ylivuotoputki, jota ei kuitenkaan alueella A1 käytetty

7.2.1.2 Tulokset

Jatkuvatoimisilla mittareilla ja käsimitareilla mitatut pH arvot ennen putkipatorakennetta alueella A1 vaihtelivat välillä 4,5-6,1 ja patorakenteen jälkeisenä aikana välillä 3,0-6,2. Vastaavasti vertailu-alueella pH lukema vaihteli välillä 3,8-7,2. pH arvoissa on nähtävissä happamuuden kasvua kevään tulvajaksolla ja kesäisin sekä syksyisin voimakkaiden sateiden yhteydessä (Kuva 42). Aineistosta puuttuu jatkuvatoimista pH lukemaa väliltä 1.9. -12.10.10 (A1) ja 2.10. -16.10.10 (A2) ja virtaama tietoja väliltä 11.5. -21.9.10 (A2) ja 1.9. -12.10.10 (A1) antureiden rikkoutumisesta tai likaantumisesta johtuen. Yleisesti ottaen pH tasot olivat lähellä toisiaan kummallakin alueella jatkuvatoimista mittareista tarkasteltuna.

Putkipatorakenteen havaittiin toimivan hyvin äkillisten huippujen aikana. Virtaamahuiput olivat hieman pienempiä kuin vertailualueella ja virtaama pidättyi hetkellisesti ojastoon putkipatorakenteen ansiosta. Tulosten perusteella rakenteen supistus olisi voitu mitoittaa hieman pienemmäksi kuin rakennettu 80 mm supistus. Padon vaikutus nähdään hyvin kuvasta 41, joka kuvaa kolmea virtaama huippua kesäkuussa 2011, joissa kaksi myöhempää virtaama huippua on leikkautunut hyvin. Putkipatoalueella pinnankorkeus putoaa kuitenkin nopeasti, mikä mahdollistaa ojitusalueen peruskuivatuksen. Osalla virtaamahuipuista putkipatoalueelta tuli suurempi virtaama huippu kuin vertailualueelta esim. toukokuun loppu 2011 (Kuva 41), toisaalta loppukesän 2011 pienimmät sadannat pidättyivät ojastoon kokonaan eikä putkipatoalueelta havaittu virtaamaa näinä ajankohtina. Kuitenkin tulokset viittaavat siihen että alueelta suotautuu vettä läheiseen Karvasojaan esim. läheisestä ojastosta tai putkipatorakenteen lävitse. Tätä ei voitu todentaa maastokäynneillä, mutta vastaavaa suotautumista on havaittu myös aikaisemmin Keski-Suomen koekohteilla. Lisäksi rakenteen alapuolisen Karvasojan aiheuttama padotus on voinut vaikuttaa tulvahuippujen aikana alueelta tulevaan virtaamaan.

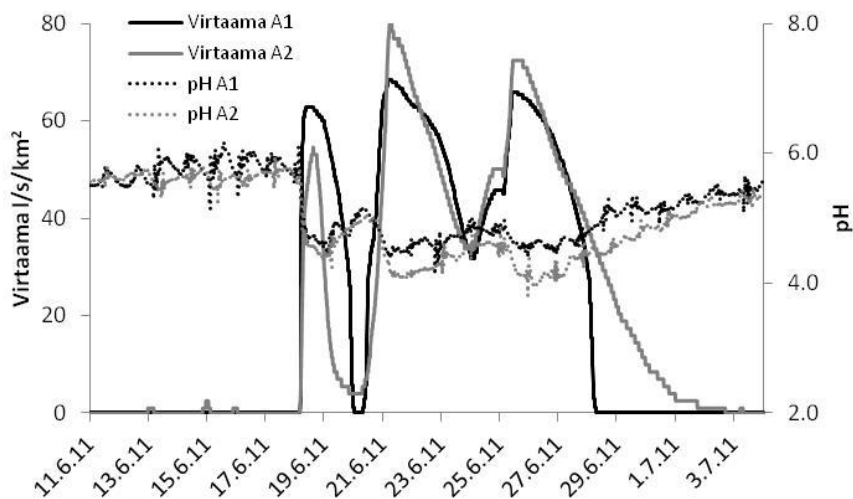
Alkaliniteetti ja asiditeetti lukemat olivat samansuuruisia kummallakin alueella (Taulukko 22). Sulfaattilukemat olivat hieman korkeammat putkipatoalueella A1 (keskiarvo 5,20 $\mu\text{g/l}$) kuin vertailu-alueella A2 (keskiarvo 3,23 $\mu\text{g/l}$). Sähkönjohtavuus arvot vaihtelivat alueella A1 välillä 2.8 – 4.8 mS/m ja alueella A2 välillä 3.1 – 4.6 mS/m. Tulokset viittaavat siihen että alueella ei tutkimuskautena esiintynyt alunamaista johtuvaa happamuutta vaan happamuus oli humuseräistä. Vesinäytetulosten perusteella ei voida todeta, että putkipadolla olisi ollut vaikutusta happamuuden pienemiseen. Kun tarkastellaan jatkuvatoimisten mittareiden tuloksia äkillisten virtaamahuippujen

aikana, voidaan huomata pieni ero happamuuskäyttäytymisessä (Kuva 41). Esimerkiksi kesäkuun 20 päivänä tulleessa sadannassa havaitaan 0.6 pH yksikön ero happamuudessa, mikä voisi viitata siihen että putkipatojen aiheuttama padotus mahdollistaa myös paremman puskurikyvyn kasvun purkautuvaan valumaveteen. Vastaava ero voidaan huomata loppukesällä tulleissa sadantahui- puissa mutta ei kevään 2011 arvoissa. Huippujen ajalta ei ole vesinäytetuloksia, joten tätä ei voida luotettavasti todentaa.

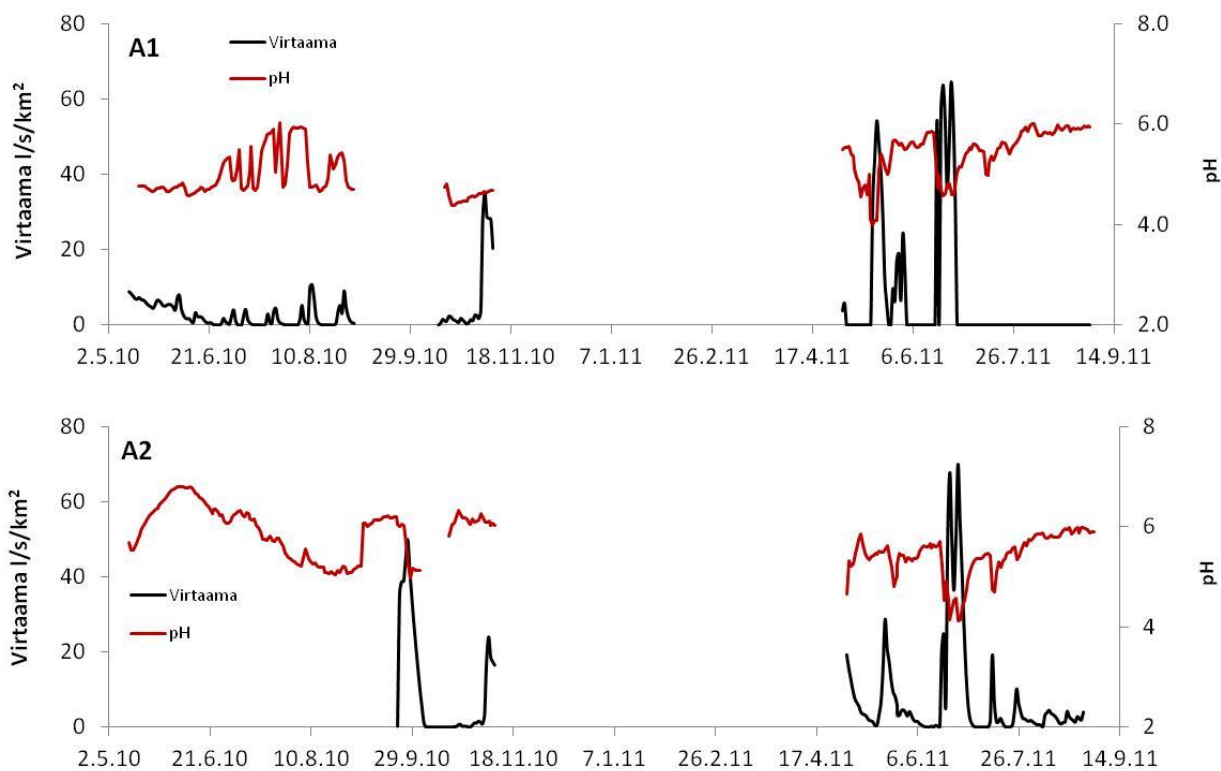
Ennen putkipatorakenteen rakentamista vedenlaadussa näkyi eroja lähinnä kiintoaineessa, joka johtui todennäköisesti siitä että alue A2 ojitettiin hieman aikaisemmin. Alueella A1 keskimääräinen kiintoainepitoisuus oli 12.6 mg/l ja alueella A2 10.5 mg/l. Putkipatoalueella (A1) kokonaistyyppi ja - fosfori pitoisuudet vaihtelivat välillä 730 – 1800 µg/l ja 20 – 130 µg/l (Taulukko 22). Typpipitoisuu- det pysyivät samanlaisina ojituksen jälkeenkin mutta fosforipitoisuuksissa havaittiin nousseet pi- toisuudet, mikä johtuu todennäköisesti kasvaneesta kiintoaineen kulkeutumisesta. Vastaavasti vertailualueella (A2) kokonaistyyppi vaihteli välillä 990 – 2200 µg/l ja kokonaisfosfori välillä 26 – 86 µg/l. Muut analysoidut tulokset näkyvät taulukossa 22. Tarkkoja kuormituslaskelmia ei tehty har- vahkon vesinäytteenoton takia, joka johtaa herkästi laskennalliseen virheeseen. Putkipatoraken- teiden vesiensuojelullinen hyöty turvemetsätaloudessa on kuitenkin näytetty toteen aikaisimmissa tutkimuksissa (Marttila ja Klöve 2010, Marttila ym. 2010), joten tässä selvityksessä keskityttiinkin happamuuden hallintaan. Alueella A1 putkipatorakenteen etupuolella ojustossa havaittiin, heti padon rakentamisen jälkeen runsasta kiintoaineen ja orgaanisen sedimentin laskeutumista. Kevät tulvan 2011 jälkeen tehdyn mittauksen perusteella putkipadon ojustossa oleva varastotilavuus oli lähes kokonaan täyttynyt sedimentistä, mikä viittaa padon hyvään toimintaan kiintoaineen osalta.

Taulukko 22. Putkipatoalueen (A1) ja vertailualueen (A2) vesinäytetulojen keskiarvot ja keskihajonnat.

	Lukumäärä (n)	Alue A1		Alue A2	
		Keskiarvo	Keskihajonta	Keskiarvo	Keskihajonta
Kiintoaine (mg/l)	10	12.6	11.08	10.5	10.1
Sähkönjoht (mS/m)	9	3.9	0.85	3.9	0.4
Alkaliniteetti (mmol/l)	11	0.034	0.060	0.040	0.068
Asiditeetti (mmol/l)	11	0.385	0.145	0.393	0.130
pH	9	5.3	0.50	5.3	0.7
Kokonaistyyppi (µg/l)	10	1110	292	1443	410
Kokonaisfosfori (µg/l)	10	54.0	31.4	42.7	17.6
Sulfaatti (mg/l)	5	5.20	2.63	3.23	2.04
Rauta (µg/l)	5	2775	543.9	3433.3	1235.6
TOC (mg/l)	5	27.0	8.3	32.5	14.5
DOC (mg/l)	4	23.3	6.11	37.7	11.9
Alumiini (µg/l)	4	475.8	208	657.0	315.5



Kuva 41. Virtaama ja pH jatkuvatoimisesti mitattuna kesäkuun 2011 suurien sadantojen aikana putkipaatoalueelta (A1) ja vertailualueelta (A2).



Kuva 42. Seurantakausien 2010 ja 2011 virtaama ja pH jatkuvatoimista antureista päiväkeskiarvolla laskettuna, putkipaatoalueelta (A1) ja vertailualueelta (A2). Virtaamatiedoissa puutteita 11.5. -21.9.10 (A2) ja 1.9. -12.10.10 (A1) välisiltä ajoilta dataloggerin hajoamisen takia. pH tiedoissa puutteita väliltä 1.9. -12.10.10 (A1) ja 2.10. -16.10.10 (A2) välisiltä ajoilta loggerin likaantumisen seurauksena.

7.2.2 Putkipatorakenteella tehtävän vedenpidättämisen mahdollisuudet kunnostusojitusten yhteydessä Sanginjoen valuma-alueella

7.2.2.1 Menetelmät

Tarkastelussa arvioitiin putkipato-rakenteen laajemman käytön teoreettista vaikutusta Sanginjoen valuma-alueen virtaamiin ja mahdollista vaikutusta pH-tasoihin. Vertailualue tutkimuksessa ei voinut varmasti todentaa hetkellisen pidätyksen vaikuttavan ojitusalueelta lähteviin pH-tasoihin, joten tässä tarkastelussa huomioitiin vain vedenpidätyksen tuoman viipymän mahdollinen vaikutus. Pohjatietoina käytettiin Metsäkeskuksen toimesta vuosina 2004–2010 tehtyjen ojitusten määrää, osavaluma-alueittain (3 jakovaihe) tarkasteltuna. Paikkatietotyökaluja (ArcMap GIS) hyödyntäen ja karttatarkastelulla määritettiin jokaiselle ojituskohteelle mahdolliset putkipatojen rakennuskohdat, käyttäen ohjeistuksen mukaisia kriteerejä (Jämsen ja Marttila, 2011). Koska paikkoja sopivuutta ei tarkistettu maastokäynnillä, niin sijoitusalueet ovat suuntaa-antavia. Lisäksi alueiden todellista topografiaa ja ojatilavuutta eli putkipatorakenteen yläpuolella olevaa padotustilavuutta valituissa kohdissa ei ole tiedossa, joten laskelmissa käytettiin hyväksi Keski-Suomessa tehtyjä tarkkoja tilavuuslaskelmia ojatilavuuksista (Marttila ym. 2010). Tarkasteluun otettiin siinä tutkimuksessa mukana olleet 4 aluetta ja laskelmat tehtiin näiden alueiden keskiarvotilavuuden ja ottaen huomioon keskihajonnan (Taulukko 23). Keski-Suomen tutkimuksessa myös mukana ollutta Lavasuon aluetta ei laskelmissa huomioitu, koska sen ei katsottu edustavan hyvin vertailussa Sanginjoen ojituksiin.

Pinta-alakohtaiset simuloitujen valuma ja virtaama tiedot osavaluma-alueille saatiin Ympäristöhallinnon Vesistömallijärjestelmästä vuosille 2000-2010. Lisäksi käytettiin SAKU-hankkeen aikana mitattuja virtaamatietoja Sanginjoesta. Sankilammen ja Pilpaojan virtaama tietoja ei ollut saatavilla, ja alueiden tarkastelussa hyödynnettiin Koivuojan valuma-alueen tietoja (kts kappale 7.1.2.2). Tietoja käytettiin (kevät ylivaluma, kesä ylivaluma) osavaluma-alueittain tehdyissä laskelmissa, joissa arvioitiin teoreettista putkipatorakenteilla saavutettavaa padotustilavuutta, jos jokainen putkipatorakennelma rakennettaisiin vuosina 2004–2010 tehtyihin ojituksiin kunnostusojituksen yhteydessä. Putkipatorakennelma on kustannustehokasta vain jos se rakennetaan kunnostusojituksen yhteydessä, joten rakennelmien tekemistä vanhoihin ojituksiin ei tarkasteltu.

7.2.2.2 Tulokset

Käytettävissä olevien ojatilavuustietojen perusteella lasketut pidätystilavuudet vaihtelivat eri osavaluma-alueilla välillä 483–11598 m³ (Taulukko 23) ja teoreettiset viipymät Sanginjoen eri osavaluma-alueilla 0,44–3,26 tuntia kevät ylivalunnan aikana ja 0,01–1,19 tuntia kesä ylivalunnan aikana. Laskelmissa ei otettu huomioon huipun aikanakin tapahtuva valumaveden purkautumista ojitusalueelta, vaan oletettiin että valuntahuipun aikana tuleva vesimäärä pidättyy kokonaisuudessaan aina maksimipidätystilavuuteen asti. Täten tulokset ovat vain suuntaa-antavia, mutta riittävän tarkkoja antamaan kokonaiskuvan putkipadoilla tehtävän pidätyksen mahdollisuuksista Sanginjoen valuma-alueella.

Putkipadoilla saavutetaan hyvä ojitusaluekohtainen valumavesien viipymä, mutta koska peruskuivatuksen turvaamiseksi putkirakenteet mitoitetaan pidättämään valumavesiä maksimissaan 1-2 päivää ojitusalueella (Jämsen ja Marttila, 2011), jää niiden Sanginjoen kokoisella valuma-alueella pieneksi. Lyhyt padotusaika tuo etua etenkin kesärannkasateiden huippujen hallintaan, koska pidä-

tystilavuus reagoi nopeasti nousevaan virtaamaan mutta laskee valumaveden nopeasti pois mahdollista näin peräkkäisten valuntahuippujen pidättämisen (Marttila ym. 2010). Sanginjoen alajuoksujen osavaluma-alueilla rakenteiden vaikutus kokonaisvirtaamaan jää pieneksi, mutta yläjuoksun turvevaltaisilla ja runsaammin ojitetuilla alueilla (esim. Koivujoki) voidaan saavuttaa 4% vaikutus päivittäiseen kevytlivirtaamaan ja 5% kesäylivirtaamaan. Pidätysvaikutusta saadaan parhaiten aikaiseksi suuremmilla ja yhtenäisellä ojitusalueella, kun taas suurin osa Sanginjoen ojituskohdeista on pirstaleisia ja pieniä. Lisäksi laskelmat tehtiin kustannustehokkuuden näkökulmasta ja laskelmissa tarkasteltiin vain 2000-luvulla tehtyjen kunnostusojitusten yhteyteen tehtävien rakennelmien vaikutusta. Jos jokaiseen ojitushankkeen yhteyteen tehtäisiin putkipatorakenne, niin vaikutukset voisivat olla suuremmat. Putkipatorakenne ei sovi kaikkiin olosuhteisiin ja ojitusaluille, joten tämä ei olisi ollut realistinen tapa laskea vaikutuksia teoriassakaan.

7.2.3 Johtopäätökset ja suositukset

Kummaltakin alueelta tuleva hapan huuhtouma oli samaa suuruusluokkaa. Kaivuun jälkeen havaittiin putkipatoalueelta hieman happamampaa huuhtoumaa kuin vertailualueelta. Vertailualue tutkimuksessa ei huomattu putkipatojen vaikuttavan ojitusalueelta huuhtoutuvaan happamaan kuormitukseen. Tämä johtuu todennäköisesti siitä että putkipatorakenne mitoitetaan metsänkasvun turvaamiseksi pidättämään valumavesiä maksimissaan 1 päivän, jolloin kontaktiaika puskurikyvyn lisäämiseksi yläpuolisessa ojastossa jää vähäiseksi. Suurien sadantojen yhteydessä havaittiin pienempi pH arvo padotusalueella, mutta padotuksen vaikutusta parempaan puskurikykyyn ei voitu todentaa. Rakenteella saavutettiin myös hieman pidempi viipymä ojitusalueelta, mutta tämän vaikutukset suuremmalla valuma-alueella pH piikin viipymän näkökulmasta on myös pienet. Vesinäytetuloksien perusteella matalat pH arvot alueilla johtuvat humushappamuudesta, joten seurannassa ei pystytty näyttämään toteen putkipatorakenteen vaikutusta alunamaa alueella. Putkipatojen vaikutukset vesistöihin tulevat muiden vesiensuojelullisten hyötyjen kautta kuten parantuneen ravinteiden ja kiintoaineen pidättymisen kautta. Syntynyt viipymä ja hidastunut virtausnopeus ojastossa tehoaa etenkin kiintoaineen ja siihen pidättyneiden ravinteiden pidättymiseen ojitusalueelle. Hankkeen aikana tehdyssä vertailualue tutkimuksessa ei pystytty suoraan todistamaan rakenteiden vaikutusta ravinteisiin ja kiintoaineeseen. Tämä johtui harvakkosta näytteenotosta ja siitä että tutkimuksessa keskityttiin happamuuden seurantaan ja aikaisemmat tutkimukset todistavat putkipatorakenteen positiivisen vaikutuksen ravinteiden ja kiintoaineen pidättymiseen selvästi (Marttila ja Klöve 2009, 2010).

Sanginjoen veden happamuuden hallintaan ja puskurikyvyn lisäämiseen ei putkipatorakenteen hetkellisellä padottamisella näytä olevan suurta merkitystä. Jotta putkipatorakenteilla olisi vaikutusta vedenpidättymiseen valuma-alue mittakaavassa, tulisi niitä olla rakennettuja lähes jokaiseen ojituskohdeeseen, Putkipatorakenteen rakentaminen on kuitenkin kustannustehokasta vain kunnostusojituksen yhteydessä rakennettuna (Jämsen ja Marttila 2011), joten jo tehtyihin ojituksiin rakennetta ei kannata lähteä rakentamaan putkipata jälkikäteen. Kun tarkasteltiin vuosina 2004-2010 tehtyjä kunnostusojituksia ja mahdollisuuksia rakentaa putkipatorakennetta näiden ojitusten yhteyteen, havaittiin että saavutetulla teoreettisellakaan pidätystilavuudella ei saavuteta merkittävää vaikutusta Sanginjoen virtaamiin ja siten vaikutukset myös valuma-alueelta tulevaan happamaan huuhtoumaan ovat pienet. Täten mikäli tavoitteena on ehkäistä kunnostusojituksista johtuvia alhaisia pH-arvoja, putkipatojen rakentaminen ei ole suositeltava toimenpide. Muihin vesiensuojelutavoitteisiin rakenne sopii erinomaisesti, ja putkipatorakenteella voidaan vaikuttaa veden laatuun osana laajempaa vesiensuojelukokonaisuutta.

Taulukko 23. Teoreettinen putkipatorakenteella saavutettava pidätystilavuus ja vaikutus kevätylivalumaa ja kesäylivalumaan Sanginjoen osavaluma-alueilla. Laskennassa käytetty hyväksi Metsäkeskuksen tilastoja tehdyistä kunnostusojituksista Sanginjoen valuma-alueella vuosina 2004-2010.

Valuma- alue	koodi	Valuma- alueen koko km ²	Oja kilo- metrit 2003- 2009	Teoreettinen putkipatojen määrä ⁽¹⁾	Teoreettinen pidätystilavuus m ³ ⁽²⁾	Teoreettinen pidätystilavuus l km ⁻²	Kevät ylivalu- ma 2.5.2010 ⁽⁴⁾ m ³ /s	Kesä ylivalu- ma 26.6.2010 ⁽⁴⁾ m ³ /s	T (tuntia) ke- vät ylivaluma ⁽⁷⁾	T (tuntia) kesä ylivalu- ma
Sanginjoen										
suualue	59.141	51,62	15	10	4830±1953 ⁽³⁾	93568±37839	23,641 ⁽⁵⁾	14,204	0,44 ⁽⁸⁾	0,73
Sankilampi	59.142	69,38	95	11	5316±2149	76578±30968	- ⁽⁶⁾	-	-	-
Koivuoja	59.143	36,35	117	1	483±195	13287±5373	11,344	9,486	0,012	0,01
Pilpaoja	59.144	35,23	38	7	3381±1367	95969±38810	-	-	-	-
Puutturi	59.151	65,96	73	24	11592±4688	175743±71071	0,989	3,088	3,26	1,04
Koivujoki	59.155	64,67	18	24	11592±4688	175743±71071	3,382	2,711	0,95	1,19

(1) Putkipatojen paikat määritetty kartta-aineistosta hyödyntäen Metsäkeskuksen ojitustietoja tehdyistä kunnostusojituksista vuosilta 2004-2010

(2) Lukemat laskettu Keski-Suomessa tehtyjen ojatilavuus mittauksen keskiarvon mukaan (Marttila ym. 2010)

(3) Ojatilavuuden keskihajonta

(4) Perustuu Suomen ympäristökeskuksen vesistömalliin simuloituihin virtaama tietoihin

(5) Koko Sanginjoen virtaama

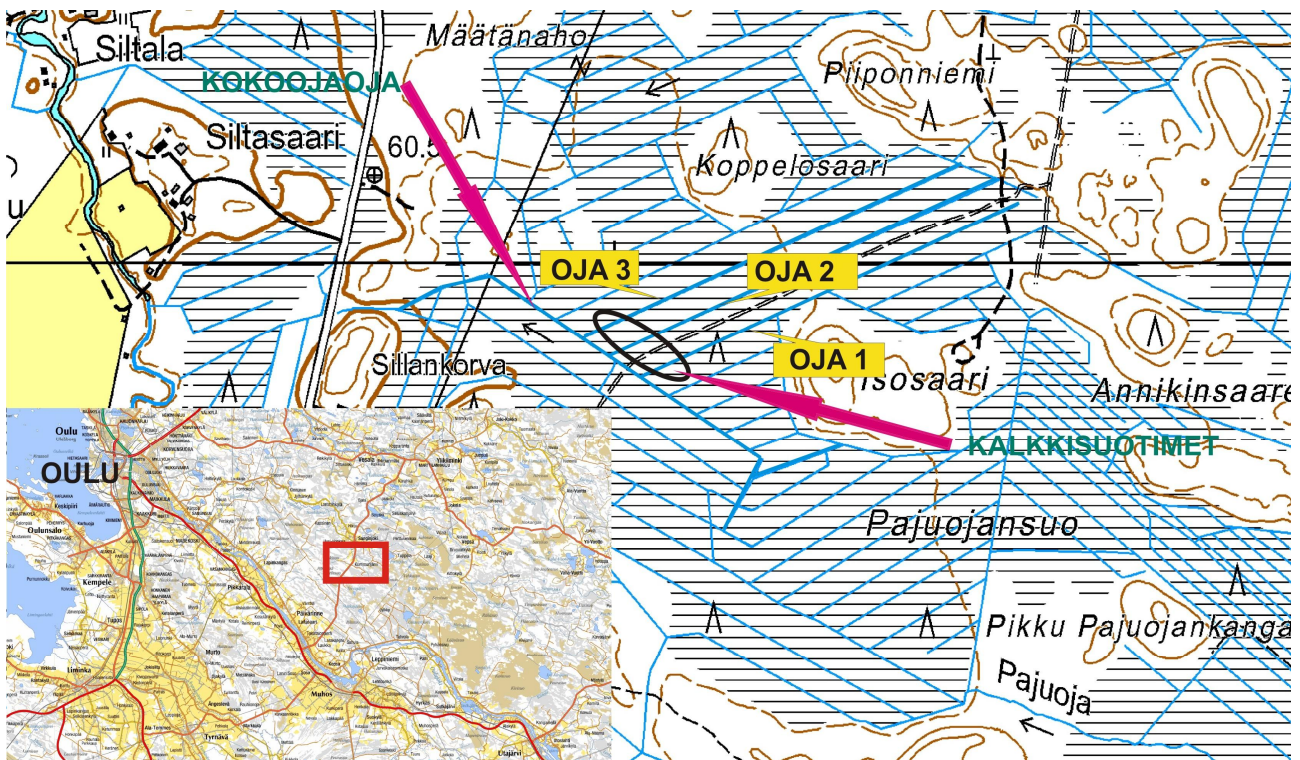
(6) Tietoja ei saatavilla

(7) Laskennallinen viipymä

(8) Laskelmissa käytetty koko Sanginjoen valuma-alueen teoreettista pidätystilavuutta

7.3 Ojitetun turvemaan valumavesien neutralointi kalkkisuodinpatojen avulla

Sanginjoen valuma-alueella on runsaasti turvemaiden kuivattamiseksi toteutettuja metsäojituksia. Useilla Sanginjoen ja laajemminkin Pohjois-Pohjanmaan alueilla turvemaiden pH on paikoin hyvin alhainen, minkä lisäksi pohjamaissa esiintyy happamuutta aiheuttavia sulfidimineraaleja sekä mustaliuskeiden että Litorinameren vaikutuksen vuoksi (ks. kappale 3.2). Koska happamuuden syntymistä tai sen johtumista vesiin ei aina voida maankuivatustoimissa välttää, tuli kehittää menetelmä metsäojien valumavesien neutraloimiseksi. Metsäojitusalueilla ei ole aiemmin kokeiltu kalkin käyttöä kohottamaan valumavesien pH:ta. Koska käytännön tuli olla yleisemminkin käyttökelpoinen ja mahdollisimman kustannustehokas, pyrittiin kehittämään menetelmää jonka toteuttaminen esim. kunnostusojitusten yhteydessä olisi suhteellisen yksinkertaista, ilman merkittäviä kustannuksia. Sivuvesien vedenlaadun seurannan ja suoalueiden pintavesien pH-mittausten yhteydessä (kappale 4.xx) havaittiin mm. Pajuojan varressa sijaitsevan kunnostusojitusalueen olevan pH:n kannalta riskialueella. Maanomistajan (UPM Kymmene Oyj) kanssa sovittiin koealueen – ns. Pajusuon kalkkisuodinpatojen - perustamisesta ojitushankkeen yhteydessä kolmelle kohteelle happamimmalla alueella sijaitsevalle sarkaojalle (Kuva 43).



Kuva 43. Kalkkisuodinpatojen sijainti ja ojaston rakenne.

7.3.1 Rakenteet ja mitoitus

Happamuuden kuormitusvaikutus Sanginjoella on olennainen suurten valumien aikana eikä ns. normaalivesitilanteessa ole suuria vedenlaatuongelmia happamuuden suhteen. Siksi neutralointirakenteesta tuli laatia erityisesti tai myös suurten valumien aikana toimiva. Koska rakenteet tulisivat olemaan pysyviä ja pääosin huoltamattomia, kalkin kuluminen (eli neutraloivien reaktioiden tapahtuminen) tuli minimoida vähäisen virtaaman aikana ja korostaa vaikutusta suurten valumien aikana. Tämän vuoksi ojien päihin suunniteltiin kalkkikentät, joissa alimmaisena oli putki ali- ja

keskivirtaamaa varten (ei suurta veden virtausta kalkin kautta) ja putken päällä rakeista, 5-8 mm kalsiittista kalkkia (CaCO₃) ylivirtaaman aikaista veden suotautumista ja pintavirtausta varten. Lisäksi kalkkikerroksen pinnasta (leikkauksesta) muotoiltiin hyvin loivasti v-muotoinen, että virtaaman kasvaessa reaktiopinta-ala eli kalkkikentän päällä virtaavan veden ja kalkin rajapinnan välinen pinta-ala vastaavasti kasvaisi (liitteet 4a ja 4b), aina huippuvaluntoihin saakka (100 l/s/km²). Hap-pamalta alueelta tulevien sarkaojien valuma-alueiden koot olivat 10,5 ha ojalla 1 ja 2,5 ha ojilla 2 ja 3. Rakenteet mitoitettiin samalla tavalla, sillä ojan 1 poikkeava valuma-alue todettiin vasta kalkkisuodinpatojen rakentamisen jälkeen.

7.3.1.1 Mitat ja mitoitusvirtaamat

Kriittiseksi virtaamaksi happamuuden kannalta katsottiin noin 20 m³/s Sanginjoen pääuomassa. Tämä on valumaksi muutettuna 50 l/s/km² joen valuma-alueen ollessa 399,93 km² (Ekholm 1993). Ojien valuma-alueiden alojen mukaan kalkkirouheen allittavien putkien tuli näin johtaa vettä 1,25 l/s (ojalla 1 oikea määrä olisi ollut n. 5,26 l/s), minkä jälkeen rakenteet alkaisivat padottaa ja vesi kulkisi ylisuoksynä kenttien päällä sekä osittain rakeisessa materiaalissa suotautuen. Vaikka padotus olisi lyhytaikainen, sopivaksi padotuskorkeudeksi eli kalkkikerroksen paksuudeksi katsottiin 20 – 30 cm. Koska riittävä reaktioaika veden virratessa kalkkisuodinpadon päältä saavutetaan vain hitailla virtausnopeuksilla, kentän pinnan kaltevuuden tuli vastata maksimissaan yläpuolisen metsäojan kaltevuutta (0,1 - 0,2 %). Hidas virtausnopeus lisäksi edesauttaa rakenteen pysyvyyttä, sillä myös rakeinen kalkki liikkuu veden voimasta helposti suhteellisen alhaisen tiheydensä vuoksi.

Putkista johdettavan kriittisen valuman (50 l/s/km²) ja arvioidun huippuvaluman (100 l/s/km²) erotuksen tuli kulkea kalkkikentällä ylisuoksynä siten, että vesi kattoi koko leikkauksen pohjan vasta korkeimmassa tasossaan (reaktiopinta-alan kasvu). Leikkauksen suunnittelussa käytettiin Manningin ns. tasaisen virtauksen kaavaa (mm. Chanson 2004) hyödyntävää Ympäristöhallinnon Manningin 2004 -ohjelmaa. Ko. virtaamalle (1,25 l/s 2,5 ha aloille) kalkkisuodinpatojen pinnan kaltevuudeksi arvioitiin 0,1 %, kenttien pituuden oltua kaikilla ojilla 8 m ja leveyden 3,5 m (liitteet 1a ja 1b). Koska putkien virtaama oli pieni, käytettiin niiden mitoituksessa salaojaputken mitoitusmonogrammia (mm. Pajula & Järvenpää 2007). Alivirtaamaputkiksi valittiin em. perusteella sisähalkaisijaltaan 100 mm:n sileät sadevesiputket.

Koska putkien toiminnan kannalta on oleellista riittävä virtausnopeus, niiden kaltevuutta nostettiin rakennusvaiheessa hieman verrattuna kentän pintaan. Putkien pohjan korko yläpäässä sovitettiin metsäojien pohjan mukaiseksi. Rakenteiden pohjille, kalkkikerroksen ja alivirtaamaputken alle, ladottiin ojalinjoilta kaadettua puutavaraa massan painumisen (osittain pehmeää turvetta ja hiesua) vuoksi. Massojen erottamiseen ei käytetty suodatinkangasta. Suotimille tulevissa vesissä on runsaasti epäpuhtauksia - erityisesti kunnostusojituksen toteutusvaiheessa ja heti toteutuksen jälkeen – minkä vuoksi tulovesiä ja sen sisältämää ainesta varten kaivettiin kalkkikenttien eteen pituudeltaan noin 2,5, leveydeltään 3,0 ja syvyydeltään 0,5-0,6 m lietekuopat (liitteet 4a ja 4b). Epäpuhtauksia kalkissa tuli muutenkin pyrkiä välttämään, minkä vuoksi ensimmäisen käyttövuoden jälkeen varauduttiin haraamaan rakeinen kalkki puhtaaksi kiinto- ja muusta irtoavasta aineesta, jotta kalkkirakeiden pinnat osallistuisivat mahdollisimman hyvin reaktioihin myös jatkossa. Kalkkisuodinpadot rakennettiin kunnostusojituksen käynnistyttyä maaliskuussa 2010. Routaongelmien vuoksi kalkkisuodinpatojen yläpuoliset ojat kunnostettiin kuitenkin vasta kesällä 2011.

7.3.2 Seuranta

Kalkkisuodinpatojen vaikutusta valumavesien pH-tasoon tarkkailtiin vuosina 2010 ja 2011 sekä pH-mittarilla että vesianalyysin tulevasta vedestä lietekuoppien yläpuolelta sekä n. 2 m rakenteiden alapuolelta hieman ennen ojien yhtymistä kokoojaojaan. PH:n lisäksi vesianalytiikassa olivat mukana asiditeetti, alkaliniteetti, rauta, alumiini, sulfaatti, orgaaninen hiili ja vuonna 2011 lisäksi suodatettu (0,2 µm) alumiini sekä kokonais- ja fosfaattifosfori. Muutamilla mittauskierroksilla pH mitattiin myös kokoojaojasta sarkaojien laskualueen ylä- ja alapuolelta (Kuva 43). Näytteenotto aloitettiin keväisin kun jää oli ojastolla sulanut riittävästi (toukokuun alussa) ja lopetettiin vesien ja maan jäädyttyä loka-marraskuussa. Toukokuussa näytteitä haettiin kaksi kertaa, muulloin noin kerran kuussa erilaisissa valuntatilanteissa (yhteensä 7 näytettä/vuosi).

Sanginjoen alajuoksulla sijaitsee jatkuvatoiminen virtaamamittausasema. Pääuoman virtaamatietojen perusteella on Ympäristöhallinnon Vesistömallijärjestelmässä simuloitu sivuvaluma-alueiden virtaamatietoja mm. sijaintiin, valuma-alueen muotoon, peitteisyyteen, maankäyttöön ja järvisyyteen liittyen. Pajusuon ojien virtaamat näytteenottohetkillä arvioitiin ojien laskuveden, Koivuojan (valuma-alue 59.143) virtaamatietojen perusteella. Koealueella mitattiin jatkuvatoimisesti myös sadantaa sekä ojien 1 ja 3 lietekuopilla vedenpinnan korkeutta, jotta voitiin tarkastella myös ojien todellisten vesimäärien muutoksia ja niiden mahdollista eroa Koivuojan virtaaman käyttäytymiseen. Sadannan ja pinnankorkeuksien välillä ei ollut ajallista eroa, mutta Koivuojan virtaamassa koealueen sade- ja valumamuutokset näkyivät odotetusti hieman viiveellä. Ajallinen viive korjattiin laskettaessa ojien virtaamat niiden valuma-alueiden ja Koivuojan valuma-alueen suhteella. Näin voitiin arvioida kalkkisuotimien toimintaa ja neutralointikykyä eri virtaamatilanteissa. Koska kalkkisuodinpadoit olivat pilottiluonteisia eikä rakenteiden käytettävyydestä tai kestosta ollut tietoa, myös kaikki kentän rakenteeseen tai toimintaan vaikuttavat seikat kirjattiin näytteenottojen ja kevään kuntotarkastuksen (puhdistusharaus) yhteydessä ylös.

7.3.3 Tulokset

7.3.3.1 Vedenlaatu

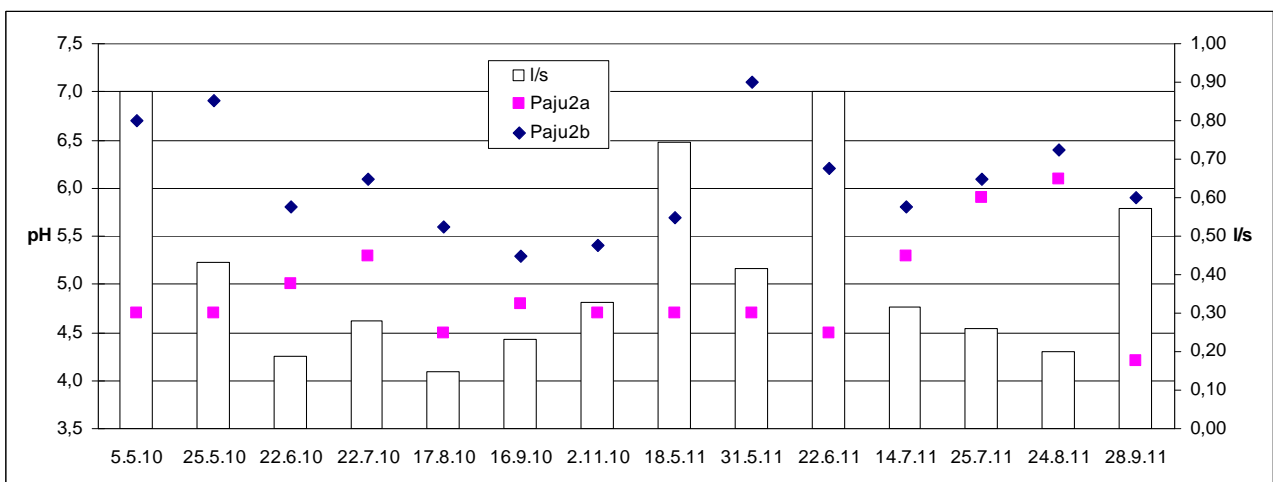
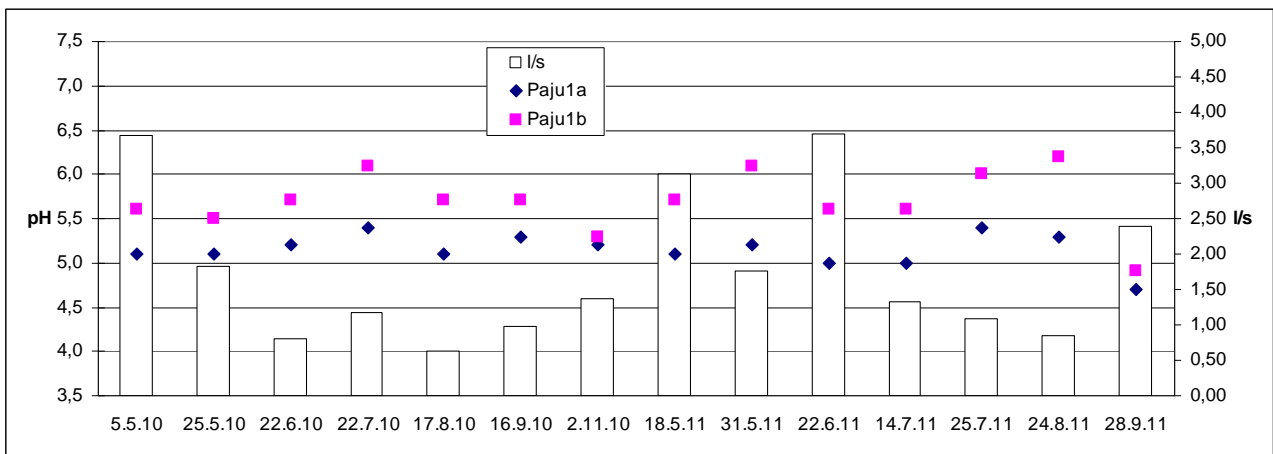
Kalkkisuodinpadoit nostivat pH:ta keskimäärin 0,54 yksikköä ojalla 1, 1,14 yksikköä ojalla 2 ja 0,73 yksikköä ojalla 3. Ojilla 2 ja 3 neutraloiva vaikutus korostui suuremmilla virtaamilla ja oli vähäisempi pienillä virtaamilla. Erityisesti tämä oli nähtävissä vuoden 2011 näytteissä, lukuun ottamatta ojaa 2 toukokuun lopulla, jolloin pH oli käsittelyn jälkeen kohonnut peräti 2,2 yksikköä suhteellisen vähäisestä virtaamasta huolimatta. Ojalla 1 (suuri valuma-alue) neutralointivaikutus oli tarkkailujaksolla lähes samankaltainen virtaamasta riippumatta. Aivan patojen toiminnan alussa, kalkkirouheen ollessa koskematon ja myös silmämääräisesti kesä- ja syysaikaan puhtaampaa, erot pH-tasoissa olivat suurimmillaan eikä virtaamilla ollut vaikutusta neutralointitehoon. Vuoden 2011 syksyn näytteiden perusteella kalkkisuodinpatojen toiminta ei ollut kahden avovesikauden aikana juurikaan heikentynyt, sillä pH-erot tulevan ja lähtevän veden välillä olivat ojasta ja virtaamasta riippuen edelleen 0,2 -1,7 yksikköä (Kuva 44 ja liite 5).

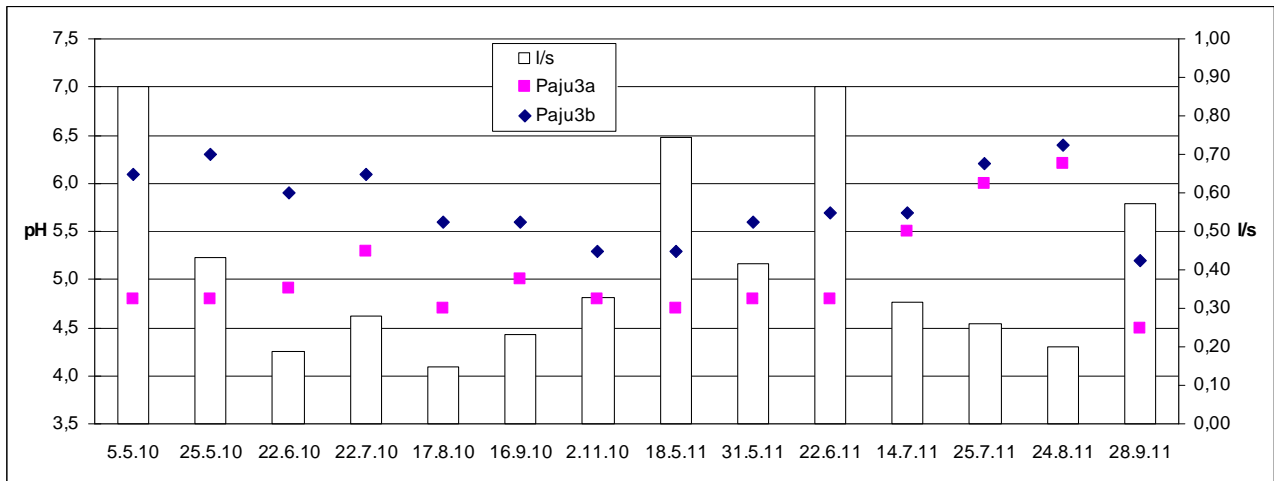
Alkaliniteetti nousi ja asiditeetti laski rakenteiden ansiosta etenkin ojilla 2 ja 3. Alkaliniteetti nousi ojalla 1 keskimäärin 0,13 mmol/l, ojalla 2 0,46 mmol/l ja ojalla 3 0,29 mmol/l. Asiditeetti vastavasti laski 0,12, 0,19 ja 0,18 mmol/l. Puskurikyvyn (ja asiditeetin) muutokset eivät kuitenkaan täy-

sin noudattaneet pelkästään pH-tason muutoksia, mikä viittaa humushappojen ja luontaisten pus-
kureiden osavaikutukseen ja määrien muutoksiin vedessä (liite 5a).

Vaikka rakenteen "tukkeutumista" alumiinin ja raudan saostuessa kalkkirouheen pinnalle pidettiin
todennäköisenä ja rautahydrokseja myös silmämääräisesti kertyi kalkkirakeisiin (Kuva 46), ei eroja
raudan ja alumiinin kokonaismäärissä ollut eikä mahdollisen monomeerisen, liunneen alumiinin
merkittävää polymerisaatiota ja pidättymistä rakenteille käsittelyiden välillä todettu. Kokonais-
alumiinipitoisuus vaihteli ennen patoja välillä 77 – 690 µg/l ja niiden jälkeen 130 – 860 µg/l, eli
toisinaan alumiinipitoisuus myös nousi käsittelyissä. Alle 0,2 µm (suodos) partikkeleissa mukana
olevan alumiinin määrä oli vain hieman kokonaisalumiinia vähäisempi, eikä eroja käsittelyjen välil-
lä ollut. Rautapitoisuus oli alimmillaan 3200 µg/l ja korkeimmillaan peräti 14 000 µg/l (liite 5a).

Muutoksia käsittelyjen välillä ei ollut myöskään orgaanisen hiilen kokonaismäärässä (TOC) eikä
sulfaattipitoisuudessa, mutta sulfaattipitoisuus oli korkein ojalla 1, missä myös alumiinia tavattiin
muuta ojia runsaammin. Kokonais- ja fosfaattifosforin määrät olivat lähes samat kalkkisuodinpato-
jen ylä- ja alapuolisessa vedessä neutraloinnin joko laskiessa tai nostaessa pitoisuuksia muutamia
mikrogrammoja, tosin näytettä on vähäinen (liite 5b).





Kuva 44. a, b ja c. Rakenteille tulevan (a) ja lähtevän (b) veden pH ojilla 1, 2 ja 3 sekä ojien virtaama (l/s) näytepäivinä 2010 ja 2011. Kunnostusojitukset toteutettiin kesä-heinäkuun vaihteessa 2011.

Kalkkisuodinojat kohottivat pH:ta merkittävästi myös kokoojaojassa. Rakenteiden yläpuolella kokoojaojan pH oli mittausten mukaan 4,4 – 4,7 ja alapuolella 5,7 – 6,0 ennen kunnostusojituksen toteuttamista. Ojien kaivu sen sijaan kohotti kokoojaojan pH:ta heinäkuun 2011 mittaushetkillä, jolloin rakenteiden yläpuolella pH kokoojaojassa oli 6,0 – 6,2. Tuolloin neutraloinnin vaikutus ei näkynyt kokoojaojassa. Ojien kaivun jälkeen pH nousi myös kalkkisuodinojilla heinä-elokuun virtaamatilanteissa, mutta virtaamien noustua syyskuun lopulla 2011 pH oli kaikilla kolmella ojalla alhaisempi kuin aiemmin koko tarkkailun aikana (liitteet 2a ja 2b).

7.3.3.2 Rakenteet

Rakenteiden pysyvyydessä havaittiin ongelmia ojalla 1. Valuma-alue oli alun perin tarkoitettua suurempi, minkä vuoksi putken vedenjohtokyky ei riittänyt edes keskivirtaamatilanteessa ja osa vedestä kulki padon ylitse jo noin 12 - 15 l/s/km² valumilla. Suurempien vesimäärien vuoksi myös virtausnopeus kasvoi, jolloin kalkki liikkui kentän pinnalla. Koska alapuolisen kokoojaojan pohjan täytyy olla vähintään samalla tasolla tai alempana kuin sarkaojan (ts. kentän alivirtaamaputken) pohjan, rakenteen alapäähän muodostuu jyrkästi laskeva reuna. Ylivirtaamalla kentän yli virtaava vesi putoaa ko. lyhyellä matkalla kentän lopussa muutamia kymmeniä senttejä, ja kalkkia sortuikin ojalla 1 jonkin verran padon alapuolelle. Sekä kalkin kulumisesta että sen liikkumisesta johtuen vuoden 2011 lopulla vesi kulki ylisyöksynä padolla 1 jo lähes alivirtaamatilanteessa, tosin myös pehmeät pohjaolosuhteet ja kentän ajoittainen toimiminen ihmisten ja eläinten (hirvet) kulkureitinä korostivat painumista. Kenttä perustettiin vanhan laskeutusaltaan päälle, minkä vuoksi pohjamaa oli hyvin epävakaata turvetta. Painumisen lisäksi lietekuopalta nousi ajoittain turveainesta, joka tukki alivirtaamaputken kahdesti vuonna 2010. Huolimatta rakenteen muutoksista ja vesimääristä, pato nosti pH:ta koko tarkkailun ajan.

Ojilla 2 ja 3 ei kalkin nopeaa kulumista tai sen merkittävää liikkumista havaittu pienistä virtausnopeuksista johtuen. Käytännössä vesi virtasi ylisyöksynä padoilla 2 ja 3 vain kevättulvien aikana, jolloin putkien mitoitusvirtaama täyttyi. Tällöin myös kentät olivat osittain jäässä, mikä saattoi edesauttaa kalkin pysymistä paikoillaan kentän alareunan jyrkässä osassa. Kentät oli perustettu vakaammalle alustalle pääosin mineraalimaan päälle, eikä myöskään lietekuopista ajautunut putkiin turveainesta. Ojilla 2 ja 3 havaittiin ojaa 1 selkeämmin veden osittainen suotautuminen kalkki-

kerroksen läpi ja kentän padotusvaikutus tilanteissa, joissa virtaama oli näytehetkillä suurimmillaan. Tämä kohotti pH-arvoja ja aiheutti todennäköisesti kalkin kulumista, sillä 28.9.2011 ojilla 2 ja 3 lietekuoppien vedenpinta oli jo lähellä kalkkikentän pinnan korkoa. Tuolloin valuma oli vain noin 22,8 l/s/km². Muita muutoksia ei kohteilla havaittu, lukuun ottamatta kalkkirouheeseen veden mukana saostunutta ainesta kuten rautaa (Kuva 46).



Kuva 45. Kalkkisuodinpato ojalla 2 alhaalta ylävirtaan kuvattuna. Alivirtaama-aikana vettä tulee vain putkesta eikä kentän pinnalle ole merkittävästi saostunut mm. rautaa. Suoto- tai pohjalta kapillaariveden mukana rouheeseen saostunutta ainesta on havaittavissa kuitenkin syvemmissä kerroksissa.



Kuva 46. Syyskuussa 2010 vesi kulki ojalla 1 alivirtaamaputken lisäksi suunnitellusti myös kalkkikentän kautta. Lietekuoppa sijoittuu kuvan oikeaan laitaan ja virtausnopeuden kasvaessa helposti sortuva kentän alapää vasempaan laitaan. Sekä kentän pinnalle että syvemmällä olevaan kalkkirouheeseen on saostunut epäpuhtauksia kuten rautaa.

7.3.4 Pohdinta ja johtopäätökset

Kalkkisuodinpadoilla kohotettiin merkittävästi pääosin orgaanisten happojen kuormittamien metsäojien pH:ta ja puskurikykyä. Ojilla 2 ja 3 vaikutusta saatiin rakenteen ansiosta korostettua aikana, jolloin valunnat olivat suurempia. Vaikka ojalla 1 padon mitoitus epäonnistui, rakenne nosti pH:ta tasaisesti vaikutuksen ollessa yhtä suuri virtaamasta riippumatta. Mitoituksesta ja toteutuksesta johtuen ojalla 1 rakenne on kulunut kahden avovesikauden aikana ja vaikutus tulee todennäköisesti nopeasti vähenemään. Sen sijaan rakenteiden kestoja ja tehoa tulee ojilla 2 ja 3 tarkkailla. Koska putkien vedenjohtokyky mitoitettiin alun perin 50 l/s/km² -valunnoille, kalkin osittaisestakin kulumisesta ja kalkkirakeiden tukkeutumisesta huolimatta vaikutus todennäköisesti säilyy. Vaikutuksen keston liittyen myös kalkkikerroksen pintaosan puhdistusharauksesta voi olla hyötyä, sillä ojan 1 teho näytti likaantumisen myötä laskevan loppusyksyllä 2010, mutta se palautui puhdistusharauksen jälkeen keväällä 2011.

Tuloksissa tulee huomioida pH-asteikon logaritmisuus: pH:n noustessa yhden yksikön happamuuden aiheuttavien vetyionien konsentraatio (todellinen happamuus) vähenee kymmenesosaan. Siksi pH:n nousu alle tasolta 5 jopa tasolle 6 sekä kalkkisuodinpadoilla että koko kokoojaojassa on merkittävää etenkin ns. passiivisen vedenkäsittelyn osalta.

Muihin tarkkailussa mukana olleisiin parametreihin neutraloinnilla ei ollut vaikutusta. Metalleja todennäköisesti pidätty kalkkikenttään (myös silmämääräisesti), mutta konsentraatioerot ovat liian vähäiset vesinäyttein analysoitaviksi. Alumiinipitoisuus ei pH:n merkittävästä noususta huolimatta vähentynyt, eikä yli 0,2 µm kokoisten partikkelien suodattaminen merkittävästi näkynyt alumiinimäärän muutoksena. Tämä viittaa siihen, että runsashumuksisessa Pajusuon vedessä lähes kaikki alumiini on alle 0,2 µm partikkeleina, joko monomeerisena tai kompleksoituneena alle 0,2 µm humusaineisiin. Suodoksissa ei ollut pitoisuuseroja myöskään käsittelyjen välillä. Vaikka pH:n nousu yleensä vaikuttaa eliöille myrkyllisen monomeerisen eli ns. liukoisen alumiinin pitoisuuteen vedessä, runsashumuksisessa suovedessä eroja ei voi tarkastella ainakaan 0,2 µm suodosten avulla. Läheisen sulfaattihappaman Pirttijärven korkea alumiinipitoisuus laskee neutraloinnin yhteydessä, minkä lisäksi alle 0,2 µm suodoksessa olevan alumiinin määrä oli hyvin vähäinen verrattuna kokonaispitoisuuteen (kappale xxx). Erot humuksettoman Pirttijärven ja humuspitoisen Pajusuon suodosten välillä voivat selittyä juuri humuspitoisuuden erolla. Lisäksi (pitkäviipymäisessä) järvessä alle 0,2 µm:n partikkelit voivat saostua pohjalle eivätkä siksi näkyisi vesinäytteissä, kun taas ojilla vastaavaa hienon aineksen laskeutumista ei virtauksen vuoksi tapahdu.

Ilman erityisiä pohjan tiivistämis- tai rakenteiden tukitoimia kalkkisuodinpadon rakentaminen vie aikaa noin 2 tuntia työnjohtajalta, kalkin siirtoon käytetyltä metsätraktorilta ja kaivinkoneelta. Yhden kalkkisuodinpadon toteuttaminen maksoi edellä mainitut toimet sekä kalkin osto- ja rahtikulut huomioiden noin 1000 €, eli koko kokoojaojan piirissä olevan happaman ojitusalueen (xx ha) pH:n nousu noin yhdellä yksiköllä vähintään kahden avovesikauden aikana maksoi n. 3000 €. Kustannuksiin vaikuttaa ensisijaisesti kalkitusmateriaalin hinta ja saatavuus. Tässä kokeessa käytetty kalkki oli karkeudeltaan ja samalla laadultaan sellaista, minkä tuottaminen Sanginjoelle oli tavallista kalliimpaa. Raekooltaan erilaisten kalkitusmateriaalien sekä kalsiitin ohella mm. dolomiitin ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) käyttöä ojien purkuvesien passiivisessa neutraloinnissa tulisi selvittää juuri kustannusten vuoksi.

Rakenteet toteutettiin arvioiden valuman riskirajaksi noin 50 l/s/km². Myöhemmin on käynyt selville, että Sanginjoen pääuoma kärsii usein happamuudesta jo 10 m³/s virtaamalla (ks. kappale 4.xx), eli happamuutta ehkäisevien rakenteiden tulisi toimia jo 25 l/s/km² valumilla. Vasta viiden hehtaarin kokoisen valuma-alueen laskuojalla tämä tarkoittaisi ojille 2 ja 3 mitoitetun virtaamaa 1,25 l/s, 10 ha valuma-alueen ojalla 2,5 l/s, 15 ha alueen ojalla 3,75 l/s ja 20 ha valuma-alueen ojalla 5,0 l/s virtaamaa. Vastaavat putkikoot olisivat nomogrammin (liite x) mukaan 100, 125, 140-150 ja 160 mm. Tulee huomioida, että rakennetta ei toistaiseksi ole kokeiltu yli 10,5 ha valuma-alueilla ja kalkkikentän mittojen mukainen leikkaus sopii todennäköisesti vain alle 10 ha oja-alueelle. Kyseisellä kalkin raekoolla virtausnopeutta ylisyökytilanteissa ei tule kasvattaa, minkä vuoksi valuma-alueen ollessa yli 10 ha kentän leikkausta tulee vastaavasti leventää.

Rakenteiden toteutukseen liittyen erityisesti alapään korkeuseroon tulee ottaa kantaa kestäväällä toteutuksella. Kalkkipadon alapää tulee joko jatkossa verhoilla paikalla olevilla tai tuotavilla kivillä syöpymisen ja kalkin kulkeutumisen estämiseksi. Lisäksi rakennetta voidaan tukea puutavaralla kuten vahvoilla rangoilla tai pikkutukeilla, mutta tämä tulee kyseeseen vain lyhytikäisiksi tarkoitetuilla rakenteilla. Erityisesti kalkkisuodinpatojen pohjamaan ollessa pehmeää myös pohjan tiivistäminen tulee toteuttaa. Maa-ainesten (pohjamaan ja kalkin alapinnan) erottamisessa pienilläkin ojilla voidaan käyttää suodatinkangasta, mikä ei lisää kustannuksia merkittävästi ja on yksinkertainen levittää ennen kalkin ja putken asettamista.

Osaltaan kalkkisuotimen käyttöikä on eli kalkin kulumiseen liittyvä olennainen seikka on hetkellisen padottamisen salliminen ojastolle: mm. Pajusuon sadanta- ja pinnankorkeusmittausten mukaan kovillakin sateilla lietekuoppien pinta laskee nopeasti sateita edeltävälle tasolle. Tässä kokeessa padotus oli enimmillään 20-30 cm, mutta sallittaessa suurempi, esim. 50 cm:n padotus- eli kalkikerroksen korkeus, kalkkisuotimen käyttöikä nousisi huomattavasti (Pajusuon ojien 2 ja 3 osalta vuosia). Kalkin kulumisen veden suotautuessa tai ylisyoxytilanteissa kompensoituisi kalkin määrällä. Tämä nostaisi rakentamisaikaisia kuluja, mutta olisi suhteessa edullisempaa kuin rakenteen uusiminen muutaman vuoden välein. Lisäksi tämä parantaisi alueen vedenpidätyskykyä ja parantaisi vedenlaatua mahdollisesti myös muiden kuin pH:n ja puskurikyvyn osalta. Huolimatta korkeammasta hetkellisestä vedenpinnasta, vedenpinta ojastolla ei padon leikkauksen ansiosta nousisi enempää virtaamien kasvusta huolimatta.

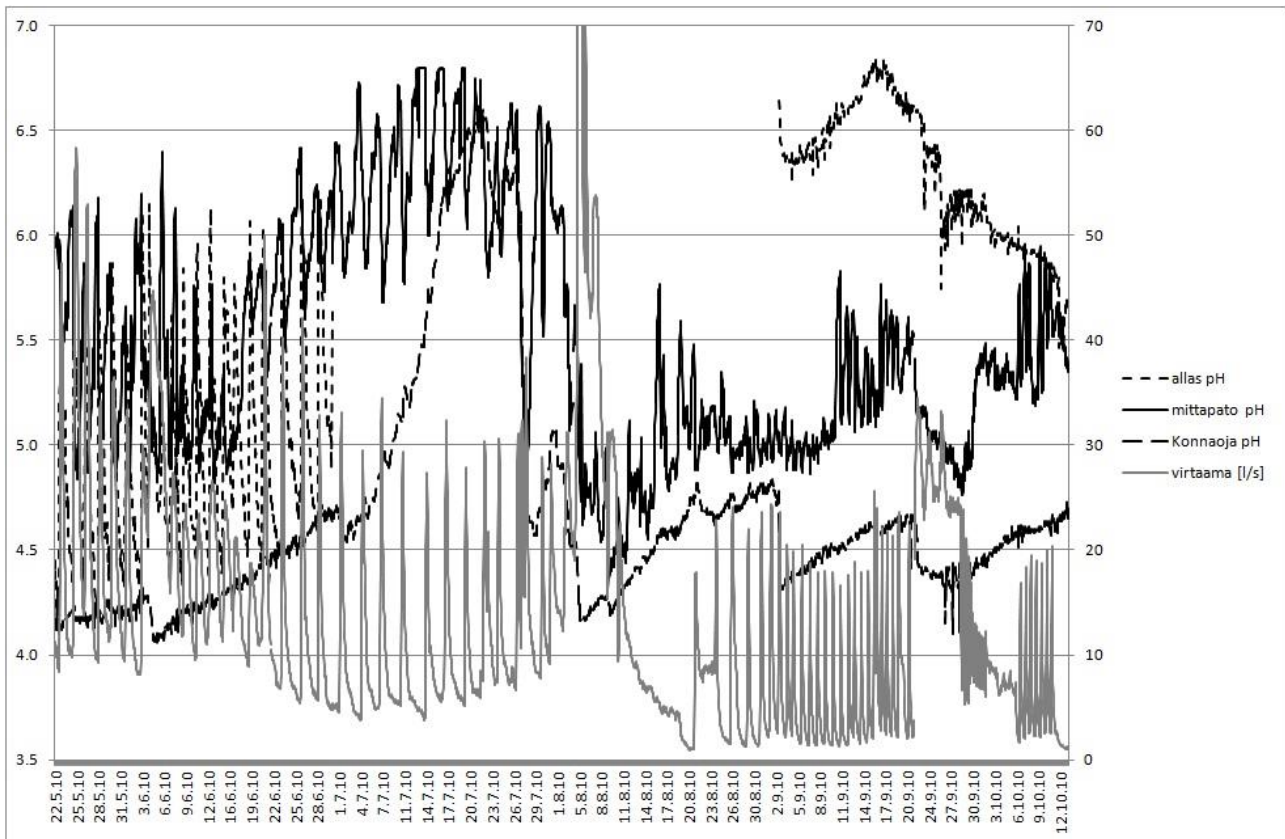
Menetelmää tulee jatkossa tarkistaa em. seikkojen osalta, ja erityisesti tulee keskittyä suurempien, vesimääriltään kokoojaojien tasoisten sekä niitä suurempien valuma-alueiden ojien rakenteiden suunnitteluun. Tulee myös huomioida mahdolliset muut vedenlaatuparametrit kuten vaikutukset ravinteisiin (mm. typpi), sillä tässä kokeessa keskityttiin lähinnä perinteisiin happamuuden ja sen muutosten indikaattoreihin.

7.4 Kalkkikynnysten käyttö Karvasojan pH:n kohottamisessa

7.5 Turvetuotannon kuivatusvesien kalkituskoheet

Hankkeen aikana Turveruukki Oy teki turvetuotannon kuivatusvesien kalkituskokeen Konnansuon turvetuotantoalueella, josta vedet laskevat Konnanjoen kautta Sanginjokeen vesistöalueen alaosalla. Konnansuolta tulevat vedet käsitellään pintavalutuskentän avulla, johon vedet johdetaan pumpaamalla. Konnansuon kuivatusvesien ongelmana on ollut erittäin alhainen pH. Koe suunniteltiin Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratoriolle kandidaatintyönä yhteistyössä Turveruukki Oy:n kanssa.

Koejärjestelyssä pintavalutuskentän keräilyojiin tehtiin rakeisesta kalkista (0-35mm) seitsemän patoa, joiden tukemiseen alavirran puolelta käytettiin jo aiemmin ojiin asennettuja ruokohelpipäällejä. Kalkkia käytettiin patoihin yhteensä noin 36 tonnia. Kalkituksen tehokkuutta seurattiin jatkuvatoimisilla pH-mittareilla. Ylin mittari sijoitettiin pintavalutuskentän yläpuoliseen altaaseen, josta vesi pumpataan kentälle. Pintavalutuskentältä poistuvan veden pH mitattiin kiinteältä mittausasemalta, josta saatiin myös virtaamatieto. Mittausasemalta kuivatusvesi johdetaan Konnanjoen. Kolmas mittari sijoitettiin Konnanjoen noin 3 km:n päähän Sanginjoen yhtymäkohdasta.



Kuva 47. Virtaama Konnansuon mittapadolla ja pH pumppausaltaassa, mittapadolla ja Konnaojassa.

Tulosten perusteella havaittiin, että pumppausaltaan veden pH vaihteli pumppausrytmin mukaan. Pumppauksen käynnistyessä altaan veden pH alkoi laskea ja pumppauksen päätyttyä vastaavasti nousta. Alkukesästä 2010 mittapadolla olevasta pH-mittarista voitiin havaita, että kalkitus toimi hyvin. Mittapadolla pH-lukea oli selvästi korkeampi kuin pumppausaltaassa, kun ilman patoja pH on laskenut pintavalutus kentällä. Mittapadolla pH:n vaihtelu oli päinvastainen kuin pumppausaltaassa. Virtaaman kasvaessa pH nousi mittapadolla ja pumppauksen päätyttyä pH laski. Kalkituksen vaikutusta ei kuitenkaan ollut havaittavissa alimmalla Konnaojaan asennetulla mittarilla, jossa pH-lukemat olivat etenkin suurempien valumien aikaan alhaisempia kuin Konnansuon kuivatusvesissä. Kesän 2010 aikana kalkkipadot painuivat keräilyojien pohjiin ja kalkkiin muodostui tumma pintakerros. Neutralointitehon heikkenemistä oli havaittavissa jo yhden kesän jälkeen.

Kalkituskokeella pyrittiin merkittävästi parantamaan alueelta lähtevän veden pH-arvoa. Kalkituksella ei mahdollisesti ole vaikutusta Konnaojasta Sanginjokeen purkautuvaan veteen, koska Konnaojan vesi ennen Sanginjokea oli edelleen hyvin hapanta. Vaikutusta ei kuitenkaan voida todistaa, koska Konnaojan alaosan pH-arvoja ei ole ennen koetta seurattu.

7.6 Tuhkalannoituksen vaikutus ojitetun turvemaan valumavesien happamuteen

7.7 Pirttijärven neutralointi

7.7.1 Taustaa

Sanginjoen valuma-alueella sijaitseva Pirttijärvi happamoitui voimakkaasti vuosina 2005 ja 2006 toteutetun kuivatuksen ja uudelleenvesittämisen jälkeen. Em. kunnostuksen jälkeen veden pH-arvo on ollut 3,4 (2007) – 3,9 (2009) samalla, kun alumiinipitoisuudet ovat olleet moninkertaisia järven aiempaan tilaan ja alueen muihin vesistöihin verrattuna. Veden toksisuudesta johtuen biologinen toiminta on ollut hyvin vähäistä eikä esimerkiksi kalasto ole voinut kehittyä mm. ahvenen kotiutusyrityksistä huolimatta lainkaan kunnostuksen jälkeen. Lisäksi Pirttijärven vedenlaatu on osaltaan heikentänyt myös happamuudesta ja heikosta puskurikyvystä ennestään kärsivän lasku-vesistönsä Sanginjoen tilaa. Toisaalta aiemmin vedenlaatu- ja virkistyskäyttöongelmia aiheuttanut järven korkea ravinnepitoisuus (ja samalla klorofyllipitoisuus) on kunnostuksen jälkeen ollut aiempaa alhaisempi ja veden väriarvot happamoitumisen vuoksi olemattomia.

Järven läheisyydessä havaittujen sulfidisavien, järven pohjan kaivutöiden aikaan paljastuneiden savikerrostumien, alueella todettujen mustaliuske-esiintymien sekä järven vesinäytteiden erittäin korkeiden sulfaatti- ja alumiinipitoisuuksien (SO_4^- 100-120 $\mu\text{g/l}$ ja Al 1000-2000 $\mu\text{g/l}$, Ympäristöhallinnon PIVET-tietojärjestelmä 2010) perusteella on todennäköistä, että happamoituminen johtui järven perusteellisen kuivatuksen aiheuttamista hapetusreaktioista. Aiemmin pelkistyneessä muodossa ollutta rikkiä (sulfidit) sisältävät yhdisteet muodostivat kuivatuksen myötä hapettuaan sulfaattia, mikä vesittämisen yhteydessä tuotti rikkihappoa vesistöön. Sulfidipitoinen maaperä tai sedimentti sisältää yleensä runsaasti metalleja (mm. alumiinia), jotka liukenevat rikkihapon vaikutuksesta kohottaen vesistön metallipitoisuuksia huomattavasti (mm. Österholm 2005).

Vaikka pH:n lievää nousua (3,4 -> 4,2) havaittiin vesinäytteissä vuosien 2007 ja 2011 välillä, ei voitu arvioida, kuinka pitkäaikaiseksi happamuusongelmat muodostuvat. Liittyen sekä kunnostustoimien ympäristöluvan asettamaan veloitteeseen kalaston palauttamiseksi että yleisemmin järven ja sen alapuolisen vesistön tilan parantamiseen, vesialueen omistajana toimiva Laitasaaren osakaskunta kalkitsi Pirttijärven maaliskuussa 2011.

7.7.2 Järven neutralointi

7.7.2.1 Tavoite

Koska neutraloinnin suunnittelu ja tavoitteiden asettaminen erityisesti eri tarpeiden (mm. virkistyskäyttö, kalasto, aiemman kunnostuksen rehevyyttä vähentävät tavoitteet) vuoksi oli vaativaa, pH-tason parantamiseen liittyen osakaskuntaa konsultoitiin SaKu-hankkeen toimesta. Tavoitteen asettamisessa huomioitiin seuraavat seikat: järveä ei tulisi neutraloida voimakkaasti, sillä pH:n nousun myötä kasvava tuotanto (kasviplankton, vesikasvit) voi olla vastoin järven kunnostuksella jo saavutettuja seikkoja (mm. vesikasvien ja levien kuten sinilevän esiintymisen vähentyminen sekä näkösyvyyden lisääntyminen). Toisaalta kalaston (ja kalojen ravinnon) menestyminen vaatii myös järven perustuotannon lisääntymistä, riittävän korkeaa pH-tasoa sekä vähäistä alumiinipitoisuutta. Lupapäätöksen sekä em. seikkojen vuoksi veden kemiallinen tila tuli siten olla vähintään sellainen, mikä mahdollistaisi vähintään yhden järvelle luontaisen lajin, ahvenen, menestymisen järvessä mutta ei saisi aikaan suurta perustuotantoa kasvien ja kasviplanktonin osalta.

Tavoite - pH:n osalta arvioitiin (metallitasot huomioiden), että tasolla 5,0-5,4 ainakin osa veteen liuenneesta alumiinista jäisi liukoiseen muotoon ja saattaisi yhdessä suhteellisen alhaisen pH:n kanssa aiheuttaa oireita vähintäänkin ahvenen lisääntymisessä ja mahdollisesti myös kalakuolemia. Kyseisessä pH-tasossa ahvenen on toisaalta todettu menestyvän hyvin (mm. Alabaster & Lloyd 1982), ainakin mikäli vedessä ei ole liikaa liukoisia metalleja (Poleo ym. 1997) ja vesi on humuspitoista (Henriksen ym. 1989, Witters ym. 1990, Peuranen ym. 1994). Myös Pirttijärven läheisyydessä sijaitsevassa humuspitoisessa Vehkalammessa ahven menestyy veden pH:n ollessa mittaus-ten mukaan tasolla 5,1 – 5,7. Toisaalta Pirttijärven ollessa erittäin vähähumuksinen ja puskuriky-lyltään heikko, ei varmuutta kalojen menestymistä ko. tasolla ole. PH-tason ylittäessä vastaavasti arvon 6, ravinteiden vapautuminen, perustuotanto ja (mikro)biologisten prosessien käynnistymi-nen olisi todennäköisesti paljon tehokkaampaa (Boström ym. 1988) – ja rehevyyden noususta voisi olla siten haittaa järven virkistyskäytölle. Kalkituksessa pH:n tavoitetasoksi asetettiin siksi 5,5 – 5,8, joka oli noin yhden pH-yksikön verran alhaisempi kuin järven luontainen pH-taso ennen kunnos-tusta ja saattaisi (ilman yhteisvaikutuksia metallien kanssa) edesauttaa myös toisen happamuutta hyvin kestävän lajin, hauen, menestymistä Pirttijärvessä. Mikäli pH-tavoitteen toteutumisesta huo-limatta mm. alumiinipitoisuudet säilyisivät runsaina, saattaisi vähintään ahvenen lisääntyminen häiriintyä ajoittain, mikä toisaalta ainoastaan lisäisi ns. petoahventen (lajitovereitaan syövien suu-rempien yksilöiden) suhteellista osuutta populaatiossa parantaen näin järven peto-saalis -suhdetta (Nyberg ym. 1995). Lisäksi tasoa > pH 6 alhaisempi tavoite katsottiin turvallisemmaksi myös siksi, että neutraloitaessa lähes ”kuollutta” vesistöä on olemassa lukuisia toisiinsa vaikuttavia biologisia ja kemiallisia tekijöitä, joista ei juuri ole kokemuksia. Yleisemmin, sekä kuivattamalla kunnostettu-jen järvien toipumisesta että kasveista ja eliöistä lähes tyhjien, sulfidien hapettumisen vuoksi hap-pamoituneiden järvien neutraloinnin biologisista vaikutuksista on toistaiseksi erittäin vähän tietoa.

7.7.2.2 Kalkitustarve

Biologisten ja niihin liittyvien vesikemiallisten tavoitteiden jälkeen voitiin kalkitustarve arvioida vallitsevan kemiallisen tilan (mm. pH, asiditeetti, metallien määrä) sekä järven fysiologisten ja tek-nisten muuttujien (mm. vesitilavuus, viipymä, liukenemisaikaan vaikuttava syvyys, levitystekniikka ja -ajankohta) perusteella. Arvio tarkistettiin laboratoriokokeiden avulla seuraavasti: Lokakuussa 2009 Pirttijärvestä lähtevältä Pirttiojalta noudettuun veteen (pH 3,9) lisättiin kalsiittista kalsium-karbonaattia (CaCO_3 , raekoko noin 36 μm) määrä, jolla saavutettiin pH-taso 5,5 siten että kaikki kalkki oli liuennut täysin. Tämän jälkeen tietyn vesimäärän (tilavuuden) neutraloimiseksi tasolle 5,5 tarvittun kalkin massa suhteutettiin Pirttijärven koko vesitilavuuteen. Lopuksi arvioitiin kyseisen kalkkiraekoon liukoisen fraktion osuus, mikäli kalkin levitys tapahtuisi jään päälle tasaisena kerrok-sena. Vaikka veteen lopulta liukenevan neutralointimateriaalin osuutta voitaisiin jollakin tarkkuu-della tarkastella teoriassa myös kokeellisesti, arvioitiin liukeneva fraktio HAPRO -hankkeen järvi-kalkituskohteilta tehtyjen havaintojen (tark. viite: Weppling, julkaisussa Kauppi ym. 1990) ja järven syvyyden (liukenemisaika kalkin vajotessa) perusteella.

Laskennan mukaan pH-tason 5,5 saavuttamiseksi raekooltaan 36 μm kalsiittista CaCO_3 :a tarvittiin n. 34 tonnia, mikäli kalkkijauhe saadaan levitettyä tasaiseksi kerrokseksi Pirttijärven jälle (kuten kohteilla, joissa liukoisen fraktion osuus tunnettu). Määrään ei arvioitu hukkaa, mihin yleensä vai-kuttavat mm. levityshetken tuuliolot ja erityisesti levityskalusto ja -tekniikka. Osakaskunnan pää-dyttyä käyttämään neutralointimateriaalina helpon saatavuuden vuoksi dolomiittikalkkia ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), suositeltiin lisäämään kalkkimäärää jonkin verran aiemmin lasketusta dolomiitin

hieman heikomman neutralointikyvyn (ja kalkin keskimäärin suuremman raekoon) vuoksi. Epävarmuutta aiheutti veden rikkipitoisuus, sillä osa kalkista saattaisi muodostaa rikin kanssa veteen liukenematonta kipsiä.

7.7.3 Menetelmät

Pitkän pakkasjakson jäädytettyä jään päällä olevan sohjon ja kohvakerroksen maaliskuussa 2010 Pirttijärven jälle levitettiin raekooltaan 20 - 2000 µm dolomiittikalkkia 35 tonnia. Levitys tehtiin kuljettamalla säkitetty kalkki moottorikelkoin ja mönkijävoimin kattavasti järven eri puolille. Noin 20 metrin välein muodostuneet kasaumat levitettiin mahdollisimman tasaisesti lumelle lapioin sekä mönkijän puskulevyn avulla. 35 kalkkitonnin levitykseen kului 17 talkoomieheltä aikaa noin kuusi tuntia.

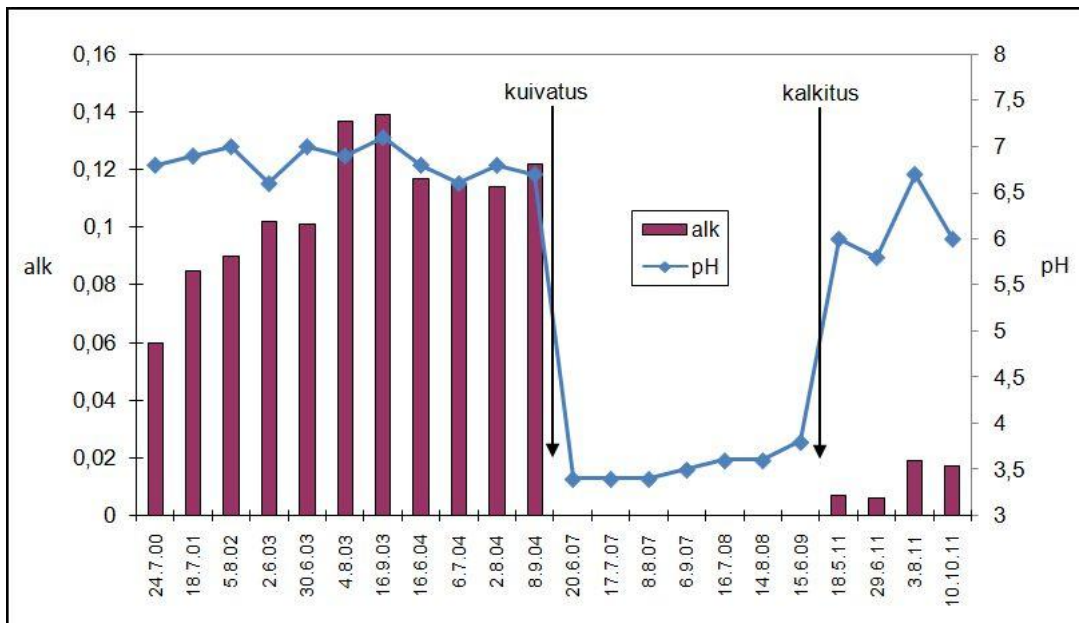
Ennen kalkitusta Pirttijärven veden laatua on seurattu vuosittain yhdestä neljään kertaan avovesi-kausina ja kaksi kertaa talviaikana haetuin vesinäyttein (laskuojan vuosien 2009-2011 jatkuvatoimisen pH-mittauksen lisäksi). Kalkituksen jälkeen näytemäärä on pidetty samankaltaisena, mutta pH-tasoa on tarkkailtu myös käsimittarin (ks. kappale 4.xx) avulla. Vedestä analysoitiin neutralointia edeltävänä aikana ja sen jälkeen happamuuden (ja sen vaikutusten) kannalta keskeisiä parametrejä kuten alkaliniteetti, pH, kokonaisalumiini- ja rautapitoisuus sekä sähkönjohtavuus järven muusta tilasta kertovien parametrien kuten hapen, sameuden, typen ja fosforin eri muotoineen sekä levien määrää kuvaavan klorofylli-a:n lisäksi. Muutamista näytteistä määritettiin lisäksi sulfaattipitoisuus ja asiditeetti sekä liukoisen alumiinin osuutta kuvaava 0,2 µm:n suodos alumiinista. Huomioimatta pelkkiä pH-mittauksia, happamoitumisen jälkeen näytekertoja on lokakuuhun 2011 mennessä ollut 18, joista neljä neutraloinnin jälkeisenä aikana.

Vedenlaatuhistoriaa tarkasteltiin myös kuivatusta edeltävien, 1990-luvun ja 2000-luvun alun näytteiden perusteella. Neutraloinnin jälkeinen tarkkailu on toistaiseksi lyhyt ja koskee vain avovesikautta 2011, minkä vuoksi kalkituksen vaikutuksia ei voitu vertailla edeltävien talvien vedenlaatuloksiin. Varsinaista biologista tarkkailua ei ole toteutettu vielä ensimmäisenä kalkituksen jälkeisenä kesänä (mm. koeverkkokalastukset suoritettu järven kuivatusta ennen sekä alhaisen pH-tilanteen vallitessa), mutta kasvillisuuden ja eliöstön tilasta on tehty yksittäisiä havaintoja vedenlaatutarkkailussa mukana olleen klorofyllipitoisuuden lisäksi.

7.7.4 Tulokset

7.7.4.1 Veden laatu

Kalkituksen seurauksena veden pH kohosi tasolta 4,2 noin tasolle 6. Pitkään 0-tasolla pysytellyt alkaliniteetti kohosi kalkituksen jälkeen keväällä ja alkukesällä vain vähän, mutta puskurikykyä vedessä oli hieman enemmän (n. 0,02 mmol/l) vasta loppukesällä ja syksyllä 2011. Huolimatta pH:n noususta lähes happamoitumista edeltävälle tasolle, puskurikyky järvessä on edelleen hyvin heikko (Kuva 48 ja liite x).



Kuva 48. Pirttijärven avovesikauden aikainen alkaliniteetti (mmol/l) ja pH 2000-luvulla.

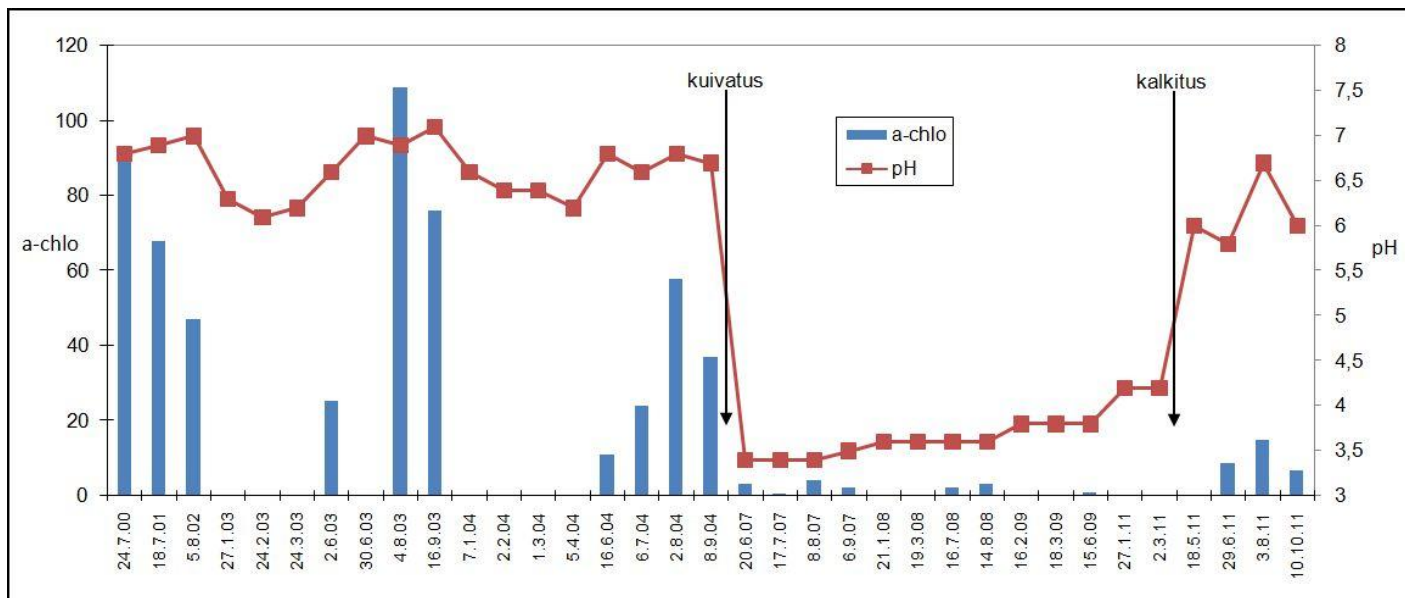
Veden alumiinipitoisuus vaihteli välillä 1000-2000 µg/l voimakkaan happamuuden aikana. Kalkituksen jälkeen alumiinipitoisuus laski noin kymmenesosaan edeltävistä pitoisuuksista, ollen toukuussa ja elokuussa 2011 100 ja 150 µg/l. Alle 0,2 µm partikkeleiden mukana tai liukoisessa muodossa alumiinia oli elokuussa 2011 vain 34 µg/l (n. 23 % kokonaispitoisuudesta). Myös asiditeetti (0,36 ja 0,71 mmol/l vuonna 2009) oli kalkituksen jälkeisenä kesänä alhainen, 0,06 mmol/l (liite x).

Kesäaikaiset väriarvot nousivat tasolta 3-8 mg Pt/l arvoihin 40-55 mg Pt/l, mutta ne ovat edelleen alhaisemmat kuin 1990- ja 2000-luvuilla ennen happamoitumista. Myös sameuden osalta voidaan havaita vastaava kehitys. Veden sähkönjohtokyky on laskenut erittäin korkeista, 17 - 460 mS/m -arvoista noin kymmeneen, mutta viittaa edelleen suhteellisen korkeisiin ionipitoisuuksiin happamuutta edeltävän sähkönjohtokyvyn oltua vain 1-5 mS/m. Avoveden aikainen rautapitoisuus on näyteajankohtina ollut ennen neutralointia samaa luokkaa kuin neutraloinnin jälkeen (340-900 µg/l), mutta kuitenkin tätä korkeampi ennen järven kuivatusta ja heti kuivatuksen jälkeen (650-1500 µg/l). Myöskään happipitoisuudessa ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia 1990 ja 2000-luvuilla, tosin talviaikainen happitilanne on kuivatuksen jälkeen ollut hieman aiempaa parempi. Sulfaattipitoisuus on kalkituksen jälkeen ollut 38 µg/l ja happamuuden aikaisissa näytteissä 100-120 µg/l (liite x).

Fosfaattifosforin sekä kokonais- ja ammoniumtypen määrissä ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia etenään kalkitusta edeltävän ja sen jälkeisen ajan välillä. Sen sijaan kokonaisfosforin sekä erityisesti nitraatti-nitriittitypen kesäaikaiset määrät ovat kohonneet kalkituksen jälkeen. Fosforipitoisuus on ollut alhaisen pH:n aikana 5-9 µg/l (syyskuussa 2007 19 µg/l) ja kesällä 2011 14-21 µg/l. Määrä on silti alhaisempi kuin kuivatusta edeltävänä aikana, jolloin pitoisuudet ovat olleet 29-58 µg/l. Nitraatti-nitriittitypen määrä kohosi kalkituksen jälkeen tasolle 49-93 µg/l, kun se ennen kalkitusta (sekä ennen järven kuivatusta) vaihteli kesäaikana vain välillä 1-7 µg/l.

Klorofylli-a -pitoisuus on ollut happamoitumisen jälkeen vain 0,6-4,1 µg/l. Kesän 2011 näytteissä klorofylli vaihteli välillä 6,9-15, eli levien määrä on edelleen vähäinen verrattuna kuivatusta edeltäviin, järven rehevyyttä osoittaviin pitoisuuksiin 11-109 µg/l (vuosien 1993-2004 keskiarvo 53,4

µg/l) (liite x). Kuvassa 49 on esitetty klorofylli-a:n sekä pH:n vaihtelu 2000-luvun näytteissä. Vaikka pH on ollut kunnostuksen jälkeen hyvin alhainen, leviä on silti vähäisissä määrin esiintynyt. PH:n nousun myötä klorofyllipitoisuus (ja leväntuotanto) on kasvanut mutta nykyisen pitoisuuden perusteella merkittävää rehevöitymistä ei ole havaittavissa. Koska leväntuotanto on talvella mm. valon vähäisyyden (jääkansi) vuoksi estynyt tai hyvin heikkoa, ei klorofyllimääryksiä ole tehty. Kyseisinä aikoina ja levien määrän ollessa vähäisimmillään, pH laskee jonkin verran happamoitumista edeltävällä ajalla (Kuva 49).



Kuva 49. Klorofylli-a:n (µg/l) ja pH:n vaihtelu Pirttijärvässä 2000-luvulla.

7.7.4.2 Biologiset vaikutukset

Laitasaaren osakaskunta siirtoistutti Pirttijärveen keväällä 2011 jäiden lähdön jälkeen Sanginjoelta pyydettyjä ahvenia noin 200 kpl. Aiemmistä, happamuuden aikaisista kotiutusyrityksistä poiketen järveltä saatiin kesän mittaan eri henkilöiden toimesta runsaasti havaintoja kaloista ja etenkin rantojen tuntumassa kookkaissa parvissa esiintyneistä kalanpoikasista (E. Holappa, suullinen tiedonanto). Ennen kutua siirrettyjen ahventen todettiin siis ainakin jossain määrin myös lisääntyneen järvässä. Koekalastuksia ei järvellä kuitenkaan kalkituksen jälkeen ole tehty.

Happamoitumisen jälkeen vähäisinä kasvustoina lähinnä suorantojen alueella esiintyneiden sammalkasvustojen havaittiin kesällä 2011 lisääntyneen voimakkaasti. Elokuussa tehdyn tarkastuksen perusteella kolmella, matalan rantaveden alueella esiintyneet kasvustot peittivät 1-2 aarin kokoisia alueita ja ulottuivat pohjalta pintaan saakka, minkä vuoksi sammat aiheuttivat haittaa myös virkistyskäytölle. Esiintymät sijaitsivat järveen laskevien ojien suualueilla. Sammat määritettiin tarkemmissa tutkimuksissa lampisirppisammaleeksi (*Warnstorfia trichophylla*), joka esiintyy happamampien kasvupaikkojen ohella myös neutraalimmassa vedessä. Lampisirppisammalta on esiintynyt runsaana mm. patoaltaissa (M. Kuoppala, sähköpostitiedonanto). Muun makrokasvillisuuden muutosten osalta ei ole saatu havaintoja, mutta kasviplanktonin runsastuminen (klorofyllipitoisuuden kasvu) merkitsee biologisten prosessien muuttumisesta neutraloinnin yhteydessä. Myös edellä käsitelty nitriitti-nitraattityypen määrän voimakas nousu viittaa muuttuneisiin biologisiin tekijöihin (nitrifikaatiobakteerien voimistunut toiminta).

7.7.5 Pohdinta ja johtopäätökset

Pirttijärven kalkituksella näyttää saavutetun neutraloinnille asetetut tavoitteet. Veden toksisuus vesieliöstölle ja -kasveille näyttää vähentyneen erityisesti pH:n nousun ja alumiinipitoisuuden laskun vuoksi. Puskurikyky happamuutta vastaan (alkaliniteetti) on kuitenkin edelleen vaatimaton, minkä vuoksi pH voi vaihdella happamoitumista edeltävää tilannetta enemmän. Esimerkiksi lumen sulamisvesien pH (noin 5,1, Vuorenmaa ym. 1998) voi heikon puskurikyvyn vuoksi happamoittaa järveä keväisin aiempaa enemmän. Sulamisvesien vaikutus olisi todennäköisesti rantavyöhykkeillä suurempaa kuin muualla. Myös pintavedessä pH voi tuolloin olla alempia kerroksia heikompi sulamisvesien alhaisen lämpötilan vuoksi (tiheyserot). Koska talviaikaan hiilidioksidia (heikko happo) kuluttavaa levien yhteyttämistä ei tapahdu ja pH siksi laskee, heikon puskurikyvyn vuoksi lasku voi olla myös siksi suurempaa kuin aiemmin. Myös kuvan 49 perusteella pH on laskenut jonkin verran talviaikoina ennen kuivatusta. Tuleekin huomioida, että puskurikyky on vastaavana aikana ollut monikertainen tämänhetkiseen tilaan verrattuna (Kuva 48).

Vaikka kalkituksen tavoite-pH asetettiin tasolle 5,5 – 5,8, ensimmäisen kesän aikana se vaihteli välillä 5,8-6,7 (liite x). Tämä voi johtua järven veden pH:n luonnollisesta, joskin vähäisestä noususta laboratorioskokeiden aikaiseen veteen verrattuna (3,9 -> 4,2). Tulee kuitenkin huomioida, että pH-asteikko on logaritminen: pH:n laskiessa yhden yksikön happamuuden aiheuttava vetyionikoncentraatio kymmenkertaistuu. Myös neutraloinnin vaikutus voi tehostua merkittävästi, vaikka nousu pelkässä pH-tasossa on vähäinen. Lisäksi merkittäviä vaikutuksia on veden ionipitoisuuksien muutoksilla; esim. kokeiden aikaisen alumiini- ja etenkin sulfaattipitoisuuden mahdollinen pieneneminen on voinut nostaa neutralointivaikutusta.

Tuloksissa tulee huomioida näytteiden vähäinen määrä kalkituksen jälkeen. Mm. pH-arvot voivat heilahdella erityisesti heikon puskurikyvyn vuoksi, eikä todellinen neutraloinnilla saavutettava pH-taso vielä ole havaittavissa. PH:n aiempaa suurempaa vaihtelua voidaan havaita jo kesän 2011 näytteissä, ja vaihtelun ja näytemäärän vuoksi vallitsevaa todellista pH-tasoa ei voida tarkemmin arvioida etenkin talviaikaisten näytteiden puuttuessa. Koska pH vaikuttaa biologiseen toimintaan ja mm. metalleihin, myös muiden parametrien osalta voi esiintyä vaihtelua pH:n mukaan. Tällä hetkellä mm. ravinnepitoisuudet ja samalla klorofyllin määrä ovat sopivalla tasolla järven tuotannon ja eliöstön kannalta, mutta pitoisuudet voivat jatkossa muuttua.

On olemassa lukuisia toisiinsa vaikuttavia biologisia ja kemiallisia tekijöitä, joiden vuoksi järven tilan kehitystä jatkossa on käytännössä mahdotonta arvioida. Tästä esimerkkinä toimivat mm. kesäaikaisen nitraatti-nitriittitypen voimakkaasti kohonnut pitoisuus sekä muutokset lampisirppisammalen kasvussa. Kohonnut pH tai sen seurannaisvaikutukset muiden tekijöiden kautta on voinut luoda otolliset olosuhteet mm. nitrifikaatioon osallistuville bakteereille, minkä vuoksi nitriitti-nitraattitypen määrät ovat kasvaneet. Lampisirppisammalen keskittyminen ojien suille viittaa sammaleiden leviämistekniikkaan eli itiöiden levittäytymiseen mm. veden avulla. Vaikka lampisirppisammalen lisääntyminen ei välttämättä liity pH:n nousuun, tämä kuvaa mahdollisten pioneerilajien menestymistä vesistöissä, missä vähäinen biologinen toiminta voi luoda kilpailuetuja tietyille kasveille ja eliöille. Mm. ahven voi kilpailuedun vuoksi lisääntyä järvessä jatkossa erittäin runsaasti. Lajien leviämiseen ns. uusille elinalueille liittyy myös sattuma, eikä sitä voida käytännössä kontrolloida. Sekä vesieliöstö ja kasvillisuus tulevat jatkossakin muuttumaan, mikä vaikuttaa myös veden kemialliseen tilaan.

Vaikka Pirttijärvi näyttää toipuvan happamoitumisesta, tilaa tulee seurata jatkossa tiiviisti. Erityisesti neutraloinnin seurauksena osittain palautetun kalaston kannalta tulee varmistaa, ettei pH laske esim. neutralointivaikutuksen vähentyessä uudelleen ja kalaston sekä muun eliöstön voimakasta taantumista tapahtuisi. Lisäksi tulee huomioida, ettei lähelle ns. luontaista tilaa todennäköisesti kalkituksen avulla päästä (mm. virkistyskäytön kannalta uudelleen rehevöityminen ei edes ole toivottavaa). Tämä johtuu siitä, että Pirttijärvi ja sen normaalit biologiset ja kemialliset prosessit ovat kehittyneet ns. Litorinameri -vaiheen jälkeen (mm. kappale 4.xx) tuhansien vuosien kuluessa ja tähän on sopeutunut myös järven eliöstö. Tätä aiempaa, luontaista kehitystä ei voida toistaa voimakkaan kuivatuksen jälkeen tai pH:n noston avulla. Toistaiseksi järven tilaa voidaan pitää sekä virkistyskäytön että vesieliöstön kannalta hyvänä, mutta muutoksiin tulee varautua ja järven tilan kehitystä tarkkailla.

7.8 Maatalousalueilla käytettävät toimenpiteet happaman huuhtouman torjunnassa

Maataloutta harjoitetaan lähes koko Sanginjoen valuma-alueella. Ainoastaan Koivujoen valuma-alueella ei ole lainkaan peltoviljelyä. Maatalous painottuu tyypillisesti joen pääuoman alaosan sekä järvien ja lampien ranta-alueille. Kasvukauden lyhydestä, lumen sulannan ja sateen epätasaisesta jakautumisesta sekä maaperän ominaisuuksista johtuen maatalouden harjoittaminen edellyttää toimivaa maan kuivatusta. Maataloudessa paikalliskuivatus toteutetaan yleensä sala- tai sarkaojien avulla. Paikalliskuivatuksen edellytyksenä on kuivatusvesien johtaminen alueelta pois ojaverkostoja (valta- ym. ojat) hyödyntäen peruskuivatuksen keinoin. (Maa- ja metsätalousministeriö, 2011)

Happamia sulfaattimaita on maataloudessa kuivatettu tehokkaasti 1970 luvulta lähtien. Niistä aiheutuvat happamoitumisongelmat sekä metallikuormitus on tunnistettu ongelmaksi jo pitkään. Happamien sulfaattimaiden kuivatuksista aiheutuvaksi erityisongelmaksi ovat muodoutuneet ns. happamuuspiikit, jotka pahimmillaan aiheuttavat laajoja kalakuolemia sekä vesistön ekologisen tilan pitkäaikaisia haitallisia muutoksia. (Maa- ja metsätalousministeriö, 2011) Happamuuspiikkien esiintymisen todennäköisyys kasvaa erityisesti pitkien kuivien jaksojen jälkeisten sateiden yhteydessä.

Maatalousmaiden kuivatuksesta aiheutuvia happamuushaittoja voidaan ennaltaehkäistä ja torjua useilla eri menetelmillä. Näistä menetelmistä esim. säätösalojitus, säätökastelu ja kuivatusvesien kierrätys ovat oikein toteutettuna tehokkaita happamuuden hallintakeinoja. (Maa- ja metsätalousministeriö, 2009) Happamuuden hallinnan kannalta avo-ojituksen säilyttäminen on peltoviljelyssä kannatettava ratkaisu, eikä tällaisten peltojen saattaminen säätösalojituksen piiriin ole suositeltavaa. (Maa- ja metsätalousministeriö 2011) Tarkempia tietoja happamista sulfaattimaista aiheutuvan happamuuden hallintaan maatalousalueille soveltuvista toimenpiteistä on esitetty taulukossa 24.

Taulukko 24. Arvio maataloudessa käytettävien happamuuden hallintatoimenpiteiden vaikutuksista ja toteuttamiskustannuksista. (Maa- ja metsätalousministeriö, 2011)

Toimenpide	Toteuttamiskustannukset	Tehokkuus happamuuden torjunnassa	Suosittelavuus vesien happamuuden torjunnassa
------------	-------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------------------

Säätösalaajitus	Melko kallis	Melko tehokas, osin epävarma ^a	Suosittelava
Säätökastelu ja kuivatusvesien kierrätys	Melko kallis	Melko tehokas, osin epävarma ^a	Suosittelava
Pohjapadot kosteikot ja ojituksen vesiensuojelurakenteet	Melko kallis	Tehokas	Suosittelava
Juoksutusjärjestelyt ja pumppaamojen käyttö	Melko edullinen	Melko tehokas ^b	Suosittelava täsmäkohteisiin
Viljelykasvin muutos ja kuivatussyvyyden vähentäminen	Edullinen ^c	Hyvin tehokas, osin epävarma	Suosittelava
Kalkkisuodinojat	Kallis	Melko tehokas, osin epävarma ^d	Edellyttää lisätietoa
Kalkkisuodinojat yhdistettynä säätösalaajitukseen	Kallis	Melko tehokas, osin epävarma ^d	Edellyttää lisätietoa
Maan muokkauskerroksen kalkitus	Edullinen	Tehoton ^e	Ei suositeltava
Anaerobiset pohjapadot	Hyvin kallis	Epävarma	Ei suositeltava

^aMailla, joissa sulfidikerrokset ovat syvällä.

^bSoveltuu vain harvoihin kohteisiin.

^cYksittäiselle toiminnan harjoittajalle voi aiheutuvia merkittäviä kustannuksia.

^dLyhytaikainen vaikutus.

^eVälttämätön toimi kasvintuotannolle, mutta vaikutus valumavesiin vähäinen.

8 Toimenpidesuositukset Sanginjoen tilan parantamiseksi

Hankkeessa on konkretisoitu ja tarkennettu vesienhoitosuunnitelmassa esitettyjä toimenpidesuosituksia Sanginjoen tilan parantamiseksi. Hankkeessa tehtyjen tutkimusten pääpaino on ollut happamuushaittojen torjunnassa. Happamuushaittojen esiintymistä ja syitä Sanginjoen eri osissa on selvitetty laajasti eri menetelmillä. Lisäksi on kehitetty erilaisia kunnostus- ja hoitotoimenpiteitä happamuushaittojen torjumiseksi. Huomiota on kiinnitetty myös tarpeeseen ja mahdollisuuksiin vähentää eri lähteistä peräisin olevaa kiintoaine-, ravinne- ja orgaanistakuormitusta joen eri osissa. Keskeisen osan joen kunnostus- ja hoitotarpeiden määrittämisessä on muodostanut joen ekologisen tilan ja tilaa heikentävien tekijöiden arviointi, joka tämän hankkeen puitteissa on tehty ensimmäistä kertaa kokonaisvaltaisesti kaikista Sanginjoen osavaluma-alueiden läpi virtaavista joki- ja purovesistä.

8.1 Happaman huuhtouman torjunta

Veden happamuus heikentää Sanginjoen tilaa. Jokiveden pH laskee suhteellisen nopeasti edettäessä joen yläosalta jokea alaspäin. Matalimmillaan pH-arvot ovat joen keskiosalla Sanginjoen kylän läheisyydessä. Myös joen alaosalla pH on melkein joka vuosi laskenut alle arvon 5,5. Hankkeessa joen keskiosalla tehdyissä suovesimittauksissa on myös havaittu alhaisia pH-arvoja. Erittäin alhaisia pH-arvoja on havaittu joen keskiosan paksuturpeisilla karuilla soilla ja näiltä soilta laskevissa ojissa.

Tässä hankkeessa pääasialliseksi happaman kuormituksen lähteeksi Sanginjoen valuma-alueella todettiin turve- ja metsämaita peräisin oleva orgaaninen kuormitus. Tällä tarkoitetaan vedessä liuenneina esiintyvistä orgaanisista aineista aiheutuvaa kuormitusta. Näistä veden orgaanisista aineista suurin osa on vedelle ruskean värin antavia humusaineita, kuten humus- ja fulvohappoja, jotka ovat kemialliselta luonteeltaan orgaanisia happoja. Ne lienevät pääasiallinen syy veden orgaaniseen happamuuteen. Humusaineita huuhtoutuu valuma-alueen suo- ja metsämaa-alueilta vesistöön luontaisestikin. On kuitenkin todennäköistä, että veden pH-arvon paikoin voimakaskin aleneminen johtuu niiden lisääntyneestä huuhtoutumisesta joen valuma-alueella tapahtuvan maankäytön seurauksena. Valuma-alueen soita on ojitettu maa- ja metsätalouden sekä paikoin myös turvetuotannon tarpeisiin. Useiden tutkimusten mukaan soiden ojitus lisää humusaineiden huuhtoutumista. Syitä maankäytön seurauksena tapahtuvalle orgaanisen happamuuden lisääntymiselle ei vielä täysin tunneta. Niitä tulisikin vielä selvittää.

Sanginjoen valuma-alueella virtaavat vedet ovat tällä hetkellä orgaanisesti happamia. Tämä tulos ei kuitenkaan sulje pois alueella paikoin esiintyvistä sulfidipitoisista maista aiheutuvaa veden happamoitumisen uhkaa. On mahdollista, että paikoin joen valuma-alueen eri osissa esiintyvillä happamilla sulfaattimailla ja mustaliuskealueilla on paikallista valumavesiä happamoittavaa vaikutusta jo nyt, ja että niistä aiheutuva happamoituminen lisääntyy tulevaisuudessa valuma-alueen maankäytön tehostuessa. On myös todennäköistä, että orgaanisen happamuutensa ja pienen hapon neutralointikykyensä vuoksi Sanginjoen vesi on erityisen herkkä sulfaattimaiden hapettumisesta aiheutuville haitoille. Sulfidipitoisten maiden kuivattaminen maatalouden, metsätalouden, turvetuotannon ja muihin tarpeisiin voi aiheuttaa maaperässä olevan rikin hapettumisen, jolloin maaperään muodostuu rikkihappoa. Se puolestaan happamoittaa voimakkaasti alueelta valuvia vesiä ja liuottaa maaperästä alapuoliseen vesistöön myös kalastolle ja eliöstölle myrkyllisiä metalleja. Näi-

tä sulfidipitoisia maita Sanginjoen valuma-alueella esiintyy erityisesti nk. Litorina-alueella, joka on Itämeren muinaisen vaiheen merenpohjaa, sekä kallioperän mustaliuskejaksoilla.

Pyrittäessä happaman kuormituksen vähentämiseen on Sanginjoen valuma-alueella tärkeää keskittyä käytäntöihin maankuivattamisen osalta. Ensisijaisesti tulee pyrkiä estämään happaman kuormituksen syntymistä. Sulfaattimailta tulee huolehtia siitä, että pohjavedenpinta pysyy sulfidikerrosten yläpuolella, jolloin näiden maakerrosten hapettumista ei pääse tapahtumaan. Lisäksi Litorina- ja mustaliuskealueiden läheisyydessä on metsätalouden ja turvetuotannon kuivatustoi-
missa vältettävä ojien kaivua mineraalimaahan saakka. Sanginjoen valuma-alueelta tulevan orgaanisen huuhtouman lisääntymisen hillitsemiseksi voimavaroja tulisi kohdentaa myös esim. turvetuotannon ja metsätalouden vesiensuojelun tehostamiseen.

Taulukko 25.

Osavaluma-alue		Näytteenottopiste 2008-2009		Tilaluokka(2 pH-minimi	Happamuuteen liittyvää tietoa/ painetekijöitä
59.141	Sanginjoen suualue	Sanginjoki, Myllykoski	1	TYDYTTÄVÄ	Happamuusongelmia, pH käy lähes vuosittain alle 5,5
		Sanginjoki, Vääräkoski	2	TYDYTTÄVÄ	
		Sanginjoki, Laukkalankoski	3	VÄLTÄVÄ	
		Sanginjoki, Sadinkoski	4	TYDYTTÄVÄ	
		Sanginjoki, Kurraisenkangas	5	VÄLTÄVÄ	
		Lylyoja	11	HYVÄ	
		Kuuro-oja, Peräkylä	12	TYDYTTÄVÄ	
		Laukkala, oja	14	HUONO	
59.142	Sankilampi				Happamuusongelmat suurempia kuin alaosalla, turpeet ovat voimakkaasti happamia, Pirtti- järven alueella havaittu hap- pamia sulfaattimaita
		Sanginjoki, Vaarankoski	6	HUONO	
		Sanginjoki, Aittokylä	7	HYVÄ	
59.143	Koivuoja	Koivuoja alaosa	15	HYVÄ	Koivuojan yläosalla mustalius- ketta ja alueella tehdyissä ojituksissa (esim Pajusuolla) havaittu happamia sulfaatti- maita.
		Koivuoja yläosa	16	HYVÄ	
59.144	Pilpaoja	Pilpaoja, Miehonsuon ap.	13	TYDYTTÄVÄ	
59.151	Puutturi	Sanginjoki, Kivelä	8	HYVÄ	
		Sanginjoki, Järviojan ap.	9	TYDYTTÄVÄ	
		Sanginjoki, Puutturinkangas	10	HYVÄ	
59.152	Sanginjärvi	Sanginjärvi(1)			
59.153	Itäoja	Itäoja, Itälä	18	HYVÄ	
59.154	Iso-Vuotunki	Iso-Vuotunki(1)			
59.155	Koivujoki	Koivujoki	17	VÄLTÄVÄ	

8.1.1 Maankuivatus

Erytisesti karujen, paksurahkaisten soiden maavesien johtumista vesistöihin ei tule nopeuttaa. Tällä vältetään orgaanisen happamuuden jyrkkää kohoamista vesistöissä ko. alueiden vaikutuspiirissä etenkin runsaiden valuntojen aikana. Vaikka ohutrahkaisilla turvemaidella ojituksen ulottamisella saraturpeisiin tai kivennäismaahan saakka on havaittu myös pH:ta kohottavaa vaikutusta emäkationien vapautumisen mahdollistuessa, tulee ennen kunnostus- ja täydennysojituksen toteuttamista varmistaa pohjaturpeiden ja erityisesti pohjamaan rikkipitoisuus.

Alueella on ojitustoiminnassa paljastunut paikoin sulfaattipitoisia aineksia. Mustaliuskeesiintymien läheisyydessä (2 – 20 km etäisyydellä esiintymästä) on jatkossakin kaikessa maankäytössä vältettävä mineraalimaakontaktia. Kuivatusvaikutuksen ei tule ulottua runsasrikkisiin turpeisiin tai pohjamaihin. Mahdollisten happamien kaivumaiden kalkitseminen ei neutraloi happoja, jotka syntyvät sulfidipitoisilla alueilla pohjaveden laskun vuoksi tapahtuvan hapettumisen seurauksena.

Turvetuotannossa ja etenkin tuotantoalueiden jälkikäytössä tulee huomioida potentiaalisten sulfaattimaiden esiintyminen. Kuivatus näillä mailla tulisi suorittaa siten, että happamuushaittoja ei pääse syntymään. Kuivatusta ei tule ulottaa pohjamaan sulfaattimaidella muissa kuin niissä tapauksissa, joissa pohjamaan sulfidimuotoisen rikin määrä on pohjamaatutkimuksin todettu vähäiseksi tai pohjamaan hapontuotosta on tehty riittäviä laskelmia. Huomiota tulee kohdistaa myös eristysojien kaivusvyöhyteen sekä niiden riittävän vedenkorkeuden varmistamiseen alivirtaama-aikana (esim. pohjapatorakenteet). Mustaliuskekallioperän rapautumisen vuoksi myös vyöhykkeiden ulkopuolella voi esiintyä mustaliuskeiden tai muiden happamien liuskeiden vaikutusta. Turvemaiden pohjakerroksissa on havaittu korkeita rikkipitoisuuksia sekä happamien sulfaattimaiden päällä että erityisesti mustaliuskealueiden läheisyydessä. Tämän vuoksi myös pohjaturpeiden rikkipitoisuus tulee selvittää ennen kuivatustoimien ulottamista pohjaturpeeseen. Tuotannon aikaisten riskien ohella pohjamaa- ja -turveselvitykset palvelevat jälkikäyttöä: valittavilla jälkikäyttömuodoilla ei tule olla kuivatusta tehostavaa vaikutusta, jollei pohjamaan hapontuottokyky tai sulfidimuotoisen rikin määrä ole vähäinen.

8.1.2 Veden pidätyskyvyn parantaminen Sanginjoen valuma-alueella

Valunnan suuruus vaikuttaa voimakkaasti happamuuteen. Hankkeessa testattiin voidaanko vedenpidätyskykyä parantamalla estää valumaveden jyrkkiä pH-vaihteluita. Todettiin, ettei testatuilla tai arvioiduilla menetelmillä ole koko joen kannalta ei merkitystä, mutta voi olla pienessä mitta-kaavassa sivuvesissä. Näitä keskenään yhdistämällä voidaan saada tuloksia suuremmassakin mitta-kaavassa.

8.1.2.1 Turvetuotannosta poistuvien soiden vesittäminen

Jälkikäyttö

Tuotantoalueiden vesittämisellä ja / tai kosteikkojen muodostamisella jälkikäytön yhteydessä on muiden hyötyjen (mm. virkistyskäyttö, linnusto, virtaamien tasaus) ohella erityistä hyötyä vesien-suojelussa ja kuormituksen vähentämisessä myös muilta kuin tuotantoalueilta tulevien vesien käsittelyssä. Happamuuden torjunnassa vesitettävien kohteiden tulee kuitenkin ennemmin sijoittua

happamien vesien valuma-alueille kuin kohteille, joiden pH-taso ja puskurikyky ovat alapuolista vesistöä parempia. Sanginjoen valuma-alueella vastaavia kohteita ovat tämänhetkisten vedenlaatu-tutietojen perusteella Konnansuo ja Korentosuo. Myös muut tuotantoalueet sijaitsevat pohjaturpeiden ja -maiden osalta riskialueella sekä Litorinameren korkeimman rantaviivan (ks. kappale 4.xx) että mustaliuskealueiden vaikutusten vuoksi. Siksi on hyvin tärkeää pyrkiä ennakoimaan ko. maakerrosten happamoitumisriski viimeistään tuotannon tai jälkikäytön suunnittelun aikana sekä pohjamaiden että pohjaturpeiden kartoitusten avulla. Erityisen tärkeässä osassa on valumavesien pH-tason seuranta eri valuntatilanteissa ja muutosten havaitseminen, joiden perusteella eri jälkikäyttömuodot kuten vesittäminen voidaan tarkemmin suunnitella. Vedenlaatusuurannan tulisi olla erityisesti pH:n ja sulfaatti- sekä metallipitoisuuksien osalta tiiviimpää tuotannon lähestyessä loppuaan (turpeennoston edetessä syvempiin kerroksiin). Vaikka rikkipitoisuuden vuoksi (esim. polttoturpeelle asetetut enimmäisrajat) tuotantoalueiden alimmat turvekerrokset jäisivät tuotannossa hyödyntämättä, jo ko. kerrosten hapettuessa voi aiheutua pH:n voimakasta laskua valumavesissä. Vesittämisen tai uudelleen soistamisen avulla rikkipitoiset maat pysyvät pelkistyneemmässä tilassa eikä hapettumisen seurauksena syntyvä happamuus kuormita alapuolista vesistöä kuten parempaa kuivatusta vaativat jälkikäyttömuodot. Mikäli selkeistä riskeistä huolimatta vesittäminen tai alueen soistaminen ei tule kyseeseen tai ne eivät kokonaan poista happamuushaittoja (esim. osa sulfidipitoisista alueista jää ko.jälkikäyttöalueilta sivuun), tulee myös varautua valumavesien neutralointiin.

Tuotannon suunnittelu ja tuotantoaikainen kuormitus

Koska valuntojen huipukkuus lisääntyy tehokkaan kuivatuksen vuoksi, on esim. hieman tuotantoa edeltävää tilaa korkeammista pH-arvoista huolimatta tuotannon todellista happovaikutusta joen pääuoman hetkelliseen pH-tasoon vaikea arvioida: Positiivisia vaikutuksia vesistöön pH:n osalta olisi selvästi silloin, kun pääuoman pH on purkupisteessä alhaisempi kuin tuotantoalueelta tuleva vesi JA kuntoonpanovaihetta edeltävässä (ennakko)tarkkailussa valumavedet ovat kuntoonpano- ja tuotantovaihetta happamampia. Negatiiviset vaikutukset tulevat puolestaan esiin tapauksissa, joissa pääuoman vesi on purkupisteessä neutraalimpaa kuin tuotantoalueelta tuleva vesi JA ennakkotarkkailussa valumavesien pH on ollut kuntoonpano- ja tuotantovaihetta neutraalimpaa tai jopa samaa luokkaa, sillä jälkimmäisessä tapauksessa virtaamien äärevöityminen aiheuttaa pääuomaa happamoittavan nettovaikutuksen vesimäärien kasvaessa valuntahuippujen aikana alkupe- räiseen tilanteeseen verrattuna. Tilanteessa, jossa valumavesien pH on esimerkiksi hieman ennako- tarkkailua neutraalimpaa ja pääuoman pH purkupisteessä valumavesiä korkeampi, nettovaiku- tusta happamuuteen voidaan arvioida vain laskemalla vesimäärien ja pH:n yhteisvaikutukset ve- tyionien konsentraatioihin perustuen. Toisin kuin esimerkiksi minerogeenisen happamuuden osalta (esim. kaivosteollisuuden happamat päästöt), arviointi pH:n nettovaikutuksesta onnistuisi vasta toiminnan alkamisen jälkeen: turvemailla on lukuisa joukko sekä pH:ta nostavia että laskevia, osin tuntemattomia geokemiallisia ja biologisia muuttujia kuten sekä puskuroivia että happamoittavia vaikutuksia muodostavat humusaineet, orgaaniset hapot, emäskationit, metallit kuten rauta eri hapetus-pelkistys -reaktioissa, typpiyhdisteet ja -bakteerit, mikrobien humusaineita hajottava toiminta ja sen aktiivisuus eri tilanteissa, kasvillisuus sekä redox-reaktioihin liittyvät mikrobiologi- set katalyytit. Toisaalta todennäköisen minerogeenisen (esim. musta- ja muiden rikkipitoisten lius- keiden tai Litorinasedimenttien hapettumisesta aiheutuvan) happamuuden tullessa kyseeseen, kuivatustoiminnan kuormitusarvioinnissa voitaisiin tukeutua myös hapontuotosta ja hapon neutra- lointikyvystä muodostettuihin kaavoihin.

8.1.2.2 Sankilammen vesitilavuuden kasvattaminen

Sankilammen pinnankorkeuden nostolla voitaisiin kasvattaa Sanginjoen alaosan puskurikykyä happamia huuhtoumia vastaan. Nostamalla Sankilammen pinnakorkeutta 0,5 m, kasvaisi Sankilammen pinta-ala 166 % ja tilavuus 153 %. Tällä tilavuuden muutoksella Sankilammen viipymä kasvaisi 0,5 vuorokaudesta 1,4 vuorokauteen. Kasvava tilavuus ja viipymä lisäävät vesistön puskurikykyä. Tämä ehkäisisi kalakuolemia Oulun kaupungin virkistyskalastusalueella, Lemmenpolulla.

8.1.2.3 Putkipatorakenteet

Hankkeen aikana tehdyssä seurannassa ei havaittu putkipatojen selkeästi vaikuttavan ojitusalueelta tulevaan happamaan huuhtoutumaan. Suurien sadantojen yhteydessä padotusalueella havaittiin pienempi pH-arvon muutos kuin vertailualueella, jossa putkipatorakennetta ei ollut, mutta padotuksella ei havaittu olevan tulovesien puskurikykyä lisäävää vaikutusta. Putkipadolla pystyttiin pidentämään ojitusalueen vesien viipymää. Veden happamuuden hallintaan ja puskurikyvyn lisäämiseen ei putkipatorakenteen hetkellisellä padottamisella näytä olevan suurta merkitystä. Jotta putkipatorakenteilla olisi vaikutusta vedenpidättymiseen valuma-alueittakaavassa, tulisi niitä rakentaa lähes jokaiseen ojituskohteeseen. Putkipatorakenteen rakentaminen on kuitenkin kustannustehokasta vain kunnostusojituksen yhteydessä, joten jo tehtyihin ojituksiin ei putkipatoa kannata jälkikäteen rakentaa. Kun tarkasteltiin vuosina 2004–2010 tehtyjä kunnostusojituksia ja mahdollisuuksia rakentaa putkipatorakennetta näiden ojituksen yhteyteen, havaittiin että saavutetulla teoreettisellakaan pidätystilavuudella ei ole merkittävää vaikutusta Sanginjoen virtaamiin ja siten vaikutukset valuma-alueelta tulevaan happamaan huuhtoutumaan ovat pienet.

Putkipatojen vaikutukset vesistöihin tulevat muiden vesiensuojelullisten hyötyjen kautta kuten parantuneen ravinteiden ja kiintoaineen pidättymisen kautta (luku 8.2.2).

8.1.3 Vesiensuojelurakenteet

8.1.3.1 Orgaanisen kuormituksen hallinta

Orgaanisen kuormituksen hallintamentelmistä pintavalutuksen on osoitettu laskevan happamuutta aiheuttavien liukoisten humusaineiden pitoisuuksia turvetuotannon valumavedestä. Kompasuoan pohjoiselta pintavalutuskentältä syksyllä 1992 ja kesällä 1993 kerätyn aineiston perusteella pintavalutus poisti tavanomaisissa hydrologisissa olosuhteissa keskimäärin 6 – 25 % turvetuotannon valumaveden humuspitoisuudesta. Korkeiden virtaamien aikaan liukoisen orgaanisen aineen havaittiin kuitenkin huuhtoutuvan kentältä. (K. Heikkinen, R. Ihme ja E. Lakso, Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä, Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A, 193, s. 84, 1994) Tulvatilanteiden lisäksi myös vesiensuojelurakenteen ojitusten on havaittu lisäävän liukoisten orgaanisten aineiden huuhtoutumisriskiä. Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely (TuKos) hankkeessa kerätyn aineiston perusteella kaikilla viidellä ojitetulla kosteikolla liukoisten humusaineiden pitoisuus nousi vesiensuojelurakenteella. (TuKos-raportti!)

8.1.3.2 Sulfidien hapettumisen estäminen

Metsätalouden vesiensuojelussa tai turvetuotannossa tulee laskeutusaltaiden sijaan pyrkiä käyttämään pintavalutusrakenteita ja ojakatkoja, jollei ojitussuunnitelman mukaisten altainen paikkojen sulfidimuotoisen rikin määriä ole selvitetty. Laskeutusaltaiden riittävän syvyyden vuoksi kaivu ulottuu lähes poikkeuksetta mineraalimaahan saakka, ja vedenpinnan laskiessa sulfidipitoiset ainekset voivat hapettua. Turvetuotantoalueilla myös pintavalutukseen liittyvien allasrakenteiden riittävä vedenkorkeus alivirtaama-aikana tulee varmistaa, mikäli yleisestä kuivatussyvyydestä huolimatta kaivantojen syvyys ulottuu sulfidipitoisiin aineksiin. Tällöin tulee myös varautua kaivumaiden neutralointiin. Sekä metsätalouden että turvetuotannon pintavalutusrakenteiden kohdentaminen erityyppisille kosteikoille voi vaikuttaa pH-tasoon: rahkaturvevaltaisilla ja kasvillisuudeltaan Sphagnum -lajien vallitsevilla pintavalutuskohteella veden pH-taso todennäköisesti laskee turpeen ja sammalten muodostaman happamuuden vuoksi. Pelkän pH-tason kannalta pintavalutuksen kohdentaminen ravinteikkaammille ja lajistoltaan monipuolisemmalle kohteelle on suositeltavaa. Ravinteikkaammalle suoalueelle perustetun vesiensuojelurakenteen ongelmaksi voi kuitenkin muodostua ravinne-, erityisesti fosforipitoisuuden nousu rakenteelta poistuvassa valumavedessä. (TuKos loppuraportti!)

8.1.4 Kemikalointi

Kemikalointi on tehokas tapa puhdistaa valumavesiä. Kemiallinen puhdistaminen perustuu veteen lisättävien kemikaalien kykyyn saostaa valumavedestä ravinteita, orgaanisia aineita sekä kiintoainetta. Oikein toteutettuna kemikaalikäsittelyllä voidaan vähentää merkittävästi veden orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuuksia. Perinteisessä kemikaloinnissa saostuskemikaalina käytetään yleensä nestemäistä ferrisulfaattia (PIX). Kemiallinen veden puhdistaminen on kuitenkin kustannuksiltaan kallis vesiensuojelumenetelmä ja taloudellisesti kannattavaa vain alueilla, joiden pinta-ala on yli 200 ha (Kløve, B., 1997. Comparison and development of ditch structure (bed pipe barriers) in reducing suspended solids concentration in waters flowing from peat mining sites. *Boreal Environment Research*, (2), pp. 275-286.).

Tarve kemikaloinnin käyttökustannusten pienentämiseen onkin johtanut erityyppisten pienkemikalointiratkaisujen kehittämiseen. Pienkemikaloinnissa saostuskemikaalina käytetään yleensä rakeista ferrisulfaattia (Ferix-3). Kehitettyjen pienkemikalointiasemien toimintavarmuudessa ja säävutetuissa puhdistustehokkuuksissa on suurta vaihtelua. Menetelmien ongelmaksi on muodostunut erityisesti annostelun vaikea kontrollointi ja yliannostelutilanteiden välttäminen. Ongelmana on myös pH:n esi- ja jälkisäädön puuttuminen. Käytetyt rautapohjaiset saostuskemikaalit ovat erittäin happamia ja laskevat voimakkaasti käsiteltävän veden pH arvoa. Metallisuolojen happamoitava vaikutus korostuu entisestään kemikaalien yliannostelutilanteissa ja käsiteltäessä jo valmiiksi happamia alhaisen puskurikyvyn valumavesiä. Saostuskemikaalien happamoittava vaikutus on ongelmana myös perinteisessä kemikaloinnissa. Pienkemikalointia ei näin ollen voi suositella vesiensuojelumenetelmäksi happamalle kuormitukselle herkkien vesien läheisyydessä.

8.1.5 Kalkitus

Mikäli veden happamuuden lisääntymistä ilmenee maankuivatuksen erityispiirteiden huomiointin ja tarpeellisten vesiensuojelurakenteiden jälkeekin, tulee vaikutuksia vähentää neutraloivilla rakenteilla. Kaikessa vesistöihin ja maaperään vaikuttavissa toimissa kuten maankuivatuksessa, vesiensuojelussa, maanrakennuksessa ja myös vesistöjen kunnostuksissa ja niiden tavoitteissa tulee ottaa huomioon Sanginjoen alueen ja vastaavien, Litorinameren vaikutusalueilla ja mustaliuskealueiden läheisyydessä olevien alueiden erityispiirteet happamoitumisriskeihin liittyen.

8.1.5.1 Kalkkisuodinpadot ja Konnansuon kuivatusvesien kalkitus

Sekä metsäojitus- että turvetuotantoalueiden sarka- ja kokoojaojien happamia valumavesiä tulee pyrkiä pidättämään erilaisin patorakentein (mm. sarkaojapidättimet ja putkipadot) alapuolisen vesistön nopeiden happamuuspiikkien ehkäisemiseksi. Rakenteisiin voidaan liittää myös neutraaloivia elementtejä. Hankkeessa testatuilla metsäojien kalkkisuodinpadoilla on onnistuttu nostamaan valumavesien pH:ta. Virtaamaa ja pH-tulosten perusteella mahdollisten happamuutta ehkäisevien vesiensuojelurakenteiden tulisi siis toimia vähintään 37,5 l/s/km² ylittävillä valunnoilla (pH laskee aina alle 5,5:n), mutta kesän ja syksyn kriittisten tilanteiden vuoksi mieluummin jo 25 l/s/km² valunnoilla.

Kalkkipatojen rakentamisella pintavalutuskentän keräilyojiin saatiin aikaan merkittävä vaikutus Konnansuolta purkautuviin kuivatusvesiin. Koetta seurattiin ainoastaan yhden tuotantokauden ajan. Kalkki painui keräilyojien pohjiin. Tämän ehkäisemiseksi kalkin alle tulisi asentaa painumisen ehkäisemiseksi esim. puuta ja suodatinkangas. Useamman yksittäisen padon rakentamisen sijasta toimivampi ratkaisu olisi rakentaa padot mahdollisimman lähelle pintavalutuskentän purkupistettä.

8.1.5.2 Karvasojan kosteikkokalkitus ja virta-alueen kalkkikynnykset

Sanginjoen sivupurolla, Karvasojalla Karvasojan testattiin kosteikkokalkitusta ja virta-alueelle rakennettujen kalkkikynnysten vaikutuksia. Rakeisten kalkkikynnysten vaikutus Karvasojan pH-tason ja puskurikyvyn nousuun oli vähäinen. Erot kynnysten ylä- ja alapuolisen pH:n välillä olivat 0-0,2 yksikköä. Kalkkikynnyksiä rakennettiin puroon vain kolme käyttäen hyvin karkeaa kalkkia, minkä vuoksi rakenteiden käytön kustannustehokkuutta tai mahdollisuuksia ei voida tarkemmin arvioida. Lisäämällä ko. rakenteiden lukumäärää tai yhdistettynä muihin passiivisiin neutralointeihin vaikutus happamuustasoon ja puskurikykyyn nousee. Kosteikkojen kalkitseminen nostaa valumavesien puskurikykyä sekä pH:ta, mutta ehkäisee erityisesti happamuutta aiheuttavien lajien menestymistä. Rahkasammalvaltaisilla alueilla kalkitseminen hävittää pH:ta alentavaa kasvillisuutta, mutta vaikutuksia mm. ravinteiden pidättymiseen tai sen heikentymiseen tulee vielä selvittää.

8.1.5.3 Tuhkalannoitus

Rakeisella tuhalla tehdyn metsälannoituksen jälkeen laskuojan veden pH nousi hieman verrattuna aiempiin, tosin vähäisiin pH-mittauksiin. Tuhka-alueelta valuvan veden Arseeni- ja Kadmiumpitoisuudet olivat alhaisia. Vedenlaadun muutoksista ei voida saada tarkkaa kuvaa vuoksi pelkän laskuveden ylä- ja alapuolisen vedenlaatuvertailun avulla, sillä tuhkaoksen yhteydessä toteutettiin myös kunnostusojituksia eikä ennakkotarkkailua kohteella toteutettu pH-mittauksia lukuun ottamatta.

Tuhkalannoitus voi nostaa ojastolta valuvan veden pH:ta, eivätkä tuhkan sisältämät kadmium ja arseeni näy merkittävästi valumavedessä. Tuhkauksen pH- ja muita vesistövaikutuksia tulee jatkossa selvittää tarkemmin riittäviin ennakko- ja jälkitarkkailuihin perustuen.

8.1.5.4 Pirttijärven neutralointi

Ilmaperäisen laskeuman happamoittamien tai humushappamien järvien lisäksi kalkituksilla voidaan palauttaa eliöstöä ja lisätä biologista toimintaa myös sulfaattihappamilla järvillä. Eliöstö ei kuitenkaan tule palautumaan happamoitumista edeltävälle tasolle ja lajistossa sekä sen myötä veden kemiallisessa laadussa tapahtuu muutoksia myös jatkossa. Pirttijärven tilaa tulee seurata sekä vedenlaatutarkkailun että biologisen tarkkailun avulla. Myös lisä- tai uudelleenneutralointiin tulee varautua tilan heikkenemisen välttämiseksi. Myös valuma-aluekalkitukset voivat tasata mahdollisten suurempien valumakausien aikaisia pH:n vaihteluita: happamia vesiä voi johtua järveen sulamisvesien mukana tai happamilta suoalueilta (Tuppisuo). Tämä voi edesauttaa erityisesti matalissa rantavesissä kevätaikaan kutevien kalojen lisääntymistä, mikäli niiden menestymisen havaitaan olevan heikkoa.

8.2 Kiintoaine- ja ravinnekuormituksen vähentäminen

Taulukossa x on esitetty, millainen Sanginjoen tila on tarkasteltujen muuttujien (pohjaeläimet ja piilevät, veden kokonaisfosfori- ja -typpiärvot) perusteella eri näytteenottopisteissä. Tilan arviointi pohjaeläinten ja piilevien osalta perustuu tässä hankkeessa tehtyihin tutkimuksiin (luku 2.2). Vedenlaatumuuttujien osalta tilan arvioinnissa on käytetty vuosien 2000–2010 aineistoa (Hertta), josta on laskettu mediaanit näytepisteittäin. Luokittelussa on käytetty keskiuurille turvemaiden joille määritettyjä luokkarajoja (Vuori ym. 2009).

Sanginjoen ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi. Pohjaeläinten ja piilevien perusteella joen pääuoman ekologinen tila on pääosin tyydyttävä (kahdessa alaosan pisteessä hyvä) ja sivupurojen tila pääosin tyydyttävä tai välttävä.

Taulukkoon 3 on koottu tiedot Sanginjokeen kohdistuvasta kuormituksesta osavaluma-alueittain. Siinä on esitetty, paljonko kuormitusta maa-alaa kohden kultakin osa-alueelta muodostuu. Tämän kuormituksen vesistövaikutuksia on arvioitu sanallisesti Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen toimienpideohjelmassa 2010–2015 esitetyn arvioinnin perusteella. Lisäksi osavaluma-alueittain on arvioitu eri sektorien kuormitusosuuksia. Tarkastelu on tehty vain fosforikuormituksen osalta, koska veden laatutulosten perusteella voidaan todeta, että ravinnekuormituksen vähentämistoimet tulee ensisijaisesti keskittää fosforikuormituksen vähentämiseen. Ravinnekuormituksen arvioinnista on kerrottu tarkemmin luvussa 4.

Taulukko 26. Sanginjoen vesistön tila.

Osavaluma-alue	Näytteenottopiste 2008-2009	Tilaluokka				
		Pohjaeläimet ja piilevät	Kokonaisfosfori	Kokonaistyyppi		
59.141	Sanginjoen suualue	Sanginjoki, Myllykoski	1	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Vääräkoski	2	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
		Sanginjoki, Laukkalankoski	3	HYVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Sadinkoski	4	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Kurraisenkangas	5	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
		Lylyoja	11	VÄLTÄVÄ	HUONO	TYYDYTTÄVÄ
		Kuuro-oja, Peräkylä	12	HUONO	VÄLTÄVÄ	HYVÄ
		Laukkala, oja	14	VÄLTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
59.142	Sankilampi	Sanginjoki, Vaarankoski	6	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Aittokylä	7	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
59.143	Koivuoja	Koivuoja alaosa	15	ERINOMAINEN	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
		Koivuoja yläosa	16	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ	HYVÄ
59.144	Pilpaoja	Pilpaoja, Miehonsuon ap.	13	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
59.151	Puutturi	Sanginjoki, Kivelä	8	TYYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Järviojan ap.	9	TYYDYTTÄVÄ	VÄLTÄVÄ	HYVÄ
		Sanginjoki, Puutturinkangas	10	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
59.152	Sanginjärvi	Sanginjärvi(1)		TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ
59.153	Itäoja	Itäoja, Itälä	18	VÄLTÄVÄ	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ
59.154	Iso-Vuotunki	Iso-Vuotunki(1)		Luokittelu puuttuu	Luokittelu puuttuu	Luokittelu puuttuu
59.155	Koivujoki	Koivujoki	17	TYYDYTTÄVÄ	HYVÄ	HYVÄ

Taulukko 27. Sanginjokeen kohdistuva kuormitus ja arvio sen aiheuttamien vesistövaikutusten tasosta.

Osavaluma-alue	Kuormitus maa-alaa kohden (P kg/km ² /v)	Arvio kuormituksen suuruudesta(3.	Maatalous	Metsätalous	Haja-asutus	Turve-tuotanto	Laskeuma	Luonnonhuuhtouma
----------------	-----------------------------------------------------	-----------------------------------	-----------	-------------	-------------	----------------	----------	------------------

59.141	Sanginjoen suualue	37	Vakava	49 %	12 %	26 %	1 %	0 %	12 %
59.142	Sankilampi	18	Suurehko	32 %	29 %	15 %	1 %	0 %	22 %
59.143	Koivuojja	10	Kohtalainen	7 %	49 %	10 %	0 %	0 %	34 %
59.144	Pilpaoja	10	Kohtalainen	7 %	44 %	0 %	14 %	1 %	34 %
59.151	Puutturi	16	Suurehko	23 %	47 %	4 %	0 %	1 %	25 %
59.152	Sanginjärvi	33	Vakava	54 %	9 %	15 %	0 %	9 %	13 %
59.153	Itäoja	9	Kohtalainen	16 %	31 %	12 %	3 %	1 %	36 %
59.154	Iso-Vuotunki	25	Vakava	43 %	14 %	21 %	0 %	5 %	17 %
59.155	Koivujoki	7	Kohtalainen	0 %	47 %	0 %	8 %	1 %	44 %

8.2.1 Maatalous

Peltoviljelyä harjoitetaan lähes Sanginjoen koko valuma-alueella. Vain Koivujoen valuma-alueella ei ole lainkaan peltoviljelyä. Maatalous painottuu tyypillisesti joen pääuoman alaosan sekä järvien ja lampien ranta-alueille. Maatalouden kuormituksen vähentäminen parantaa Sanginjoen tilaa lähes koko joen valuma-alueella. Kuormituksen vähentämistoimenpiteiden ja niiden tehostamisen vaikutukset joen tilaan ovat sitä merkittävämmät, mitä suuremman osan jokeen kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta maatalous muodostaa. Tällaisia maatalouden merkittävästi kuormittamia alueita joen valuma-alueella ovat Sanginjoen suualueen, Sankilammen, Sanginjärven ja Iso-Vuotungin osavaluma-alueet (taulukko x). Kaikilta näiltä osavaluma-alueilta, Sankilammen valuma-alueutta lukuun ottamatta, jokeen eri lähteistä kohdistuvalla fosforikuormituksen kokonaistasolla ($P \text{ kg km}^{-2} \text{ v}^{-1}$) on vakava vaikutus vesistön tilaan (taulukko x). Sankilammen valuma-alueellakin tämä kuormitusvaikutus on arvioitu suurehkoksi. Tila-arvioinnista saatujen tulosten (taulukko x) perusteella joen tilaa tulee parantaa kaikilla edellä mainituilla maatalouden merkittävästi kuormittamilla osavaluma-alueilla.

Ekologisen tilan ja veden kokonaisfosforipitoisuuden perusteella tehdystä luokittelusta saatujen tulosten mukaan tilan parantamiseen on tarvetta koko Sanginjoen suualueen osavaluma-alueella. Lisäksi tilan parantamisen tarvetta on pääuomaan laskevissa Lylyojassa, Kuuro-ojassa ja Laukkalojassa, joiden tila kokonaisfosforipitoisuuden suhteen vaihtelee välillä välttävä-huono. Näissä sivu-uomissa vain Laukkalan ojan yläpuolella on peltoa. Lylyojan heikko veden laatu todennäköisesti johtuu siitä, että ojan latvalla sijaitsevaa Lylyjärveä on käytetty kalankasvatusaltana. Kuuro-ojan vedet tulevat ojitetulta suoalueelta, Tupakankaanrämeltä. Näissä uomissa tilan parantamiseksi on siis tehtävä muita kuin maatalouden vesiensuojelutoimenpiteitä.

Maatalouden vesiensuojelun perustoimenpiteitä ovat nykyisin viljelyn ympäristönsuojelun suunnittelu ja seuranta, peltokasvien lannoitus, puutarhakasvien lannoitus, kasvipeitteisen kesannon perustaminen, pientareet ja suojakaistat sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpito. Näihin maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteisiin on sitoutunut yli 90 % Oulujoen - lijoen vesienhoitoalueen tiloista.

Keskeisimmiksi maatalouden vesiensuojelua tehostaviksi lisätoimenpiteiksi on Oulujoen - lijoen vesienhoitosuunnitelmassa esitetty toimenpiteitä, joiden avulla voidaan hallita peltojen ravinnepäästöjä ja vähentää peltojen ravinnevarastoja. Vesienhoitoalueella peltojen keskimääräiset fosforitaseet ovat suuria. Alueella on lisäksi paljon tasaisia turvemaapeltoja, joilta fosfori huuhtoutuu vesistöihin pääosin liukoisessa muodossa. Tätä liukoista kuormitusta ei voida tehokkaasti vähentää nykyisillä, suurelta osin eroosion vähentämiseen tähtäävillä toimenpiteillä. Tässä tilanteessa ve-

siensuojelua on katsottu voitavan tehostaa optimaalisella lannoituksella, lannan hyödyntämisen merkittäväällä tehostamisella ja peltojen ravinnevarastoa hyödyntävällä viljelyllä. Vesienhoitosuunnitelmassa on pidetty lisäksi tärkeänä lisätä peltojen talviaikaista kasvipeitteisyyttä, suojavyöhykkeitä, kosteikkoja ja säätösalaajitusta sekä tehostaa lannan jatkokäsittelyä ja pohjavesialueiden peltoviljelyn vesiensuojelua. Tarpeelliseksi on todettu myös tilakohtainen tehostettu koulutus ja neuvonta. Keskeistä suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen lisäämistavoitteen toteuttamisessa on saada toteutetuiksi yleissuunnitelmissa esitetyt kohteet.

Maatalouden ympäristötukijärjestelmä on tärkeä työväline kuormituksen vähentämisessä. Sanginjoella ympäristötuen lisätoimenpiteisiin sitoutuneita tiloja on reilu kymmenen kappaletta. Toteutettavia lisätoimenpiteitä ovat vähennetty lannoitus, talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus sekä ravinnetaseet. Sanginjoen alueelle on perustettu kaksi suojavyöhykettä maatalouden ympäristötuen erityistuella, mutta suojavyöhykkeiden yleissuunnitelmaa ei ole kuitenkaan vielä laadittu. Maatalouden ympäristötuen erityistuella perustettuja kosteikkoja ei tällä hetkellä ole Sanginjoen alueella. Paikkatietotarkastelun perusteella alueelta olisi kuitenkin löydettävissä viisi kosteikkopaikkaa, jotka täyttävät erityistuen ehdot (Vemala).

Sanginjoelle tehdyn VIHMA-mallinnuksen perusteella sekä suojavyöhykkeillä että kosteikoilla voidaan vähentää jokeen kohdistuvaa kiintoaine- ja ravinnekuormitusta. Talviaikainen kasvipeitteisyys vähentää hyvin kiintoaineen ja jonkin verran myös typen kuormitusta, mutta lisää liukoisen fosforin kuormitusta. Sillä ei voidakaan vähentää tehokkaasti kokonaisfosforikuormitusta. Toisaalta se ei kuitenkaan näyttäisi lisäävän huuhtoutuvan kokonaisfosforin määrää, mikä taas tapahtuisi suorakylvöön siirryttäessä. Liukoisen fosforin määrää pelloissa saadaan pienennettyä myös lannoituksen vähentämisellä.

Projektissa tehdyn työn perusteella Sanginjoen valuma-alueelle suositellaan suojavyöhykkeiden ja maatalouskosteikkojen yleissuunnitelman laatimista maatalouden kuormituksen vähentämistarpeiden toteuttamiseksi. Tämä suunnitelma tulisi laatia ainakin niille joen osavaluma-alueille, joilla maatalous on suurin kuormittaja. Peltojen liukoisen fosforin määrää tulee vähentää optimaalisella lannoituksella ja peltojen ravinnevarastoa hyödyntävällä viljelyllä.

Alueella on tärkeää toteuttaa myös kaikki Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelmassa ja vesienhoidon toimenpideohjelmassa esitetyt maatalouden vesiensuojelutoimenpiteet olemassa olevien vesiensuojeluohjeistojen mukaisesti.

8.2.2 Metsätalous

Metsätaloutta harjoitetaan Sanginjoen koko valuma-alueella. Sen puitteissa harjoitettaville toimenpiteille on tyypillistä painottuminen joen pääuomaan laskevien sivu-uomien valuma-alueille. Metsätalouden toimenpiteistä aiheutuvan kuormituksen vähentäminen parantaa Sanginjoen tilaa joen koko valuma-alueella. Kuormituksen vähentämistoimenpiteiden ja niiden tehostamisen vaikutukset joen tilaan ovat kuitenkin sitä merkittävämmät, mitä suuremman osan jokeen kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta metsätalous muodostaa. Tällaisia metsätalouden merkittävästi kuormittamia alueita joen valuma-alueella ovat Koivuojan, Pilpaojan, Puutturin, Itäojan ja Koivujoen osavaluma-alueet. Näistä Puutturin osavaluma-alueelta jokeen eri lähteistä kohdistuvan fosforikuormituksen tämänhetkisen kokonaistason ($P \text{ kg km}^{-2} \text{ v}^{-1}$) voidaan arvioida ilmentävän kuormituksen suurehkoa, ja muilta osavaluma-alueilta kohtalaista vaikutusta vesistön tilaan (taulukko x)

Tila-arvioinnista saatujen tulosten (taulukko y) perusteella joen tilaa tulee parantaa kaikilla edellä mainituilla metsätalouden merkittävästi kuormittamilla osavaluma-alueilla. Ekologisen tilan ja veden kokonaisfosforipitoisuuden perusteella tehdystä luokittelusta saatujen tulosten mukaan tilan parantamisen tarvetta on erityisesti Puutturin osavaluma-alueella sekä Itäojassa. Tilan parantamisen tarvetta on myös Koivuojoessa, Pilpaajoessa ja Koivujoessa, joiden tila on nykyisin tyydyttävä. Oman haasteensa alueella suoritettaville vesiensuojelutoimenpiteille asettaa Koivuojan alaosa, jonka ekologinen tila on pohjaeläimistön ja piilevien esiintymisen perusteella erinomainen, mutta kokonaisfosforipitoisuudet tyydyttävällä tasolla. Täällä vesiensuojelutoimenpiteet tulee suorittaa niin tehokkaasti, että vesistön tila ei pääse heikentymään.

Metsätalouden vesiensuojelussa nykyisin käytössä olevia toimenpiteitä ovat kiintoainekuormituksen vähentämiseen suunnitellut vesiensuojelumenetelmät kunnostusojituksissa (lietekuopat, kivi- ja perkauskatkot, laskeutusaltaat) sekä vesien suotautumiseen perustuvat vesiensuojeluratkaisut, lähinnä pintavalutus, joilla voidaan kiintoainekuormituksen lisäksi vähentää myös vesistöihin kohdistuvaa liukoisten ravinteiden kuormitusta. Pienimuotoinen pintavalutus kuuluu myös kunnostusojituksen vesiensuojelun perusrakenteisiin. Pintavalutusta käytetään yleisesti laskeutukseen perustuvien menetelmien lisäksi valtion mailla. Muiden vesiensuojelukosteikkotyyppeiden käyttö on ollut vähäistä. Hakkuiden ja metsälannoitusten vesistökuormitusta vähennetään suojavyöhykkeillä. Metsätalouden ojitusten eroosiohaittoja torjutaan lisäksi pohja- ja putkipadoilla sekä vesiensuojelukosteikoilla.

Keskeisimmiksi metsätalouden vesiensuojelua tehostaviksi lisätoimenpiteiksi on Oulujoen - lijoen vesienhoitosuunnitelmassa esitetty metsätalouden kuormitusta tehokkaimmin vähentävien käytökelpoisten vesiensuojelumenetelmien käytön lisäämistä metsätalousalueilla. Oulujoen – lijoen vesienhoitoalueen vesienhoidon toimenpideohjelmassa tämän tehostamistarpeen on todettu koskevan myös hyvässä tilassa olevia pintavesiä ja korostuvan erityisesti latvavesien sekä pienvesien alueilla. Tämä tärkeä näkökohta tulisi huomioida myös Sanginjoen valuma-alueella. Vesienhoitoalueen toimenpideohjelmassa yhdeksi keskeiseksi metsätalouden vesiensuojelun lisätoimenpiteeksi on todettu vesien suotautumiseen perustuvien menetelmien, erityisesti pintavalutuksen, käytön laajentaminen kunnostusojituksissa, navero- ja ojitusmätästyksissä, lannoituksissa ja hakuissa. Lisäksi on todettu tarvittavan ohjeistusta ja koulutusta turvemaametsien ojitusalueiden lannoituksille. Muita ohjelmassa mainittuja lisätoimenpiteitä ovat metsätalouden eroosiohaittojen torjunta verraten suurialaisten, pintavalutuskenttiä, pohja- ja putkipatoja sekä kosteikkoja sisältävien vesiensuojeluratkaisujen avulla, kunnostusojituksen vesiensuojelun tehostaminen pienimuotoisilla pintavalutuskentillä sekä pohja- ja putkipadoilla, vesiensuojelun suunnittelun tehostaminen luonnonhoitohankkeilla ja muulla valuma-aluekohtaisella suunnittelulla, pintavalutuskenttien ja kosteikkojen yleissuunnittelun kehittäminen ja käyttöönotto käytännön vesiensuojelun suunnittelussa sekä tilakohtainen koulutus ja neuvonta. Lisäksi ohjelmassa on todettu tarpeelliseksi kehittää uusia vesiensuojeluratkaisuja ja vesiensuojelun ohjauskeinoja.

Hankkeen aikana testattujen putkipatorakenteiden seurannassa keskityttiin arvioimaan niiden vaikutuksia ojitusalueelta tulevaan happamaan huuhtoumaan ja veden laadun seurannassa ei arvioitu rakenteiden vaikutusta ravinteisiin ja kiintoaineseen. Alueella kuitenkin havaittiin, että putkipatorakenteen yläpuoliseen ojastoon pidättyi erittäin runsaasti kiintoainetta, mikä viittaa siihen, että rakenne pidättää hyvin kiintoainetta. Samoin aikaisemmat tutkimukset osoittavat, että putkipatorakenteella voidaan vähentää ravinteiden ja kiintoaineen kulkeutumista. Näiden tutki-

musten perusteella voidaan todeta, että putkipatorakenne on suositeltava vesiensuojelutoimenpide kunnostusojituksen yhteydessä.

Projektissa tehdyissä maastotutkimuksissa saatiin viitteitä siitä, että putkipatorakenne on suositeltava vesiensuojelutoimenpide myös Sanginjoen valuma-alueella. Sillä voidaan vaikuttaa veden laatuun osana laajempaa vesiensuojelukokonaisuutta ja se on siksi suositeltava toimenpide erityisesti kunnostusojitusten yhteydessä. Ojitetun alueen alapuolelle hankkeen puitteissa perustetun putkipatorakenteen yläpuoliseen ojaan pidättyi erittäin runsaasti kiintoainetta, joten rakenne todennäköisesti vähensi tehokkaasti jokeen kohdistuvaa kiintoainekuormitusta. Hankkeessa ei kuitenkaan selvitetty putkipatorakenteiden vaikutusta ravinne- ja kiintoainekuormitukseen, vaan keskityttiin selvittämään putkipatojen merkitystä vesistöön maaperästä kohdistuvan happaman huuhtouman torjunnassa. Kuten kappaleessa 8.1.2 on todettu, putkipatojen ei havaittu selkeästi vaikuttavan ojitusalueelta tulevaan happamaan huuhtoutumaan. Suurten sadantojen yhteydessä padotusalueella havaittiin kuitenkin pienempi pH-arvon muutos kuin vertailualueella, jossa putkipatorakennetta ei ollut. Padotuksella ei havaittu myöskään olevan tulovesien puskurikykyä lisäävää vaikutusta. Putkipadolla pystyttiin kuitenkin pidentämään ojitusalueen vesien viipymää, mikä on todennäköisesti suurin syy kiintoaineen pidättymiseen putkipatorakenteen yläpuoliseen ojaan.

Metsätalouden vesiensuojelua ohjaavat ympäristönsuojelulaki ja vesilaki sekä niiden nojalla annetut säädökset ja myös kaavoissa esitetyt asiat. Myös metsälaki edellyttää kestävästä metsien hoitoa ja ympäristöasioiden huomioon ottamista metsätaloudessa. Tätä edellytetään lisäksi kestävästä metsätalouden rahoituslainsäädännön tukea myönnettäessä. Edellä mainitut vaatimukset on otettu huomioon metsätalouden toimijoille laadituissa valtakunnallisissa, yksityiskohtaisissa metsätalouden vesiensuojeluohjeistoissa, jotka päivitetään säännöllisesti aina kulloinkin olemassa olevan uuden tiedon mukaisiksi. Lisäksi vesiensuojeluohjeita sisältyy metsänhoitoyhdistysten ohjeistoihin sekä metsänomistajille laadittuihin työlajiohjeisiin. Nykyisin lähes kaikki vesienhoitoalueen metsäalan toimijat ja metsänomistajat ovat sitoutuneet PEFC-metsäsertifiointijärjestelmään, jossa sitoudutaan noudattamaan yhteisesti sovittuja kestävästä metsätalouden kriteerejä. Etenkin suuret toimijat seuraavat sisäisesti oman toimintansa ympäristöasioiden laatua. Lisäksi maa- ja metsätalousministeriö määrää tehtäväksi tarkastuksia, joihin sisältyy muun muassa ympäristöasioita. Metsäkeskus ja muut isot toimijat seuraavat metsätalouden vesiensuojelun toteutumista luontolaadun seurantatarkastuksilla.

Projektissa tehdyn työn perusteella Sanginjoen valuma-alueelle suositellaan pintavalutus kenttien ja kosteikkojen yleissuunnitelman laatimista metsätalouden eri toimenpiteistä aiheutuvan kuormituksen vähentämiseksi. Tämä suunnitelma tulisi laatia ainakin niille joen osavaluma-alueille, joilla metsätalous on suurin kuormittaja. Projektin tulokset joen valuma-alueella sijaitsevista pintavalutus kentiksi soveltuvista alueista ovat käytettävissä tämän suunnitelman laadinnassa. Lisäksi joen valuma-alueelle suositellaan sekä suolle että myös mineraalimaalle perustettavien pintavalutus kenttien tehostettua käyttöä metsätalouden vesistökuormituksen vähentämisessä. Myös putkipatorakenteet ovat suositeltavia metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteitä.

Alueella on tärkeää toteuttaa myös kaikki Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelmassa ja vesienhoidon toimenpideohjelmassa esitetyt metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteet olemassa olevien vesiensuojeluohjeistojen mukaisesti.

8.2.3 Turvetuotanto

Turvetuotantoa Sanginjoella on Sanginjoen suualueen, Sankilammen, Pilpaojan, Itäojan ja Koivujoen osavaluma-alueilla. Konnansuolta vedet laskevat Konnanojan kautta Sanginjoen pääuomaan Sankilammen alapuolella, Hautasuolta Sanginjokeen Sankilammen yläpuolella, Miehonsuolta ja Turvesuolta Pilpaojaan, Haarasuolta Koivujokeen joen alaosalla ja Korentosuolta Itäojaan ennen Sanginjärveä. Turvetuotannosta aiheutuvan kuormituksen osuus jokeen kohdistuvasta kokonaisfosforikuormituksesta on suurimmillaan Pilpaojan ja Koivujoen valuma-alueilla (taulukko x). Pilpaojassa tämä osuus on 14 % ja Koivujoella 8 %. Muilla sen kuormituksen kohteena olevilla osavaluma-alueilla sen osuus on pieni, 1 tai 3 % jokeen kohdistuvasta kokonaisfosforikuormituksesta. Koivuojan, Puutturin, Sanginjärven ja Iso-Vuotungin osavaluma-alueilla ei ole turvetuotantoa.

Turvetuotannon kuormituksen vähentäminen parantaa Sanginjoen vesistön tilaa Sanginjoen pääuomassa, Sankilammessa, Pilpaojassa, Itäojassa - Sanginjärvässä ja Koivujoessa - Sanginjoen keski-osassa. Kuormituksen vähentämistoimenpiteiden vaikutukset joen tilaan ovat merkittävimmät Pilpaojan ja Koivujoen valuma-alueilla, missä turvetuotannon osuus vesistöön kohdistuvasta kuormituksesta on suurimmillaan. Pilpaojan ja Koivujoen valuma-alueilta jokeen eri lähteistä kohdistuvan fosforikuormituksen tämänhetkinen kokonaistaso ($P \text{ kg km}^{-2} \text{ v}^{-1}$) ilmentää kuormituksen kohtalaista vaikutusta vesistön tilaan (taulukko x).

Tila-arvioinnista saatujen tulosten (taulukko y) perusteella joen tilaa tulee parantaa kaikilla turvetuotannon kuormittamilla osavaluma-alueilla. Tilan parantamisen tarvetta on myös Sankilammen valuma-alueella ja Pilpaojassa, joiden nykyinen tila on tyydyttävä, sekä Itäojassa, jonka tila on tyydyttävä-välttävä. Näin on myös Koivujoessa, jonka ekologiseksi luokaksi on pohjaeläimistön ja pii-levien perusteella annettu tyydyttävä.

Kaikkien turvetuotantoalueiden vesistökuormitusta vähennetään nykyisin vesienkäsittelyn perusmenetelmillä, joita ovat tuotantoalueen eristysojitus, sarkaoja-altaat, lietteenpidättimet sekä laskeutusaltaat. Lisäksi käytetään tehostettuja vesienkäsittelymenetelmiä, joilla voidaan pidättää kiintoaineen lisäksi ravinteita ja liuennetta orgaanisia aineita. Näistä tällä hetkellä yleisimmin käytetty on pintavalutus. Muita käytössä olevia vesiensuojelumenetelmiä ovat virtaamansäätö, vesiensuojelukosteikot, kasvillisuuskentät, maaperäimeytys ja kemiallinen käsittely. Keskeisiä lisätoimenpiteitä, joiden on Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueella todettu olevan jo osa nykyistäkin käytäntöä, ovat turvetuotannon sijainninhjaus, valuma-alueittainen suunnittelu, parhaan käyttökelpoisen tekniikan käyttö kuormituksen vähentämisessä turvetuotantoalueen koko elinkaaren ajan sekä tuotannosta vapautuvien alueiden jälkikäytön suunnittelu.

Sanginjoen valuma-alueella sijaitsevilla turvetuotantosoilla yleisin vesienkäsittelymenetelmä on tuotantokaudella pintavalutus ja talviaikana laskeutusallas. Hautasuolla ja Miehonsuo I:llä ei ole käytössä pintavalutuskenttää, mutta niillä on laskeutusaltaan lisäksi käytössä virtaamansäätö.

Turvetuotanto on luvanvaraista toimintaa. Ympäristönsuojeluasetuksen mukainen ympäristölupa vaaditaan turvetuotannolta ja siihen liittyvältä ojitukselta, jos tuotantoala on yli 10 hehtaaria, ja myös tätä pienemmiltä tuotantoalueilta, jos niiden toiminnasta voi aiheutua pinta- tai pohjavesien pilaantumista. Ympäristönsuojelulaki edellyttää luvanvaraisilta toiminnoilta parhaan käyttökelpoisen tekniikan (BAT) ja parhaan käytännön periaatteen (BEP) soveltamista. Turvetuotantoalueiden ympäristöluvuissa annetaan määräyksiä muun muassa vesiensuojelurakenteista, niiden kunnossa-

pidosta ja käytöstä sekä käyttö-, päästö- ja vaikutustarkkailusta. Uusilta turvetuotantoalueilta vaaditaan yleensä aina vähintään pintavalutuskenttää tai muuta sen tasoista vesiensuojelua. Myös mahdollisuudet ympärivuotiseen pintavalutuksen toteuttamiseen on selvitettävä tuotantoalueen koosta riippumatta.

Sanginjoen valuma-alueella on tärkeää toteuttaa kaikki Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelmassa ja vesienhoidon toimenpideohjelmassa esitetyt turvetuotannon vesiensuojelutoimenpiteet turvetuotantoalueille annetuissa ympäristöluvuissa esitettyjen määräysten sekä olemassa olevien vesiensuojeluohjeistojen mukaisesti. Suositellaanko vesiensuojelukosteikkojen yhteiskäyttöä metsätalouden kanssa?

8.2.4 Haja- ja loma-asutus

Haja-asutusta on koko Sanginjoen valuma-alueella, Pilpaajan ja Koivujoen valuma-alueita lukuun ottamatta. Sen osuus jokeen kohdistuvasta kokonaisfosforikuormituksesta on suurimmillaan, 26 % ja 21 %, Sanginjoen suualueen ja Iso-Vuotungin osavaluma-alueilla (taulukko x). Sankilammen, Koivuojaan, Sanginjärven ja Itäojan osavaluma-alueilla se muodostaa 10–15 % kokonaisfosforikuormituksesta.

Haja-asutuksen kuormituksen vähentäminen parantaakin Sanginjoen tilaa lähes joen koko valuma-alueella, merkittävimmin Sanginjoen suualueen ja Iso-Vuotungin osavaluma-alueilla. Näistä kummaltakin osavaluma-alueelta jokeen eri lähteistä kohdistuvan fosforikuormituksen tämänhetkisen kokonaistason ($P \text{ kg km}^{-2} \text{ v}^{-1}$) voidaan arvioida ilmentävän kuormituksen vakavaa vaikutusta vesistön tilaan (taulukko x). Ekologisen tilan ja veden kokonaisfosforipitoisuuden perusteella tehdystä luokittelusta saatujen tulosten mukaan tilan parantamisen tarvetta on erityisesti Sanginjoen suualueen Lylyojassa, Kuuro-ojassa ja Laukkalaojassa, joiden tila on huono-välttävä.

Vuosina 2004–2006 käynnissä olleen haja-asutuksen jätevesien hallinta – hankkeen (Peltola 2006) tulosten perusteella suurin osa Sanginjoenvaluma-alueen vakituisesti asutuista kiinteistöistä joutuu joko tehostamaan tai kokonaan uudelleen rakentamaan jätevesijärjestelmänsä. Myös loma-asutuksen osalta suurimmalla osalla oli puutteellinen jätevesienkäsittelyjärjestelmä. Vuoden 2004 tilanteeseen verrattuna vakituisesti asuttujen kiinteistöjen määrä on pysynyt Sanginjoen valuma-alueella lähes samana (noin 200 kiinteistöä), mutta vapaa-ajan rakennusten lukumäärä on kasvanut aiemmasta kolmestasadasta (300) neljäänsataan (400) rakennukseen.

Haja-asutuksen jätevesien käsittelystä on säädetty asetuksella, joka tuli voimaan vuoden 2004 alussa ja jota päivitettiin vuoden 2011 alussa. Asetuksessa on määrätty, että kaikilla niillä kiinteistöillä, joissa jätevesiä syntyy ja jotka eivät ole liittyneet vesihuoltolaitoksen viemäriverkostoon, on oltava sellainen jätevesien käsittelyjärjestelmä, jolla voidaan saavuttaa riittävän tehokas puhdistustaso. Käsittelyjärjestelmän tulee olla sellainen, että se puhdistaa jäteveden orgaanisesta aineesta vähintään 80 %, fosforista vähintään 70 % ja typestä vähintään 30 %. Jätevesijärjestelmän on täytettävä puhdistustehosta asetetut vaatimukset 15.3.2016 mennessä. Puhdistustasoa koskevan vaatimuksen noudattamisesta vapautuvat kiinteistönomistajat, jotka asuvat kiinteistöllä vakituisesti ja ovat täyttäneet 68 vuotta ennen 9.3.2011. Jätevedet on kuitenkin aina puhdistettava siten, ettei niistä aiheudu ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa. Ikäpoikkeus ei koske loma-asuntoja.

Suomen ympäristökeskuksen internetsivuilta löytyy useita esitteitä, joissa ohjeistetaan siinä, miten asukkaisen tulee edetä jätevesijärjestelmän uusimisessa ja millaisia käsittelyvaihtoehtoja on tarjolla: www.ymparisto.fi/hajajatevesi.

8.3 Yhteenveto toimenpiteistä

Arvio kunnostus- ja hoitotoimenpiteiden (*) vaikutuksista eri tilamuuttujiin Sanginjoella. (*) Toimenpiteissä arvioitu vain tässä hankkeessa testattuja tai arvioituja toimenpiteitä.

++ = toimenpide on erittäin tehokas, + = toimenpide on melko tehokas, 0 = toimenpiteellä ei ole vaikutusta tilamuuttujaan, - = toimenpiteellä on negatiivisia vaikutuksia tilamuuttujaan.

	Toimenpide	Veden laatu					Kalasto
		Happamuus	Fosforipitoisuus	Typipitoisuus	Humuspitoisuus	Kiintoaine	
Metsätalous	Putkipadot	0	+	+	0	++	+
	Lietekuopat	0	+	+	0	++	
	Kaivu- ja perkauskatkat	0	+	+	0	++	
	Laskeutusaltaat	0	+	+	0	++	
	Pintavalutus-kentät	0	++	++	+	++	+
	Kalkkisuodinpädet	+					
	Tuhkan levitys	+					
	Suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen yleissuunnitelma	0	+	+	+	+	+
Maatalous	Talviaikainen kasvipeitteisyys	0	0	+		+	
	Suorakylvö	0	-	++		++	
	Kalkitus	+					
	Säätösalaajitus						
	Suojavyöhykkeet	0	(+)	(+)		+	
	Kosteikot	0	(+)	(+)		+	
	Suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen yleissuunnitelma	0	+	+	+	+	+
Turvetuotanto	Kuivatusvesien kalkitus	+					
	Putkipadot	0	+	+	0	++	+
	Laskeutusaltaat	0	+	+	0	++	+
	Pintavalutus	0	++	++	+	++	+
	Kemikalointi	-	++	++	++	++	+
Haja-asutus							
Kalkitus	Suoraan vesistöön tapahtuva	+					

	kalkitus						
	Rakeisen kalkin levitys koski-alueille	+					

9 Jatkotutkimustarpeet

10 Lähdeluettelo