

↗ Turpeen ja valumavesien raskasmetallipitoisuudet eräillä maankäyttömuodoilta erilaisilla turvemailla

Heavy metal concentrations of peat and runoff water in certain peatlands of different land-use forms

Jaakko Lehtovaara, Juha Ovaskainen ja Anneli Wichmann

Jaakko Lehtovaara, Vapo Oy Polttoaineet

Juha Ovaskainen, geologi, Vapo Oy Polttoaineet

*Anneli Wichmann, Vapo Clean Waters Oy; phone +358 50 590 5498,
email: anneli.wichmann@vapo.fi*

Turvemailta tulevan valumaveden laatu samoin kuin turvemaiden käyttö ovat viime aikoina olleet keskustelun aiheena. Toisaalta EU:n vesipuitedirektiivissä vesiympäristölle haitallisista aineista kaivataan yhä enemmän tietoa. Energiantuotannossa polttoaineen sisältämät epäorgaaniset aineet rikastuvat tuhkaan ja voivat joskus haitata tuhkan hyötykäyttöä. Turvetuotannon valumavesien laatua tarkkaillaan säännöllisesti ravinteiden, humuksen ja kiintoaineen osalta, mutta raskasmetallipitoisuuksia on määritetty vain yksittäistapauksissa. Turpeen osalta raskasmetalleja on vuosien varrella määritetty joissakin tutkimuksissa, mutta kattavaa kartoitusta moderneilla määrittämenetelmillä ei ole tehty. Tässä tutkimuksessa määritettiin turpeen raskasmetallipitoisuudet 14 eri maankäytön (metsäojitus, turvetuotantoon valmistelu ja turvetuotanto) kohteella syvyyskerroksittain. Samoilta tutkimuskohteilta seurattiin valumavesien metallipitoisuuksia kerran kuukaudessa kahdeksan kuukauden ajan touko-joulukuussa 2015. Tulokset osoittivat, että sekä turpeen että valumavesien metallipitoisuudet (As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) olivat varsin alhaisia kaikilla tutkimuskohteilla. Maankäyttömuodolla ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää eroa valumavesien metallipitoisuuksissa tai turpeen metallipitoisuuksissa.

Avainsanat: turve, turvemaa, turvetuotanto, raskasmetalli, valumavesi, sulfidi

1. Johdanto

Tieto soidemme luontaisista raskasmetallipitoisuuksista on ollut niukkaa. Turvemaiden raskasmetallipitoisuuksia on Suomessa julkaistu suhteellisen vähän ja tutkimukset ovat usein keskittyneet selvittämään kivennäismaan laadun, kuten sulfidimalmimineralisaation ja mustaliuskevöhykkeiden vaikutusta turpeen pitoisuuksiin

(esim. Salmi 1955, Virtanen 1978, Virtanen 1990, Virtanen 1995, Karinen 2013, Mäkilä ym. 2015) tai rajautuneet muuten suppealle maantieteelliselle alueelle (mm. Virtanen 1991, Virtanen 2005, Virtanen & Lerssi 2008). Myöskään analysoitujen raskasmetallien valikoima tai niiden määrittäysherkkyys ei aina ollut riittävä (Lehtovaara ym. 2014). Erityisesti tietämys on vähäistä elohopean (Hg) osalta, vaikka turvekerrostumien

pitoisuuksia on käytetty eri puolilla maailmaa ihmisen toiminnasta peräisin olevien elohopea- ja muidenkin raskasmetallipäästöjen ja laskeuman arviointiin (mm. Steinnes & Sjobakk 2005, Rydberg ym. 2010, Silamikele ym. 2010, Teirumnieka ym. 2010, Shotyk 2011, Bao ym. 2015). Ainoa julkaistu alueellisesti kattavampi tieto Suomen soiden luontaisista raskasmetallipitoisuuksista sisältyy raporttiin Turvesoiden kemiallinen kartoitus energian tuotantoa silmällä pitäen (Peuravuori & Pihlaja 1988), mutta valitettavasti siinäkään ei ole määrätty elohopeaa.

Tuotetusta turpeesta ja sen käyttöön liittyvistä päästöistä on sen sijaan julkaistu useampia tutkimuksia, viimeisimpänä kartoitus Suomessa vuonna 2014 käytetyn energiaturpeen raskasmetallitasoista (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) (Vähä-Savo ym. 2016).

Soiden turvekerrostumia kattavammin raskasmetallitutkimusta on tehty mm. sammalista (Metsälä 2013), purosedimenteistä (Tenhola & Tarvainen 2008) ja erityisesti maaperästä (GTK/Tapir 2016).

Edellä esitetyissä soiden ja turvemaiden raskasmetallipitoisuuksiin liittyvissä tutkimuksissa ei kuitenkaan ole tutkittu maaperän muokkauksesta aiheutuvaa raskasmetallikuormitusta vesistölle. Tieto turpeen ja yleisemmin maaperän raskasmetallien pitoisuuksien suhteesta vesistökuormitukseen nousee huomioon otettavaksi tekijäksi, koska EU:n vesipuitedirektiivissä (2000/60/EY) on asetettu ympäristölaatu-normit tietyille haitta-aineille. Myös valtioneuvoston asetukset vesienhoidon järjestämisestä sekä vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista edellyttävät huomioimaan metallikuormituksen ja sen vaikutukset vesistössä aiempaa täsmällisemmin, erityisesti kadmiumin ja elohopean, mutta myös nikkeli ja lyijyn osalta (Karvonen ym. 2012).

Hankkeen ensimmäinen vaihe toteutettiin Turvetuotannon ja metsätalouden vesiensuojelutason kehittämishankkeeseen (TASO) kuuluvana erillisosiona vuonna 2013 (Lehtovaara ym. 2014). Kartoitustyössä selvitettiin kolmen eri tuotantosoon turpeen ja kivennäismaiden raskasmetallipitoisuuksia sekä mahdollista korrelaatiota näiden ja valumavesien raskasmetallipitoisuuksien välillä. Tilastollista riippuvuutta turpeen ja valumavesien pitoisuuksien välillä ei kuitenkaan ensimmäisen hankkeen tuloksissa havaittu.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli saada kattavampaa tietoa elinkaarensa eri vaiheissa olevien turvetuotantoalueiden sekä metsäojitettujen soiden turpeen ja valumaveden raskasmetallipitoisuuksista ja näiden välisestä korrelaatiosta. Lisäksi tavoitteena oli verrata turvetuotannon ja metsäojitettujen soiden valumavesien laatua muiden maankäyttömuotojen vesistökuormitukseen ja arvioida pitoisuuksien todellista merkitystä vastaanottavassa vesistössä. Tutkimuskohteiden valinnassa painotettiin sekä maantieteellistä kattavuutta että alueellista vaihtelua turvekerroksessa, kivennäismaalajeissa ja kallioperässä. Esiselvitys edellä mainittujen maa- ja kallioperätiedon osalta pohjautui pääosin Geologian tutkimuskeskuksen kartoitus- ja raporttiaineistoon. Alueellisten ominaisuuksien vertailtavuuden vuoksi tuotannossa olevalle kohteelle pyrittiin löytämään tutkimuspariksi maantieteellisesti samalle alueelle sijoittuva turvetuotantoon valmistelussa oleva tai metsäojitettu suo. Alueellisen kattavuuden ohella tutkimuskohteiden valintaan vaikutti käytettävissä oleva vedenlaatutieto, ottaen huomioon myös tutkimusajankohtaa aikaisempi mittausaineisto. Tästä syystä tämän tutkimuksen tutkimuskohteet ovat pääsääntöisesti turvetuottajan hallussa olevia alueita, joilta vedenlaadun mittausaineistoa on kertynyt turvetuotannon aikaisten kuormitusraporttien ja ympäristölupiin tarvittavien vedenlaatutarkkailujen kautta.

2. Materiaalit ja menetelmät

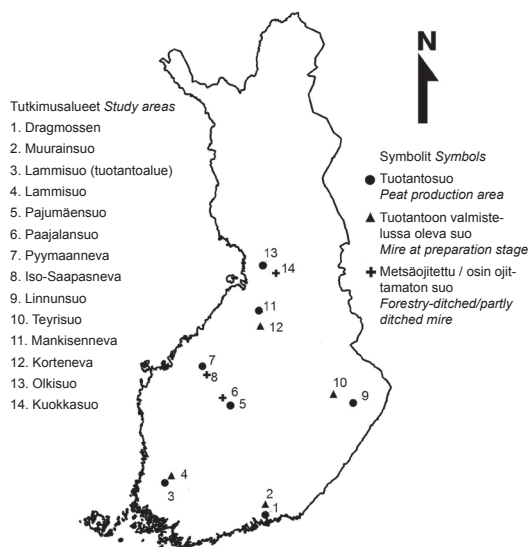
2.1 Tutkimusalueet

Tutkimusmateriaali kerättiin yhteensä 14 eri puolelle Suomea sijoittavalta kohteelta (kuva 1).

Kohteista seitsemän oli jo tuotannossa olevia eri ikävaiheen turvetuotantoalueita. Neljä kohdetta ei ollut vielä varsinaisesti tuotannossa, mutta tuotantoa edeltävät valmistelutyöt oli aloitettu; esim. turvekerroksen kuivatusta varten tehtävät ojalinjat ja muut vesienkäsittelyrakenteet olivat valmiit tai työn alla. Osalla valmisteluvaiheen kohteista oli myös jo poistettu suon pintakasvillisuus tulevien tuotantosarkojen osalta. Kolme suokohdetta oli pääosin metsäojitettuja soita, joilla vanhoja ojalinjoihin lukuun ottamatta ei ollut viitteitä muusta suon hydrologiaan vaikuttavasta

maankäytöstä. Perustiedot kohteista on koottu taulukkoon 1.

Neljä toiminnassa olevaa turvetuotantoaluetta ja neljä tuotantoon valmistelussa olevaa / metsäojitettua kohdetta sijoittui Geologian tutkimuskeskuksen kartoitusaineiston perusteella sulfidiriskialueelle (Geologian tutkimuskeskus 2016). Suomessa tunnetut sulfaattimaat keskittyvät pääsääntöisesti Litorina-meren aikaisiin, yleensä hienorakeisiin (savi, hiesu, hieta) sedimentteihin tai kallioperän mustaliuskevyöhykkeiden läheisiin moreenikerrostumiin (Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011, Edén ym. 2012a). Mustaliuskevyöhykeisiin liittyvät sulfidiset maalajit sijoittuvat yleensä melko lähelle varsinaista isäntäkiveä, johtuen jäätikkösyntyisen moreenin tavallisesti lyhyestä kulkeutumismatkasta (esim. Hirvas 1991, Lehmuspelto 1987 ja Kujansuu & Saarnisto 1987). GTK luokittelee maaperän potentiaalisesti happamaksi sulfaattimaaksi silloin, kun näytteen kokonaisrikkipitoisuus (S) on $> 0,2$ m-% tai näytteen pH laskee vähintään kahdeksan viikkoa kestävän hapetuskokeen eli inkubaation aikana alle 4 ja yli 0,5 yksikköä (Edén ym. 2012b). Jo



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijoittuminen ja maankäyttömuoto.

Fig. 1. The study areas and their land-use.

Taulukko 1. Tutkimuskohteiden valuma-alueiden pinta-ala, maankäyttötiedot ja sulfidiriski

Table 1. The catchment area, land use and sulphide risk of the study areas.

Tutkimusalue Study area	Kunta Municipality	Valuma-alueen pinta-ala ha Catchment area ha	Maankäyttötiedot Land use information			Sulfidiriski Sulphide risk
			Tuotannon alkaminen Start of production	Valmistelutöiden alkaminen Start of preparation	Ojitusvuosi Ditching year	
Tuotantosuo Production sites						
Dragmossen	Loviisa	135	2012	2009		X
Lammisuo	Säkylä	206,4	1982	1978		
Pajumäensuo	Saarijärvi	60,8	1995	1984		
Pyymaanneva	Lappajärvi	143,2	1986	1980		X
Linnunsuo	Kontilahti	72,6	1985	1981		X
Mankisenneva	Siikalatva	145,8	2012	1981		X
Olki-Peurasuo	Oulu	39,4	2010	2007		
Valmistelussa At preparation						
Muurainsuo	Loviisa	69,5		2013		X
Lammisuo	Säkylä	27,4		2014		
Teyrisuo	Polvijärvi	76		2012		X
Korteneva	Siikalatva	117,4		2013		X
Metsäojitettu Forestry ditched						
Paajalansuo	Saarijärvi	82			1980–2000	
Iso-Saapasneva	Lappajärvi	244			1980–2000	X
Kuokkasuo	Pudasjärvi	412			1990-luku	

hapettuneen sulfaattimaan pH on sen sijaan jo lähtökohtaisesti alle 4.

2.2 Näytteenotto

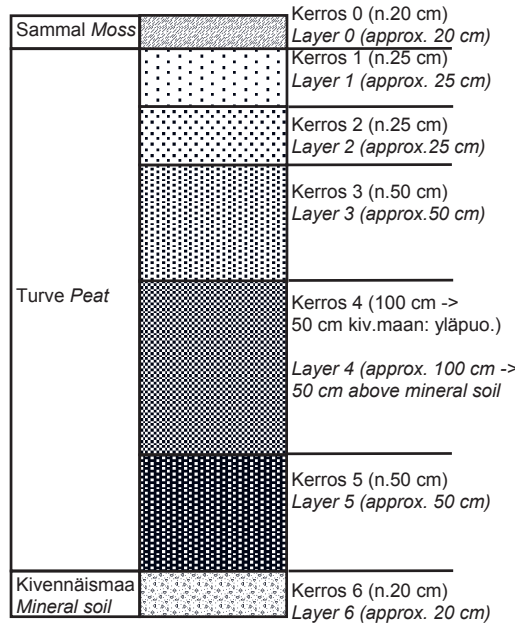
2.2.1 Maaperänäytteet

Tutkimuksen maaperänäytteet otettiin vuosina 2014 ja 2015 kesä-elokuun välisenä ajanjaksona. Näytteenottpisteet sijoitettiin kattavasti vesinäytteenottpisteen yläpuoliselle valuma-alueelle, pistetiheyden vaihdeltaessa kohteittain 1 piste/13–51 ha (keskiarvo 1 piste/22 ha). Tuotantoalueiden ja tuotantoon valmistelussa olevien soiden vesienkäsittelyrakenteelle (pintavalutuskenttä tai kosteikko) sijoitettiin poikkeuksetta 1–2 tutkimuspistettä. Muiden pisteiden sijoittamisessa otettiin huomioon kohdekohtaiset esitiedot turvekerroksen paksuusvaihtelusta ja kivennäismaalajeista.

Näytteenotto toteutettiin venäläistyypisellä suokairalla (halk. 50 mm, pituus 500 mm) sekä heikosti maatuneen pintaturpeen tai hyvin ohuiden turvekerrosten alueella pistolapiolla. Toiminnassa olevien turvetuotantoalueiden ja valmisteluvaiheisten soiden kohdalla, joissa sarkaojat oli jo kaivettu, tutkimuspisteet sijoitettiin mahdollisuuksien mukaan n. 2–3 m sarkaojan reunasta tuotantosaran keskiosaa kohden. Tällä kohden sarkaa ojien aiheuttaman huuhtoutumisvaikutuksen arvioitiin olevan pienimmillään.

Näytteet otettiin TASO-hankkeen erillisselvityksen (Lehtovaara ym. 2014) tapaan kerroksittain, yksittäisen näytteenottoprofiilin jakaantuessa enintään seitsemään eri kerrokseen (kuva 2). Joillakin alueilla täydellisen profiilin edellyttämää seitsemää kerrosta ei kuitenkaan esiintynyt, jolloin näiltä osin yksittäiset profiilit saattoivat jäädä vajaaksi. Myöskään tuotantoalueiden pintavalutuskentille (PVK) ja kosteikoille sijoituvilla pisteillä näytteenottoa ei nähty tarpeelliseksi ulottaa yli 50 cm:n kerrospaksuudelle. Veden virtauksen ja aineksen pidättymisen on arvioitu olevan suurimmillaan turvekerroksen ylimmässä 20 cm:n pintakerroksessa (Ihme 1994).

Kustakin profiilin kerroksesta määritettiin maastossa tutkimuksen kannalta oleelliset tiedot. Näytepisteillä, joissa esiintyi suonpinnan pohjakasvillisuutta (kerros 0) määritettiin näytteen



Kuva 2. Maaperänäytteenottoprofiili ja kerrostasot.

Figure 2. The soil sampling profile and the layer levels.

dominoiva sammallaji sukutasolle. Varsinaisista turvekerroksista (kerrokset 1–5) määritettiin turpeen laji- ja maatuneisuusaste (von Post 1922 mukaan). Turpeen alapuoleisesta kivennäismaasta (kerros 6) määritettiin maalajin rakeisuus mukailen Aaltosen ym. (1949) RT-luokitusta sekä mahdolliset sulfidiseen kivennäismaalajiin viittaavat indikaatiot. Maastohavainnoinnissa sulfidisen rikin suurta pitoisuutta ilmentää yleensä maalajin tummansävyiset juovat ja mädän kananmunan kaltainen haju (Hadzic ym. 2014). Laboratoriossa maastohavainnot varmistettiin kivennäismaalajinäytteiden kokonaisrikkipitoisuuden ja pH:n määrittelyllä.

Kaikki sammal-, turve- ja kivennäismaalajinäytteet pakattiin ylimääräinen ilma poistaen mahdollisimman ilmatiiviisti minigrip-pusseihin, ja ne toimitettiin väliaikaissäilytykseen Vapo Oy:n laboratoriotilojen kylmähuoneeseen (n. +5 °C). Laboratoriossa näytteenottpisteiden yksittäiset vastaavat syvyyskerrokset yhdistettiin koko suota edustaviksi kerroskokoomanäytteiksi. Kerroskokoomanäytteiden ominaisuustiedot muodostettiin näytepisteiden syvyyskerroksien ominaisuustietojen keskiarvona.

Taulukko 2. Tutkimuskohteiden näytteenottoprofilien ominaisuudet

Table 2. The properties of the sampling profiles.

Tutkimusalue <i>area</i>	Study	Kerrostasot <i>Layer levels</i>	Kerrostasojen keskimääräiset ominaisuudet <i>Mean qualities of layer levels</i>						Kivennäismaalaji <i>Mineral soil</i>
			Suon pinta <i>Surface</i>			Turvelaji ja maatumaisuus <i>type and humification</i>			
			Kerros 0 <i>Level 0</i>	Kerros 1 <i>Level 1</i>	Kerros 2 <i>Level 2</i>	Kerros 3 <i>Level 3</i>	Kerros 4 <i>Level 4</i>	Kerros 5 <i>Level 5</i>	Kerros 6 <i>Level 6</i>
Tuotantosuo/vesienkäsittelyrakenne <i>Production site/Water treatment method</i>									
Dragmossen		1–6		CSH5	CSH5	CSH4	CSH5	SCH5	Mr till
Dragmossen PVK									
Dragmossen Overland flow field (OFF)		0–2	SPH	ERS4	ERS4				
Lammisuo		1–5		SCH5	SCH5	ERCSH5	SCH6	SCH5	
Lammisuo PVK OFF		0–2	SPH	ERSH4	ERSH4				
Linnunsuo		1–5		SCH5	SCH5	SCH6	LSCH7	SCH5	HkMr/Sa <i>Sand-rich till/ clay</i>
Linnunsuo kosteikko									
Linnunsuo Wetland		1,5		LSCH6				LSCH6	HkMr/Sa
Mankisenneva		1–6		SCH5	ERSCH6	ERSCH6	SC6	SC6	Hs Silt
Mankisenneva PVK OFF		0–2	SPH	SCH5	SCH5				
Olki-Peurasuo		1,2,5		SCH6	SCH5			SCH5	Mr
Olki-Peurasuo PVK OFF		0–2	SPH	ERSH3	ERSH3				
Pajumäensuo		1–5		SCH5	SCH5	SCH5	SCH5	SCH6	Mr
Pajumäensuo PVK OFF		0–2	SPH	ERSCH4	ERSCH4				
Pyymaanneva		1–5		CSH5	ERSH4	CSH5	SCH5	SCH6	Mr
Pyymaanneva PVK OFF		0–2	SPH	ERSH3	ERSH3				
Valmistelussa <i>At preparation</i>									
Korteneva		0–6	SPH	CSH4	SCH5	SCH5	SCH5	SCH6	Ht/LjHs <i>Fine sand/ Silt-rich gyttja</i>
Lammisuo		0–5	SPH	SH4	ERSH4	ERSH4	SCH5	SCH5	HkMr
Muurainsuo		0–6	SPH	SH4	ERSH4	ERCSH5	SCH5	SCH5	Sa
Teyrisuo		0–6	SPH	CSH5	CSH5	CSH6	SCH5	SCH6	Sa
Metsäojitettu <i>Forestry ditched</i>									
Iso-Saapasneva		0–5	SPH	SH4	ERSH4	ERSH4	CSH5	SCH5	Hs/Ht
Kuokkasuo		0–5	SPH	SCH5	SCH5	SCH5	SCH5	SCH5	Hk
Paajalansuo		0–5	SPH	ERCSH4	ERCSH3	CSH4	SCH5	SCH5	Mr

Tuotannossa olevista soista kolmen kohteen kerroskokoomanäytteet 1–3 (n. 0–100 cm) olivat rahkavaltaisia niin tuotantoalueiden kuin pinta-
valutuskenttien osalta. Väli- ja pohjakerrokset (kerrokset 4–5) olivat rahkasaturvetta. Kolmen tutkimusalueen profiilit olivat kaikilta osin saravaltaisia, lukuun ottamatta Olki-Peurasuo
pvk-alueen profiilia (taulukko 2).

Turvetuotannon valmisteluvaiheessa olevista ja metsäojitetuista soista viisi tutkimusalueita on karuja keidastyypisiä soita, joiden kerroskokoomanäytteet 1–3 (n. 0–100 cm) olivat rahkavaltaisia. Tutkimusalueista kaksi sijoittuu pohjoisborealisen aapasuovyöhykkeen eteläiselle osalle. Näiden kohteiden kerrokset 1–3 olivat

saravaltaisia. Kerroskokoomanäytteiden väliturvekerros (kerros 4) on kaikilla tutkimusalueilla rahkasara- tai sararahkaturvetta ja pohjakerros (kerros 5) poikkeuksetta rahkasaturvetta.

2.2.2 Valumavesinäytteet

Kaikilta tutkimuskohteilta otettiin kerran kuukaudessa vesinäyte alueelta lähtevästä valumavedestä touko-joulukuu 2015 välisenä aikana; yhteensä kahdeksan näytettä kultakin kohteelta. Tarkkailujakso ei sisältänyt kevättulvaa millään tutkimuskohteella näytteenoton myöhäisen aloituksen vuoksi. Turvetuotannossa olevilta alueilta otettiin lisäksi neljältä kohteelta myös pintavalutuskentän

yläpuolinen näyte. Näytteenoton sekä näytteiden toimittamisen analysoivalle laboratoriolle hoiti kunkin kohteen velvoite- tai ennakkotarkkailua hoitava konsultti. Näytteenotossa noudatettiin Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:n (KVVY) ohjetta pienten pitoisuuksien analytiikan näytteenotosta. KVVY myös toimitti kaikille näytteenottajille tarkoituksenmukaisesti käsitellyt näytteenottoastiat.

2.3 Näytteiden esikäsittely laboratoriossa analysejä varten

2.3.1 Turve- ja sammalnäytteet

Kaikkien tutkimuskohteiden kerroskokoomanäytteet ilmakeivattiin (2–3 vrk lämpökaapissa, +35 °C) ja jauhettiin analyysihienouteen (0,5 mm seulan läpi) Retsch ZM 200-myllyllä, terämateriaalina titaani.

Lisäksi kaikkien tutkimuskohteiden pintaosien (kerrokset 0 ja 1) kerroskokoomanäytteiden (kuva 2) rinnakkaisnäytteet kuivattiin lämpökaapissa +105 ± 2 °C lämpötilassa yön yli (n. 16 h) ja jauhettiin sen jälkeen analyysihienouteen samalla tavoin kuin ilmakeivatut näytteet. Korkeamman lämpötilan kuivatus tehtiin sen selvittämiseksi, onko kuivatuslämpötilalla mahdollista vaikutusta näytteiden elohopeapitoisuuksiin.

2.3.2 Kivennäismaanäytteet

Kivennäismaanäytteistä muodostetut kerroskokoomanäytteet kuivattiin lämpökaapissa (+35 °C, yli 2 vrk) ja jauhettiin analyysihienouteen (0,5 mm seulan läpi) Retsch ZM 200-myllyllä, terämateriaalina titaani.

2.4 Näytteiden analysointi

Turve- ja sammalnäytteiden raskasmetallipitoisuudet määritettiin ensisijaisesti yleisimmällä näytteiden esikäsittelytavalla eli ilmakeivauksella valmistetuista näytteistä. Sen lisäksi tutkittiin korkeammassa lämpötilassa (+105 °C) tapahtuvan esikäsittelyn vaikutusta elohopean (Hg) pitoisuuksiin. Tämä testi korkeammassa lämpötilassa johtuu siitä, että usein polttoaineiden toimitusten yhteydessä muodostetut pidemmän aikajakson

kokoomanäytteet (vk, kk, vuosi) muodostetaan kosteusmäärityksen jälkeen jääneestä kuivatusta näytteen osasta. Standardien mukainen kosteusmääritys tehdään +105 ± 2 °C lämpötilassa. Molempien esikäsittelytapojen tarkoitus on saada näytteet sellaiseen kosteuteen, että ne voidaan jauhaa fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien määrittämisen edellyttämään analyysihienouteen (joko < 1 mm tai < 0,5 mm partikkelikokoon, kuten tässä tapauksessa).

Kivennäismaanäytteiden raskasmetallit määritettiin pelkästään ilmakeivatuista näytteistä.

Muodostetuista kerroskokoomanäytteistä (sekä turve että kivennäismaa) määritettiin arseenin (As), kadmiumin (Cd), kobolttin (Co), kuparin (Cu), nikkelin (Ni), lyijyn (Pb), sinkin (Zn) ja elohopean (Hg), pitoisuudet mg/kg kuiva-aineessa, tuhka- (815 °C) ja rikkipitoisuus m-% kuiva-aineessa sekä pH. Raskasmetallit määritettiin standardin SFS-EN ISO 17294-2:2005 (mod.) mukaisesti ICP-MS-tekniikalla standardin EN 15290:2011 A (mod.) mukaisen märkäpolton jälkeen. Tuhkapitoisuus määritettiin standardin ISO 1171 mukaisesti, rikkipitoisuus standardin ASTM D 4239 (mod.) mukaisesti ja pH kerta-mittauksena suoraan näytteestä standardin SFS 3021:1979 (mod.) mukaisesti. Kaikki määritykset tehtiin Labtium Oy:n Jyväskylän laboratoriossa.

Vesinäytteistä analysoitiin samat metallit liukoisina (suodatus < 0,45 µm) ja kokonaispitoisuuksina kuin maaperästäkin. Metallimääritykset tehtiin ICP-MS -laitteistolla, elohopeapitoisuudet analysoitiin kylmähöyrymenetelmällä (CVAAS). Lisäksi määritettiin sähkönjohtavuus, Grahn-alkaliteetti sekä orgaanisen hiilen liukoinen pitoisuus (DOC). Kaikki käytetyt analyysimenetelmät on akkreditoitu. Mikäli tämän tutkimukseen näytteenottokerralla otettiin myös turvetuotannon velvoite- tai muu tarkkailunäyte, hyödynnettiin myös näitä tuloksia esim. pH:n ja kiintoaineen osalta. Metallipitoisuudet, alkaliteetti, sähkönjohtavuus ja DOC analysoitiin KVVY:n laboratoriossa Tampereella. KVVY:n analyysimenetelmien määrittämisrajat, mittausepävarmuudet ja standardit on koottu taulukkoon 3.

Kunkin tutkimuskohteen vesi- ja maaperänäytteiden keskiarvopitoisuuksien vertailuun tilastollisesti käytettiin IBM SPSS Statistics -ohjelman versiota 23 sekä turve- ja sammalnäytteille

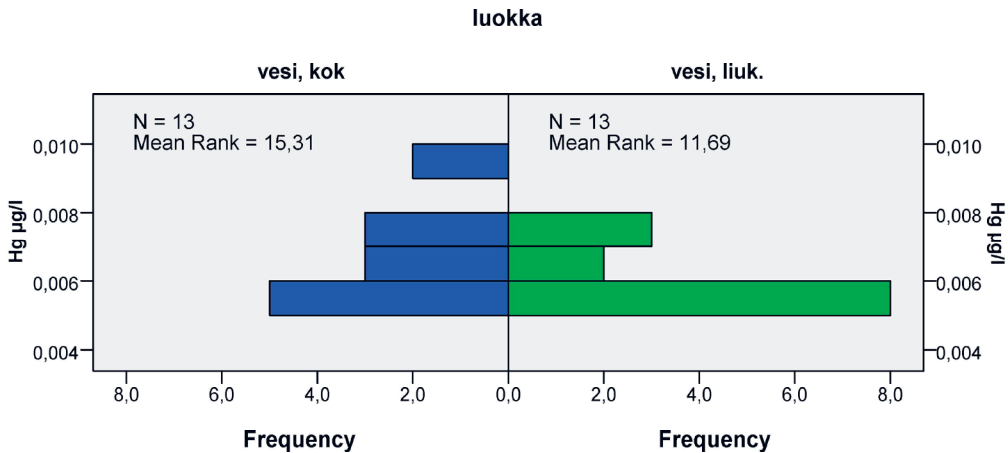
Taulukko 3. Käytetyt analyysimenetelmät sekä niiden määrittysrajat ja mittausepävarmuudet.

Table 3. Analysis methods used and their uncertainties of measurement.

Määrittysparametri Measurement	Menetelmä Analysis method	Määrittysraja Limit of quantification	Mittausepävarmuus Measurement uncertainty
Grahn-alkaliteetti Grahn alkalinity	KVVY LA115, VYH:n ohje, 1987	-1,000 mmol/l	-1,0–0,050 mmol/l 0,0200 mmol/l 0,050–0,10 mmol/l 20,0 % >0,10 mmol/l 12,0 %
DOC	SFS-EN 1484: 1997	1,0000 mg/l	1,0–5,0 mg/l 0,600 mg/l >5,0 mg/l 10,0 %
As, liuk. ja tot. As, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,10 µg/l	0,10–0,66 µg/l 0,1000 µg/l >0,66 µg/l 15,0 %
Hg, tot.	SFS-EN ISO 17852:2008	0,005 µg/l	0,005–0,010 µg/l 0,003 µg/l 0,010–0,020 µg/l 30,0 % 0,020–0,10 25,0 % >0,10 µg/l 15,0 %
Hg, liuk. Hg, sol.	SFS-EN ISO 17852:2008	0,005 µg/l	0,005–0,010 µg/l 0,003 µg/l 0,010–0,020 µg/l 30,0 % 0,020–0,10 25,0 % >0,10 µg/l 20,0 %
Cd, liuk. ja tot. Cd, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,10 µg/l	0,010–0,066 µg/l 0,0100 µg/l >0,066 µg/l 15,0 %
Co, liuk. ja tot. Co, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,050 µg/l	0,050–0,0330 µg/l 0,0500 µg/l >0,066 µg/l 15,0 %
Cu, liuk. ja tot. Cu, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,050 µg/l	0,050–0,0330 µg/l 0,0500 µg/l >0,033 µg/l 15,0 %
Pb, liuk. ja tot. Pb, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,050 µg/l	0,050–0,0330 µg/l 0,0500 µg/l >0,033 µg/l 15,0 %
Ni, liuk. ja tot. Ni, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,050 µg/l	0,050–0,0330 µg/l 0,0500 µg/l >0,033 µg/l 15,0 %
Zn, liuk. ja tot. Zn, sol. and tot.	SFS-EN ISO 17294-1;2006 SFS-EN ISO 17294-2;2005	0,500 µg/l	0,50–3,30 µg/l 0,500 µg/l >3,30 µg/l 15,0 %
Sähkönjohtavuus Electrical conductivity	SFS-EN 27888:1994	1,000 mS/m	1,0–4,0 mS/m 0,200 mS/m >4,0 mS/m 5,0 %

Microsoft Excel-ohjelman versiota 2016. Muihin käsittelyihin paitsi turpeen elohopean analyysimenetelmien vertailuun käytettiin ei-parametrisia menetelmiä (Mann-Whitneyn U-testi, Kruskal-Wallis testin ja Spearmanin korrelaatio), koska osassa analyysiparametreista suurin osa tuloksista oli alle määrittysrajan. Em. turpeen elohopean analyysivertailussa käytettiin kaksisuuntaista t-testiä. Alle määrittysrajan oleville analyysituloksille annettiin lukuarvoksi määrittysraja.

Metallien kokonaispitoisuuksien ja liukoisten pitoisuuksien eroavaisuuden selvittämiseksi kullekin koepisteelle laskettiin keskiarvopitoisuus kullekin metallille ja keskiarvoja testattiin Mann-Whitneyn U-testillä. Testin tuloksen mukaan analysoitujen metallien kokonais- ja liukoiset pitoisuudet eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) toisistaan (p -arvot: Zn 1,000; Co 0,545; Cd 0,801; Ni 0,880; Pb 0,511; Cu 0,801; As 0,579 ja Hg 0,243). Eniten toisistaan poikkesivat



Kuva 3. Esimerkki Mann Whitneyn U-testin jakaumasta, tarkastelu elohopean kokonais- ja liukoisten pitoisuuksien eroista.

Fig. 3. An example of Mann Whitney's U-test distribution, the difference between total and dissolved mercury concentration. The left-hand side is the distribution of the total concentrations, and the right hand side is the soluble concentrations.

elohopean liukoisen ja kokonaispitoisuuden jakaumat (kuva 3). Koska mittausmenetelmien välillä ei ollut eroa, käsiteltiin jatkossa vain liukoisia pitoisuuksia.

Eri maankäyttömuotojen vaikutuksen selvittämiseksi jaettiin aineisto kolmeen eri luokkaan: tuotannossa olevat, tuotantoon valmistellut ja metsäojitetut kohteet (taulukko 1). Kunkin koe-kohteen metallien pitoisuuksien keskiarvojen samankaltaisuutta testattiin Kruskal-Wallis testillä sekä turve- että vesinäytteille.

3. Tulokset ja niiden tarkastelu

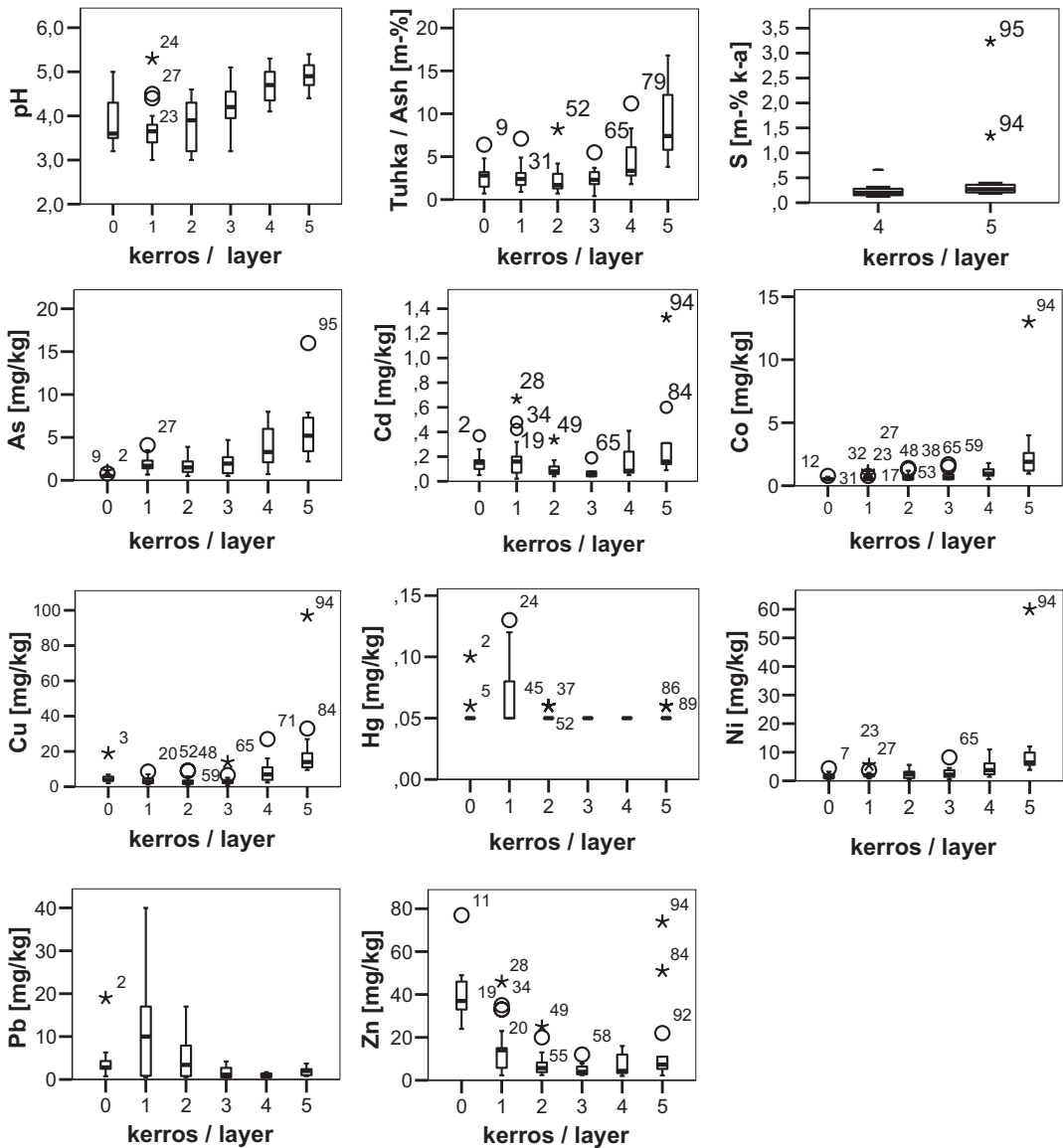
3.1 Turve ja sammal

Turve- ja sammalnäytteistä muodostettujen kerroskokoomanäytteiden analyysitulosten tilastolliset tunnusluvut on esitetty taulukossa 4. Käytetyn analyysimenetelmän määrittämisraja alittui arseenin (As), koboltin (Co), nikkelin (Ni), lyijyn (Pb) sekä erityisesti elohopean (Hg) osalta, jonka tuloksista 74 % oli alle määrittämisrajan 0,05 mg/kg kuiva-aineessa. Arseenin, koboltin, nikkelin ja lyijyn määrittämisraja oli 0,5 mg/kg kuiva-aineessa. Niiden tuloksista oli alle määrittämisrajan arseenin osalta 14 %, koboltin osalta 31 % ja nikkelin osalta 2 %.

Kuvassa 4 ovat turve- ja sammalnäytteiden ominaisuudet syvyyskerroksittain (vrt. kuva 2). Kuvajajista on nähtävissä syvyyskerroksittaisia eroja eri alkuaineiden osalta. Kadmiumin (Cd), lyijyn (Pb), sinkin (Zn) ja elohopean (Hg) pitoisuudet ovat korkeimmillaan, tai niissä on nähtävissä huippu, suon pintakerroksissa (kerrokset 0 ja 1), kun taas arseenin (As), koboltin (Co), kuparin (Cu) ja nikkelin (Ni) pitoisuudet kasvavat pohjaa kohti. Tämä ei noudata täysin luonnontilaisista soista otettujen turveprofiilien jakaumaa laskeumaperäisten (As, Cd, Cu, Pb, Zn, Hg) ja pohjamaavaikutteisten (Co, Ni) kanssa (mm. Bao ym. 2015), koska metsäojitettuja soita ja pintavalutuskenttien näytteitä lukuun ottamatta suon pintakerros on jo kulutettu pois (tuotantosuot) tai sekoitettu tuotantokenttien valmisteluvaiheissa syvempien kerrosten kanssa. Sinkin (Zn) selkeää huippua aivan suon pinnassa (elävässä kerroksessa) selittää myös sinkin kuuluminen kasviraivanteisiin. Profiilit ovat kuitenkin pääpiirteissään hyvin samankaltaiset kuin latvialaisista soista otetut turveprofiilit (Silamikele ym. 2010, Teirumnieka ym. 2010) tai ruotsalaiset ja norjalaiset profiilit elohopean (Hg) osalta (Rydberg ym. 2010, Steinnes & Sjöback 2005). Lyijyn (Pb) ja elohopean kohdalla kiinnittää huomiota se, että korkeimmat pitoisuudet eivät ole pintanäytteissä (kerros 0), vaan välittömästi pintakerroksen

Taulukko 4. Turve- ja sammalnäytteiden ominaisuudet (kuiva-aineesa).
 Table 4. The properties of the peat and moss samples (d.b.).

	pH	Tuhkapiit.		Riikkipiit.		As	Cd	Co	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		Ash cont.	S	m-%/w-%	m-%/w-%								
Tuotantosuo													
<i>Production sites</i>	kpl	<i>n</i>	45	54	11	54	54	54	54	54	54	54	54
(sis. PVK incl. OFF)	keskiarvo	<i>mean</i>	4,18	3,88	0,58	2,70	0,14	0,84	5,53	0,054	3,14	4,63	12,71
	mediaani	<i>median</i>	4,3	3,0	0,3	2,0	0,1	0,6	3,5	0,050	2,3	1,1	6,0
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	0,66	3,02	0,89	2,64	0,12	0,56	5,12	0,016	2,52	7,77	15,07
	maks	<i>max</i>	5,4	16,8	3,2	16,0	0,7	4,0	27,0	0,13	11,0	40,0	77,0
	min	<i>min</i>	3,0	0,7	0,2	<0,5	0,0	<0,5	1,0	<0,05	<0,5	<0,5	2,3
Valmistelussa													
<i>At preparation</i>	kpl	<i>n</i>	24	24	8	24	24	24	24	24	24	24	24
(sis. PVK incl. OFF)	keskiarvo	<i>mean</i>	3,95	3,51	0,35	1,87	0,20	1,50	11,38	0,054	5,43	5,27	17,64
	mediaani	<i>median</i>	3,9	2,0	0,23	1,50	0,11	0,68	5,35	0,050	2,35	3,50	10,00
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	0,74	3,58	0,41	1,64	0,26	2,53	19,54	0,010	11,89	6,13	17,84
	maks	<i>max</i>	5,3	13,7	1,35	6,7	1,33	13,0	97,0	0,09	60,0	24,0	74,0
	min	<i>min</i>	3,1	0,4	0,12	0,5	0,04	0,5	0,8	0,05	0,5	0,5	2,0
Metsäjätetut													
<i>Forestry ditched</i>	kpl	<i>n</i>	12	18	4	18	18	18	18	18	18	18	18
	keskiarvo	<i>mean</i>	4,33	3,41	0,20	3,05	0,16	0,93	5,96	0,057	3,27	5,64	15,06
	mediaani	<i>median</i>	4,3	2,9	0,20	2,25	0,12	0,69	3,6	0,050	2,4	2,6	8,8
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	0,59	2,84	0,03	2,39	0,14	0,79	7,31	0,014	2,61	5,87	15,31
	maks	<i>max</i>	5,3	13,7	0,22	7,9	0,60	3,9	33,0	0,10	12,0	19,0	51,0
	min	<i>min</i>	3,6	1,1	0,17	0,5	0,04	0,5	1,6	0,05	1,0	0,5	2,3
Koko aineisto													
<i>All data</i>	kpl	<i>n</i>	81	96	23	96	96	96	96	96	96	96	96
	keskiarvo	<i>mean</i>	4,13	3,70	0,43	2,56	0,16	1,02	7,07	0,055	3,74	4,98	14,39
	mediaani	<i>median</i>	4,1	2,8	0,26	1,9	0,11	0,67	3,8	0,05	2,3	2,2	7,4
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	0,68	3,11	0,66	2,39	0,170	1,39	11,09	0,014	6,32	7,01	15,81

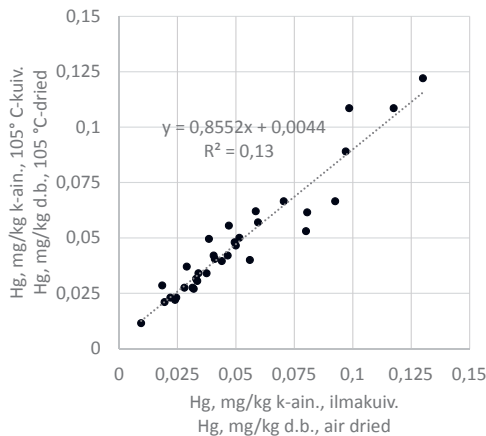


Kuva 4. Turve- ja sammalnäytteiden pH sekä tuhka- ja alkuainepitoisuudet syvyyskerroksittain.

Figure 4. pH, ash content and the concentrations of the chemical elements in moss and in the different peat layers.

alapuolella turpeessa, jossa ne ovat sitoutuneet kasviaineksen maatumisen mukanaan tuomiin turpeen humusaineisiin (Peuravuori & Pihlaja 1988, Silamikele ym. 2010). Profiilit eivät myöskään ole aivan yhteneviä TASO-hankkeen soiden kanssa. Tätä eroa selittänee se, että TASOssa oli mukana vain tuotantosoita ja vain muutama pintavalutus-kentän näyte.

Eri maankäyttömuodon piirissä olevien soiden raskasmetallipitoisuuksien keskiarvot ovat kuparia (Cu), nikkeliä (Ni) ja sinkkiä (Zn) lukuun ottamatta varsin lähellä toisiaan (taulukko 4). Kuparin ja nikkelin eroja selittävät niiden selkeästi muita suuremmat maksimipitoisuudet valmisteluvaiheessa olevilla soilla. Eri maankäyttömuotojen välillä eivät minkään metallin



Parittainen kahden otoksen t-testi keskiarvoille
t-Test: Paired Two Sample for Means

	Keskiarvo	Ilmakuiva	
		Air dried	105 °C
	Mean	0,051	0,048
	Varianssi	0,00086	0,00069
	Havainnot	34	34
	Pearsonin korrelaatio	0,956	
	Arvioitu keskiarvojen ero	Hypothesized Mean Difference	0,000
	va	df	33,000
	t Tunnusluvut	t Stat	1,934
	P(T<=t) yksisuuntainen	P(T<=t) one-tail	0,031
	t-kriittinen yksisuuntainen	t Critical one-tail	1,692
	P(T<=t) kaksisuuntainen	P(T<=t) two-tail	0,062
	t-kriittinen kaksisuuntainen	t Critical two-tail	2,035

Kuva 5. Eri esikäsitelymenetelmillä määritettyjen elohopeapitoisuuksien vastaavuus.

Figure 5. The correspondence of Hg-concentrations with two different sample preparations.

pitoisuuksien keskiarvot eronneet merkitsevästi toisistaan (p-arvot: As 0,223; Cd 0,573; Co 0,215; Cu 0,184; Ni 0,904; Pb 0,868; Zn 0,331 ja Hg 0,594). Rikkipitoisuus on tuotantosoilla ja valmistelussa olevilla selkeästi tavanomaista korkeampi. Turpeen keskimääräinen rikkipitoisuus on GTK:n laajan kartoituksen mukaan 0,24 m-% kuiva-aineessa, 89,9 % pitoisuusvälillä 0,04–0,37 m-% (Herranen 2010), joka vastaa hyvin tuotetun ja käytetyn turpeen keskimääräistä rikkipitoisuutta 0,213 m-% kuiva-aineessa, 95 % enintään 0,43 m-% (Lehtovaara & Salonen 2012). Syy tämän tutkimuksen korkeisiin rikkipitoisuuksiin lienee siinä, että aineistoon valittiin kohteita erityisesti potentiaalisilta sulfaattimailta ja mustaliuskevyöhykkeiltä.

Eri esikäsitelymenetelmillä saadut Hg-tulokset eivät poikkea tilastollisesti toisistaan (IQR-testin mukaan eroja, jotka ovat suurempia kuin –0,010 tai 0,013, olisi pidettävä outlierina) (kuva 5). Vastaava tulos on saatu myös aikaisemmin (Roos-Barracough, F. ym. 2002). Tulokset osoittavat, että tämän tutkimuksen elohopeapitoisuuksia voidaan verrata myös tuotetun ja toimitetun turpeen Hg-pitoisuuksiin.

Turve- ja sammalnäytteiden raskasmetallipitoisuuksien arvioimiseksi on taulukkoon 5 koottu vertailuaineistoa turpeen raskasmetallipitoisuuksista. Vertailuaineiston koostamisen lähtökohtana ovat olleet sekä turpeen luontaiset pitoisuudet että kivennäismaan geokemian vaikutus suoma-

laisissa turpeissa. Lisäksi on otettu huomioon analyysimenetelmien määrittämiskyky, joka ei vanhemmissa tutkimuksissa välttämättä ole ollut riittävä. Taulukkoon on sisällytetty tietoja myös ruotsalaisista, virolaisista ja latvialaisista turpeista sekä suomalaisista sammalista, maaperän pinta-kerroksesta/humuksesta ja purosedimenteistä.

Kun verrataan tämän tutkimuksen, TASO-hankkeen soiden ja sen taustatietosoiden turpeiden (Lehtovaara ym. 2014), turvesoiden kemiallisen kartoituksen (Peuravuori & Pihlaja 1988) sekä Keski-Pohjanmaan turpeiden (Virtanen 2005) analyysituloksia toisiinsa, niin voidaan todeta niiden olevan varsin yhteneviä sinkkiä (Zn) lukuun ottamatta. Sinkin pitoisuuseroa selittää ainakin tämän tutkimuksen osalta elävien pinta-näytteiden mukana olo. Sinkki on kasviravinne ja maaperässä varsin liikkuva, joka rikastuu pinta-maan humuksen ja muihin orgaanisiin kerroksiin (Heikkinen 2000).

Mäkilän tulokset mustaliuskealueiden turpeista (Mäkilä ym. 2015) ovat selkeästi tämän tutkimuksen pitoisuustasoja korkeammat arseenia (As) lukuun ottamatta. Karisen vastaanlaisten mustaliusketurpeiden tutkimuksen (Karinen 2013) osalta tulos ei ole yhtä selvä, vaan arseenin lisäksi myös sinkki (Zn) on tässä tutkimuksessa korkeampi kuin mustaliuskeiden vaikutusalueella. Selitys lienee myös tässä tapauksessa pinta-näytteiden suuremmassa osuudessa kuin edellä mainituissa tutkimuksissa. Verrattaessa tämän

Karinen 2013	keskiarvo	mean	1,10	0,23	2,25	5,46	0,04	6,36	4,71	9,35
Mustajalukseen vaikutus/ML	maks	max	35,9	8,32	31,2	80,6	0,13	3,19	23,4	65,9
Effect of black shist/Black shist	min	min	0,15	0,01	0,20	1,67	0,02	1,07	0,25	1,85
<i>areas</i>										
Schoning ym. 2012	keskiarvo	mean	4,3	0,23	annettu vain	annettu vain	0,055	annettu vain	annettu vain	annettu vain
Turve/Ruotsi	mediani	median	1,0	0,10	tuhkassa	tuhkassa	0,010	tuhkassa	tuhkassa	tuhkassa
Peat/Sweden	keskihajonta	std. dev.	12,0	0,23	given only	given only	0,114	given only	given only	given only
Orru&Orju 2006	keskiarvo	mean	2,4	0,12	0,50	4,4	0,05	3,7	3,3	10,0
Turve/Viro	keskihajonta	std. dev.	0,3	0,01	0,05	0,3	0,01	0,2	0,2	0,7
<i>Peat/Estonia</i>					<i>in ash</i>	<i>in ash</i>		<i>in ash</i>	<i>in ash</i>	<i>in ash</i>
Silamäke ym. 2010	keskiarvo	mean	1,19	0,14	0,14	2,19	ei ole	1,38	4,77	10,6
Turve/Latvia	mediانا tai keskihajontaa ei ole raportoitu, maks ja min annettu vain kuviossa						määritetty			
<i>Peat/Latvia</i>							not			
Metha (Luke) 2013	keskiarvo	mean	0,11	0,12	ei ole	5,03	0,042	2,51	2,05	31,01
Sammalet	maks	max	1,21	0,44	määritetty	55,06	0,119	88,19	6,57	102,0
Mosses	min	min	< 0,10	0,03	not	0,74	0,016	0,42	0,40	11,50
GTK/TAPIR 2016	keskiarvo	mean	2,76	0,4	2,33	16,55	0,22	9,56	44,42	65,65
Humus/eloperäinen pintamaa/	maks	max	28,0	2,22	25,0	183,0	4,5	70,8	192,0	308,0
Aseeniprovinsi 1	min	min	ei raport.	ei raport.	ei raport.	ei raport.	ei raport.	ei raport.	ei raport.	ei raport.
<i>Humus/organic surface soil</i>			<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>	<i>not reported</i>
<i>Arsenic province 1</i>										
Tenhola&Tarvalinen 2008	keskiarvoja ei ole annettu, mediaanista on laskettu vuosien 1990, 1995, 2000 ja 2006 aritmeettinen keskiarvo									
Organiset puresedimentit	means are not given, an arithmetic mean calculated from the medians of years 1990, 1995, 2000 and 2006									
<i>Organic stream sediments</i>	mediani	median	3,37	0,22	12,1	12,2	0,04	14,1	7,9	47,0
	maks	max	293	1,91	230	202	0,50	86,1	53,6	571
	min	min	0,20	0,02	0,70	1,70	0,01	2,36	1,00	5,00
Vähä-Savo ym. 2016	keskiarvo	mean	3,28	0,127	ei ole	7,41	0,057	4,40	3,65	7,54
Toimittuun turpeen RM 2014	mediani	median	3,1	0,12	määritetty	6,9	0,050	3,8	3,4	7,3
Heavy metals in delivered fuel	keskihajonta	std. dev.	1,4	0,04	not	3,2	0,020	2,2	2,0	2,8
peat 2014	maks	max	6,9	0,23	determined	18,0	0,200	13,0	11,0	16,0
	min	min	0,5	0,06	2,1	0,050	0,9	0,5	2,1	2,1

tutkimuksen turpeen laatua Ruotsin (Schoning ym. 2012, Viron (Orru&Orru 2006) ja Latvian (Silamikele ym.) turpeisiin niin kuparin (Cu) ja sinkin pitoisuudet olisivat Ruotsia ja Baltiaa korkeammat. Ruotsalaisilla soilla puolestaan keskimääräinen arseenitaso oli muita korkeampi. Jos vertailukohtana on maaperän humus/eloperäinen pintakerros tai purosedimentit, niin tässä tutkimuksessa turpeen pitoisuudet ovat kautta linjan niitä alhaisemmat. Sammalten pitoisuudet ovat sinkkiä lukuun ottamatta kaikkein matalimmat. Johtopäätöksenä voi todeta, että tutkitut turpeet ovat pitoisuustasoiltaan varsin tavanomaisia, jota käsitystä vahvistaa niiden analyysitulosten hyvä vastaavuus tuotettuun ja käytettyyn turpeeseen. Sinkin ja lyijyn erot selittyvät sillä, että valtaosassa tuotetusta turpeesta ei enää ole mukana soiden pintakerroksia, vaan ne on tuotannon edistyessä kulutettu pois.

3.2 Kivennäismaa

Kivennäismaalajinäytteet pystyttiin ottamaan ja analysoimaan yhteensä kuudelta tutkimuskohteelta, joista viisi kohdetta sijoittuu sulfidiriski-alueelle (taulukko 6).

Kokonaisrikkipitoisuuteen ja pH:hon nojautuen Mankisennevan ja Dragmossenin tuotantosoiden hiesupitoisten pohjamaalajien katsottiin edustavan potentiaalisesti hapanta sulfaattimaata. Molemmat alueet sijoittuvat Litorina-meren korkeimman rantatason alapuolelle, joten kyseessä on mitä ilmeisemmin juuri melko korkean rikkipitoisuuden omaavia Litorina-sedimenttejä. Mankisennevan tutkimuskohteen kohdalla on tosin huomioitava, että n. 2 km tuotantoalueesta itään sijoittuu tulkittu mustaliuskevyöhyke. Ottaen kuitenkin huomioon alueella vallinneet viimeisen jäätiköitymisen virtaussuunnat (ks. esim. Lehmuspelto 1987) ei tutkimusalue sijoitu suoranaisesti mustaliuskevyöhykkeistä irronneen moreenin kulkeutumisyvyöhykkeelle.

Maastonäytteenoton yhteydessä rikin esiintymiseen viittaavia havaintoja tehtiin Teyrisuon savipitoisista maalajinäytteistä. Tutkimusalueen

läpi kulkee tulkitut koillis-lounas-suuntaiset mustaliuskevyöhykkeet. Näytteen kokonaisrikkipitoisuus jäi kuitenkin huomattavasti alle 0,2 m-% (0,09 m-%), jolloin savipitoisen pohjamaan ei tulkittu olevan erityisen sulfidista.

Iso-Saapasnevan metsäojitetulla tutkimusalueella kivennäismaalajeja on tutkittu turvetuotannon ympäristölupahakemuksen maa-lajiselvitykseen liittyen (Ovaskainen 2015). Tutkimusalueen eteläosasta löytyi hiesupitoisia sedimenttejä, jotka analyysitulosten perusteella edustuivat potentiaalisesti happamina sulfaattimaina. Iso-Saapasneva sijoittuu sekä Litorina-sedimenttien sekä tulkittujen mustaliuskevyöhykkeiden vaikutusalueelle. Rikkipitoiset näytteet olivat Dragmossenin ja Mankisennevan maalajinäytteiden tapaan hienorakeisia ja lajittuneita, joten kyseessä on todennäköisemmin juuri Litorina-sedimentteihin liittyvä sulfidiriski.

Rikin esiintymistarkastelun ohella muita raskasmetallien pitoisuuksia verrattiin alueellisiin maaperän taustapitoisuustietoihin nojautuen (Koljonen 1992). Tältä osin tarkastelu jouduttiin kuitenkin rajaamaan ainoastaan moreenimaalajinäytteisiin, koska hienorakeisista ja lajittuneista maalajeista ei alueellisia taustapitoisuustietoja ole kattavasti saatavilla. Moreeni ja erityisesti sen hienoaines on todettu kivennäismaalajeista kaikkein soveltuvimmaksi geokemiallisen tutkimuksen kannalta johtuen mm. näyteaineksen helposta saatavuudesta ja lähialueen kallioperään yhdistettävästä mineraali- ja alkuainekoostumuksesta (Koljonen & Tanskanen 1992).

Moreenivaltaisia pohjamaalajinäytteitä analysoitiin ainoastaan Kortenevan ja Pajumäensuon tutkimusalueilta (taulukko 7).

Kortenevan näytteiden raskasmetallipitoisuudet olivat hyvin samankaltaisia kuin alueellisten taustapitoisuuksien mediaanit. Pajumäensuolla vastaavat pitoisuudet olivat jonkun verran alueellisia mediaanipitoisuuksia pienempiä. Indikaatioita korkeamman metallipitoisuuden omaavista metallianomaliosta tai muusta erityisestä maaperän raskasmetallilähteestä ei moreeninäytteiden tuloksista ole nähtävissä.

Taulukko 6. Kivienäismaalajinäytteiden pitoisuudet (m-% tai mg/kg kuiva-ainessa).

Table 6. The concentrations in the mineral soil samples (w-% and mg/kg d.b.).

Tutkimuskohde Study area	Maalaji Soil type	Sulfidrisiki Sulphide risk	pH	Tuhkapit.	S m-%	As	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
				Ash cont. m-% / w-%	5 w-%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Dragmossen	HS silt	Litorina	5,1	93	0,32	7,1	0,27	14	34	42	25	120	0,05
		Litorina/mustaliuske											
Mankisenneva	HS	Black schist	4,6	92,9	1,23	5,8	0,21	14	17	27	12	64	0,05
		Litorina/mustaliuske											
Pyymaanneva	MR/HS	Mustaliuske	5,4	96,2	0,05	4,4	0,18	14	18	29	15	62	0,05
		Litorina											
Muurainsuo	SA Clay	Litorina	5,0	94,7	0,02	2,9	0,35	14	23	39	30	110	0,05
		Mustaliuske											
Teyrisuo	SA	Mustaliuske	5,5	96,6	0,09	3,4	0,33	25	39	69	20	110	0,05
		Litorina/mustaliuske											
Iso-Saapasneva	MR till	Litorina	5,7	98	0,01	1,5	0,15	3	4,4	11	12	21	0,05

Taulukko 7. Moreenin mediaaniset taustapitoisuudet kuiva-ainessa Kortenevan ja Pajumäensuon tutkimusalueilla.

Table 7. The median background concentrations (d.b.) of till around Korteneva and Pajumäensuo.

Kohde Site	Näyte Sample	Geochemiallinen provinssi Geochemical province	As	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Korteneva	MR/HS		2,8	–	1,7	30	28	–	68	–
	Till/Silt	Laatokan-Perämeren vyöhyke Lake Ladoga-Bothnian Bay zone								
Pajumäensuo	MR	Keski-Suomen graniittialue Granitoid area of central Finland	3,2	–	1,3	15	14	–	52	–

Lähde Source : (Koljonen 1992)

3.3 Valumaveden laatu

Vedenlaatuparametrien keskeiset tunnusluvut koko aineistossa on esitetty taulukossa 8. 66 % elohopean (Hg), 47 % kadmiumin (Cd) ja 12 % lyijyn (Pb) analyysituloksista alitti analyysimenetelmän määrittämissä rajat. Tarkasteltaessa metallien liukoisten pitoisuuksien jakaumia havaitaan, että kaikkien metallien osalta jakauma painottuu vahvasti pieniin pitoisuuksiin. Lyijyn ja nikkelin (Ni) kohdalla havaitaan yksittäisiä ympäristölaatuunormia (AA-EQS) suurempia pitoisuuksia, mutta näilläkin metalleilla koko aineiston keskiarvo on huomattavasti ympäristölaatuunormia alhaisempi. Yksittäiset ympäristölaatuunormin ylitykset mitattiin valmistelussa olevilta tai metsäoijitetuilta alueilta. Turvenäytteissä havaittiin suurimmat pitoisuudet lyijyllä suon pintakerroksessa

(kerros 1), joka valmisteluvaiheessa tai metsäoijitusalueella on pääasiassa kontaktissa veden kanssa. Sallittuna veden enimmäispitoisuutena ilmaistu ympäristölaatuunormi (MAC-EQS) ei ylittynyt minkään metallin osalta yksittäisissä näytteissä. Minkään yksittäisen koekohteen keskiarvopitoisuus ei myöskään ylittänyt ympäristölaatuunormeja. Koekohteilla, joilla oli tunnistettu sulfidiriski, sinkin (Zn), nikkelin ja kuparin (Cu) mediaanipitoisuudet olivat n. 0,1 mg l⁻¹ suurempia kuin koko aineistossa. Nämä metallit esiintyvät tyypillisesti sulfidimineralisaatioiden yhteydessä. Lyijyn hivenen suurempi mediaanipitoisuus (0,1 mg l⁻¹) saattaa liittyä valmistelu- ja metsäoijituskohteiden suurempaan suhteelliseen osuuteen sulfidiriskialueelle sijoittuvissa kohteissa. Muiden metallien liukoiset mediaanipitoisuudet olivat samaa tasoa koko aineiston

Taulukko 8. Vesianalyysien tunnusluvut maankäyttömuodon mukaan jaotellussa aineistossa.

Table 8. The statistics of water analysis in the data sorted by land-use.

			Kiintoaine						
			EC		Alk.	DOC	COD _{Mn}	SS	As _{tot}
			mS/m	pH	mmol/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	µg/l
Tuotannossa olevat	kpl	<i>n</i>	56	55	56	56	55	55	56
<i>Production sites</i>	keskiarvo	<i>mean</i>	6,7	6,0	0,2	30	46	5,8	0,72
	mediaani	<i>median</i>	5,55	6,2	0,19	29	47	4,9	0,66
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	3,9	0,6	0,2	19	26	4,2	0,45
	maks	<i>max.</i>	22	7,0	0,63	85	100	23	2,4
	min	<i>min.</i>	2,5	4,0	0,02	2,7	4,0	1,0	0,19
Valmistelussa	kpl	<i>n</i>	24	24	24	24	24	24	24
<i>At preparation</i>	keskiarvo	<i>mean</i>	4,6	5,5	0,15	44	64	4,2	1,57
	mediaani	<i>median</i>	4,0	5,4	0,08	42	61	2,3	0,43
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	2,0	0,6	0,16	14	24	5,1	2,01
	maks	<i>max.</i>	8,6	6,4	0,59	76	120	19	7,1
	min	<i>min.</i>	1,6	4,2	0,02	19	27	0,6	0,23
Metsäoijitettu	kpl	<i>n</i>	24	15	24	24	15	7	24
<i>Forestry ditched</i>	keskiarvo	<i>mean</i>	3,7	5,1	0,09	40	64	11	1,04
	mediaani	<i>median</i>	3,9	4,7	0,02	36	61	3,8	0,88
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	1,0	0,9	0,10	15	30	14	0,60
	maks	<i>max.</i>	6,0	6,3	0,31	74	140	42	2,9
	min	<i>min.</i>	1,1	4,2	0,02	22	29	1,5	0,31
Koko aineisto	kpl	<i>n</i>	136	125	136	136	125	117	136
<i>All data</i>	keskiarvo	<i>mean</i>	6,1	5,9	0,23	34	52	8,4	0,92
	mediaani	<i>median</i>	5,4	6,1	0,19	34	50	5,0	0,66
	keskihajonta	<i>std. dev.</i>	3,3	0,8	0,21	17	27	9,8	1,0
	maks	<i>max.</i>	22	7,1	0,85	85	140	62	7,1
	min	<i>min.</i>	1,1	4,0	0,02	2,7	4,0	0,6	0,19

mediaanipitoisuuksiin nähden. Tämän osajoukon pH-mediaani oli 5,8 ja minimi 4,0, joten vesianalyysien perusteella millään koekohteella ei esiintynyt todellista hapanta sulfaattimaata.

Kevättulvajakson puuttuminen näytteenotosta ei oletettavasti ole vaikuttanut tuloksiin merkittävästi. Sulka-hankkeen (Karppinen ja Postila, toim. 2015) tulosten mukaan turvetuotantoalueen kevättulvasta valtaosa muodostuu lumensulanasta, ja vasta sulannan edetessä maakerrokseen näkyy sulamisvedessä merkkejä turvekerroksesta.

Kruskal-Wallis testin tuloksen mukaan eri maankäyttömuodoilla ei ole eroa tutkittujen metallien liukoisien pitoisuuksien keskiarvoissa, koska p-arvo oli kaikissa tapauksissa $>0,05$ (taulukko 9 ja kuvat 6a–d). Valmistelu- ja metsäojitetuilla alueilla metallien pitoisuudet jakautuivat kuitenkin hieman eri tavalla kuin tuotantoalueilla. Lyijyn määrittämissärajana ($0,05 \mu\text{g l}^{-1}$) alittavia näyt-

teitä oli tuotantoalueelta lähtevässä vedessä lähes 10 %, kun valmistelussa olevalla alueella alle määrittämissärajana oli noin 10 % näytteistä ja metsäojitusalueella kaikkien näytteiden pitoisuudet olivat määrittämissärajana yläpuolella. Kadmiumin osalta vastaavat luvut olivat tuotantovaiheen soilla noin 33 % sekä valmisteluvaiheen soilla ja metsäojitusalueella noin 8 %. Elohopean kohdalla tilanne on samankaltainen, mutta valtaosa näytteistä kaikilla maankäyttömuodoilla jäi alle määrittämissärajana ($<0,005 \mu\text{g l}^{-1}$), tuotantovaiheen soilla noin 77 % sekä valmisteluvaiheen soilla ja metsäojitusalueilla noin 54 %. Ero maankäyttömuotojen välillä selittyy sillä, että lyijy, kadmium ja elohopea ovat kaikki pääosin laskeumaperäisiä ja pidättyvät turve- ja sammaltulosten mukaan suon pintansaamaan, joka tuotantovaiheessa olevalla alueella on jo poistunut tuotannon edetessä syvempiin turvekerrokseen.

Cd _{tot}	Co _{tot}	Cu _{tot}	Hg _{tot}	Ni _{tot}	Pb _{tot}	Zn _{tot}	As _{sol}	Cd _{sol}	Co _{sol}	Cu _{sol}	Hg _{sol}	Ni _{sol}	Pb _{sol}	Zn _{sol}
$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56
0,01	0,42	0,58	0,006	0,81	0,27	4,6	0,66	0,01	0,42	0,55	0,005	0,77	0,22	4,5
0,01	0,31	0,43	0,005	0,71	0,19	3,8	0,59	0,01	0,29	0,35	0,005	0,70	0,14	3,9
0,01	0,34	0,62	0,002	0,46	0,21	3,5	0,46	0,01	0,45	0,87	0,001	0,47	0,18	3,3
0,04	1,9	4,2	0,013	2,7	0,84	16	2,4	0,03	3,0	5,9	0,009	2,6	0,78	15
$<0,01$	0,08	0,05	$<0,005$	0,16	$<0,05$	0,50	0,11	$<0,01$	0,07	0,05	$<0,005$	0,15	$<0,05$	0,50
24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
0,03	0,32	0,65	0,007	0,76	0,56	8,9	1,50	0,03	0,30	0,52	0,006	0,74	0,49	8,9
0,03	0,35	0,59	0,007	0,79	0,50	6,4	0,41	0,03	0,33	0,58	0,005	0,66	0,44	6,3
0,02	0,20	0,77	0,003	0,42	0,45	5,8	1,92	0,02	0,20	0,39	0,001	0,43	0,40	5,6
0,07	0,74	4,0	0,013	1,6	1,5	22	6,7	0,06	0,72	1,6	0,009	1,6	1,4	21
$<0,01$	0,05	0,06	$<0,005$	0,19	$<0,05$	2,1	0,24	$<0,01$	0,05	0,08	$<0,005$	0,28	$<0,05$	2,3
24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
0,02	0,35	0,27	0,007	0,55	0,75	2,7	0,94	0,02	0,318	0,28	0,007	1,00	0,68	3,0
0,02	0,29	0,21	0,006	0,52	0,70	1,8	0,79	0,01	0,270	0,17	0,005	0,52	0,63	1,7
0,01	0,15	0,21	0,004	0,27	0,60	1,7	0,55	0,01	0,126	0,22	0,003	2,31	0,57	2,4
0,03	0,82	0,97	0,019	1,2	2,4	6,7	2,5	0,03	0,81	0,96	0,015	12	2,1	12
$<0,01$	0,2	0,06	$<0,005$	0,21	0,09	1,1	0,28	$<0,01$	0,2	0,06	$<0,005$	0,19	0,06	1,1
136	136	136	136	136	136	136	136	136	136	136	136	136	136	136
0,02	0,40	0,56	0,006	0,86	0,38	5,2	0,85	0,02	0,38	0,49	0,006	0,90	0,33	5,0
0,01	0,31	0,44	0,005	0,68	0,21	4,0	0,58	0,01	0,29	0,37	0,005	0,60	0,14	3,7
0,01	0,32	0,58	0,002	0,80	0,41	4,5	0,97	0,01	0,36	0,63	0,002	1,2	0,38	4,4
0,12	1,9	4,2	0,019	6,3	2,4	22	6,7	0,12	3,0	5,9	0,015	12	2,1	21
0,01	0,05	0,05	0,005	0,16	0,05	0,5	0,11	0,01	0,05	0,05	0,005	0,15	0,05	0,5

Taulukko 9. Kruskal-Wallis testin p-arvot metallien liukoisten pitoisuuksien keskiarvojen vertailulle maankäyttömuodon mukaan.

Table 9. *p-values of Kruskal-Wallis test of the mean dissolved concentrations by land-use type.*

	Zn	Co	Cd	Ni	Pb	Cu	As	Hg
p-arvo	0,265	0,606	0,870	0,942	0,497	0,399	0,675	0,431
p-value								

Taulukko 10. Tämän tutkimuksen mediaaniarvoja verrattuna aiempiin tutkimuksiin.

Table 10. *The median values of this study compared with earlier studies.*

Lähde	Source	pH	EC	As µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cu µg/l	Hg µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
Tämä tutkimus	<i>This study</i>	6,1	5,4	0,58	0,01	0,29	0,37	0,005	0,6	0,14	3,7
Tenhola & Tarvainen 2008		6,5	5,2	0,37	–	0,17	0,55	–	0,6	0,15	3,58
Lahermo et al. 1996		–	–	–	0,016	–	–	–	0,76	0,36	–
TASO-hanke*	<i>Taso-project</i>				0,03			0,005	1,8	0,32	
SuHE*		4,3	–	0,6	0,03	12	1,4	–	7,4	0,42	38
Sundström ym. 2002		3,8	–	1,5	2,7	177	49	–	338	0,6	710

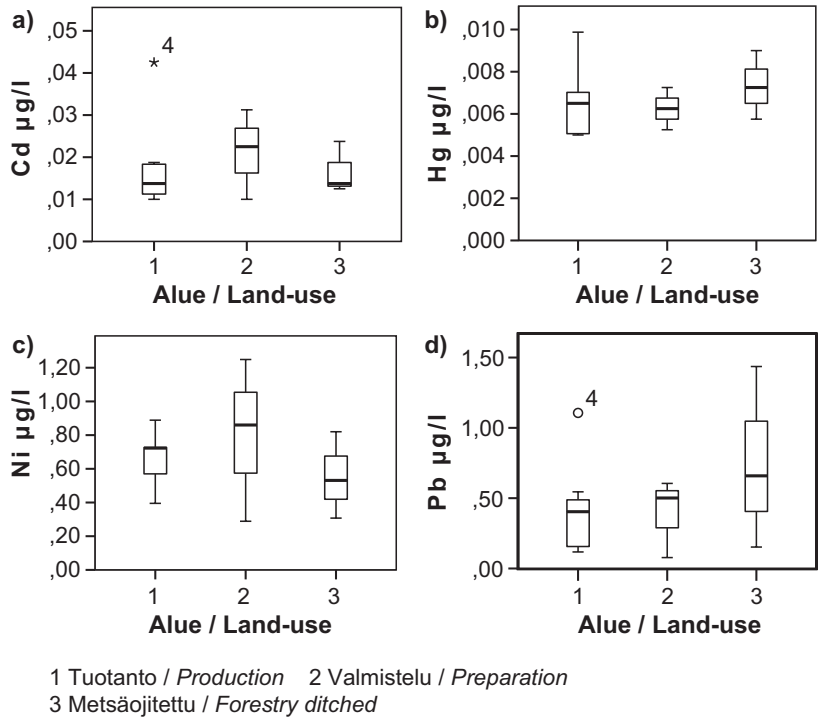
* kokonaispitoisuuksia *total concentrations*

Verrattaessa tässä tutkimuksessa saatuja metallien liukoisten pitoisuuksien mediaaneja Suomen purovesistä mitattujen pitoisuuksien mediaaneihin (Tenhola & Tarvainen 2008, taulukko 10) sekä Suomen purovesien aiemmasta kartoituksesta (Lahermo ym. 1996) erotettuun turvemaiden aineiston mediaaneihin, havaitaan, että tämän tutkimuksen tulokset ovat samaa suuruusluokkaa tai niitä alhaisempia. Ainoastaan arseenipitoisuus (As) on noin 1,5-kertainen purovesien tuloksiin verrattuna. TASO-hankkeessa määritetyt kolmen turvetuotantoalueen valumavesien metallien kokonaispitoisuudet olivat kadmiumin (Cd) ja elohopean (Hg) suhteen samaa suuruusluokkaa tämän hankkeen tulosten kanssa, mutta nikkeli- (Ni) ja lyijypitoisuudet (Pb) olivat TASO-hankkeen aineistossa huomattavasti korkeammat.

Verrattuna todellisten tai potentiaalisten happamien sulfaattimaiden metallipitoisuuksiin

alueiden ollessa turvetuotannossa (Hadzic ym 2014) tai maataloudessa (Sundström ym. 2002), korostuvat erot erityisesti sulfidimineraaleina esiintyvien sinkin (Zn), nikkelin ja kuparin (Cu) kohdalla. Maatalouskäytössä olevilla happamilla sulfaattimailloilla myös valumavesien muiden metallien pitoisuudet (Sundström 2002) ovat huomattavasti suurempia kuin tässä tutkimuksessa mitatut pitoisuudet.

Elohopean osalta vertailuaineistoa on niukasti. Ukonmaanaho ym. (2016) tutkivat erilaisten puunkorjuutapojen vaikutusta elohopea- ja metyylielohopeapitoisuuksiin. Heidän aineistossaan korkeimmat vuotuiset elohopeapitoisuudet vaihtelivat välillä 0,011–0,017 µg l⁻¹. Ennen varsinaisia puunkorjuutoimenpiteitä elohopeapitoisuudet vaihtelivat välillä 0,002–0,009 µg l⁻¹. Verta ym. (2010) raportoivat eri tutkimuksissa havaittujen pienten valuma-alueiden ja purojen sekä humusjärvien elohopeapitoisuuksien mediaa-



Kuva 6 a-d. a) Kadmiumin, b) elohopean, c) nikkelin ja d) lyijyn liukoisten pitoisuuksien keskiarvojen vertailu maankäyttömuodon mukaan.

Fig. 6 a-d. Comparison of a) cadmium, b) mercury, c) nickel, and d) lead average dissolved concentrations by land-use type.

nien vaihtelevan tutkimuksesta riippuen välillä 0,005–0,008 $\mu\text{g l}^{-1}$, ja vähähumuksisissa vesissä pitoisuudet ovat jopa vielä alhaisempia. Lähellä luonnontilaista elohopeapitoisuutta voidaan Verran ym. (2010) mukaan pitää pitoisuustasoa 0,001–0,003 $\mu\text{g l}^{-1}$. Vaikka määrittämenetelmän herkkyys on em. tutkimuksissa ollut parempi kuin tässä tutkimuksessa, voidaan kuitenkin olettaa, etteivät tässä tutkimuksessa määritetyt elohopeapitoisuudet poikkea oleellisesti humusmailla luontaisesti tavattavista pitoisuuksista, koska lähes 66 % näytteistä jäi alle mittauslaitteen määrittäysrajan (0,005 $\mu\text{g l}^{-1}$).

Turve-, sammal- ja vesinäytteiden metallipitoisuudet olivat kauttaaltaan varsin alhaisia. Tulokset korreloivat pääosin hyvin aiempien tutkimusten tulosten kanssa. Koekohteiden sijainti sulfidiriskialueella, jolla on myös potentiaalisesti korkeammat metallipitoisuudet, näkyi vain heikosti valumaveden metallipitoisuuksissa.

Tarkasteltaessa turvenäytteiden ja vesinäytteiden pitoisuuksien keskiarvojen korrelaatioita, tilastollisesti merkittävä korrelaatio löytyi ainoastaan lyijyn pitoisuudelle elävässä pintakerrok-

ssa (kerros 0) ja vedessä ($p = 0,947$). Muiden metallien osalta tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota turpeen ja veden pitoisuuksien välillä ei löytynyt. Eri metallien välillä havaittiin joitakin korrelaatioita, mutta metallien välinen yhteys ei ole kaikilta osin selvä. Toisaalta esim. veden lyijypitoisuuden ja pintakerroksen kadmiumin pitoisuuden välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevä korrelaatio, jonka selittäjänä tekijänä on todennäköisesti molempien metallien ilmakuoritteisuus.

4. Päätelmät

Maankäyttömuotojen välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa vesien metallipitoisuuksissa. Metsäojitetuilla turvemaidella ja valmistelu-kohteilla lyijyn keskimääräiset ja mediaanipitoisuudet vedessä olivat suurempia kuin tuotannossa olevilla koekohteilla.

Turpeen ja sammalkerroksen lyijypitoisuudet olivat keskiarvolla mitattuna kutakuinkin samaa tasoa kaikkien maankäyttömuotojen osalta, mutta mediaanilla mitattuna lyijypitoisuus oli korkein

valmistelussa olevilla kohteilla ja matalin tuotannossa olevilla. Turpeessa ainoa maankäyttömuo- doissa havaittu eroavaisuus oli nikkelin, kuparin ja sinkin suuremmat keskimääräiset pitoisuudet valmisteluvaiheen soilla, mikä selittyy niiden suurilla maksimipitoisuuksilla.

Erityisesti vesiympäristön laatunormit huomattavasti alittavien raskasmetallipitoisuuksien perusteella voidaan arvioida, että turvetuotannolla tai tuotantoalueen valmistelutoimenpiteillä ei vaikuteta merkittävästi vastaanottavan vesistön pitoisuustasoihin varsinkaan luonnostaan humuspitoisilla vesistöalueilla. Sulfidiriskialueilla kuivatusvesien pitoisuustasot voivat kohota joidenkin metallien osalta suhteessa riskittömän maaperän alueeseen, mutta tällöinkin pitoisuudet ovat ympäristölaatuunormeja pienempiä happaman sulfaattimaan pysyessä pelkistyneessä tilassa.

Kiitokset

Tämän tutkimuksen toteutukseen on saatu Energiategiällisyyden Ympäristöpoolin tutkimusapura- ha. Tutkimusta ovat rahoittaneet myös Alholmens Kraft Oy Ab, EPV Energia Oy, Kanteleen Voima Oy, Turveruukki Oy ja Kuopion Energia.

Kirjallisuus

- Aaltonen, V. T., Aarnio, B., Hyyppä, E., Kaite- ra, P., Keso, L., Kivinen, E., Kokkonen, P., Kotilainen, M., Sauramo, M., Tuovila, P. & Vuorinen, J. 1949. Maaperäsanaston ja maalajien luokituksen tarkastus v. 1949. Summary: A critical review of soil terminology and soil classification in Finland in the year 1949. Maataloustieteellinen aikakauskirja 21: 37–66.
- Bao, K., Shen, J., Wang, G. & Le Roux, G. 2015. Atmospheric Deposition History of Trace Metals and Metalloids for the Last 200 Years Recorded by Three Peat Cores in Great Hing- gan Mountains, Northeast China, *Atmosphere* 2015, 6: 380–409.
- Edén, P., Rankonen, E., Auri, J., Yli-Halla, M., Österholm, P., Beucher, A. & Rosendahl, R. 2012a. Definition and classification of finn- ish acid sulfate soils. Teoksessa: Geologian tutkimuskeskus, Opas 56.
- Edén, P., Auri, J., Rankonen, E., Martinkauppi, A., M., Österholm, P., Beucher, A. & Yli- Halla, M. 2012b. Mapping acid sulfate soils in Finland: Methods and results. Teoksessa: Geologian tutkimuskeskus, Opas 56.
- Geologian tutkimuskeskus. 2016. Happamat sul- faattimaat paikkatietoaineisto. (<http://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>). Viitattu 14.6.2016.
- Geologian tutkimuskeskus, Valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri 2016. (<http://gtkdata.gtk.fi/Tapir/>). Viitattu 29.6.2016.
- Hadzic, M., Postila, H., Österholm, P., Nystrand, M., Pahkakangas, S., Karppinen, A., Arola, M., Nilivaara-Koskela, R., Häkkinen, K., Sauko- riipi, J., Kunnas, S. & Ihme, R. 2014. Sulfaatti- mailla syntyvän happaman kuormituksen enna- kointi- ja hallintamenetelmät (SuHe-hankkeen loppuraportti). Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014.
- Heikkinen, P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä, Geologian tut- kimuskeskus, Tutkimusraportti 150.
- Herranen, T. 2010. Turpeen rikkipitoisuus Suomen soissa – tuloksia laajasta turveinvent- toinnista, *Suo* 61(2): 49–52.
- Hirvas, H. 1991. Pleistocene stratigraphy of Finn- ish Lapland. *Geol.Surv.Finland, Bull.* 354
- Ihme, R. 1994. Pintavalutus turvetuotantoalu- eiden valumavesien puhdistuksessa. VTT- julkaisuja 798, Espoo.
- Karinen, J. 2013. Mustaliuskekallioperän vai- kutus turpeen geokemiaan Sotkamon Talvi- vaarassa, Pro-Gradu, Helsingin yliopisto, Matemaattis-Luonnontieteellinen tiedekunta, Geotieteiden ja maantieteen laitos.
- Karppinen, A. & Postila, H. (toim.). Turvetuotan- non vesistökuormituksen muodostuminen ja sen hallintamahdollisuuksia. SulKa-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23 | 2015. Suomen ympäristökes- kus. Vesikeskus. Helsinki 2015.
- Karvonen, A., Taina, T., Gustafsson, J., Mannio, J., Mehtonen, J., Nystén, T., Ruoppa, M., Sai- nio, P., Siimes, K., Silvo, K., Tuominen, S., Verta, M., Kari-Matti Vuori, K.-M. & Äystö, L. 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja hai- tallisista aineista annettujen säädösten sovel- taminen – Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 15/2012.

- Koljonen, T. 1992. Teoksessa Koljonen, T. (toim.). Suomen Geokemian Atlas, osa 2: Moreeni. Geologian tutkimuskeskus. Espoo 1992. s. 106–125.
- Koljonen, T. & Tanskanen, H. 1992. Teoksessa: Koljonen, T. (toim.). Suomen Geokemian Atlas, osa 2: Moreeni. Geologian tutkimuskeskus. Espoo 1992. s. 41–49.
- Kujansuu, R. & Saarnisto, M. (toim.) 1987. INQUA till symposium, Finland 1985. Geol. Summary. Finland. Spec. Pap. 3.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. (toim.) 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 149 s. Viitattu lähteestä: Verta, M. ym. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010. Helsinki 2010.
- Lehmuspelto, P. 1987. Some case histories of the till transport distances recognized in geochemical studies in northern Finland. Geological Survey of Finland, Spec. Papers 3: 163–168.
- Lehtovaara, J. & Salonen, M. 2012. Chemical properties of fuel peat, Extended abstract No. 46, Proceedings of the 14th International Peat Congress, 3–8 June, Stockholm 2012.
- Lehtovaara, J., Ovaskainen, J. & Wichmann, A. 2014. Turpeen elohopea-, kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuudet TASO-hankkeen turvetuotantoalueilla, Vapo Oy.
- Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö. 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriö 2/2011.
- Metla 2013. Raskasmetalli- ja typpilaskeuma Suomessa – sammalten pitoisuuksien perusteella 1985–2010. (<http://www.metla.fi/met-info/metsienterveys/raskasmetalli/sammalet.html>). Viitattu 7.7.2016.
- Mäkilä, M., Nieminen, T.M., Säävuori, H., Loukola-Ruskeeniemi, K. & Ukonmaanaho, L. 2015. Does underlying bedrock affect the geochemistry of drained peatlands? *Geoderma* 239–240(2015): 280–292.
- Orru, H. & Orru, M. 2006. Sources and distribution of trace elements in Estonian peat, *Global and Planetary Change* 53: 249–258.
- Ovaskainen, J. 2014. Asiantuntija-arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyydestä hankealueella: Iso-Saapasnevan turvetuotannon ympäristölupahakemus. Vapo Oy, 2014.
- Peuravuori, J. & Pihlaja, K. 1988. Turvesoiden kemiallinen kartoitus energian tuotantoa silmälläpitäen. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Energiaosasto. Sarja D:148.
- Roos-Barraclough, F., Givelet, N., Martinez-Gortizas, A., Goodsite, M.E., Biester, H. & Shotyk, W. 2002. An analytical protocol for the determination of total mercury concentrations in solid peat samples. *Science of The Total Environment*. Volume 292, Issues 1–2, 20 June 2002: 129–139.
- Rydberg, J., Karlsson, J., Nyman, R. & Bindler, R. 2010. Importance of vegetation type for mercury sequestration in the northern Swedish mire, Rödmosamyran. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74(24): 7116–7126.
- Salmi, M. 1955. Prospecting for Bog covered ore by means of peat investigations. *Bulletin de la Commission géologique de Finlande* 169: 5–34.
- Schoning, K., Sohlenius, G. & Mikko, H. 2012. Geologisk vägledning vid ansökan om tänk för energi-torv. SGU-rapport 2012: 12.
- Shotyk, W. 2011. Peat bog archives of atmospheric metal deposition: Geochemical evaluation of peat profiles, natural variations in metal concentrations, and metal enrichment factors. *Environmental Reviews* 4: 149–183.
- Silamiķele, I., Nikodemus, O., Kalniņa, L., Kušķe, E., Rodinova, V., Purnalis, O., Kļaviņš, M., 2010. Major and Trace Element Accumulation in Peat from Bogs of Latvia, Mires and Peat / Ed. Māris Kļaviņš. – Rīga: University of Latvia Press: 96–114
- Steinnes, E. & Sjobakk, T. 2005. Order-of-magnitude increase of Hg in Norwegian peat profiles since the outset of industrial activity in Europe, *Environmental Pollution* 137(2005): 365–370.
- Sundsröm, R., Åström, M. & Österholm, P. 2002. Comparison of the Metal Content in Acid Sulphate Soil Runoff and Industrial Effluents in Finland. *Environmental Science & Technology*. 36(20): 4269–4272.

- Teirumnieka, Ē., Kļaviņš, M. & Teirumnieks, E. 2010. Major and Trace Elements in Peat from Bogs of East Latvia, *Mires and Peat / Ed. Māris Kļaviņš.* – Rīga: University of Latvia Press: 115–123.
- Tenhola, M., Tarvainen, T. 2008. Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006, *Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 172.*
- Ukonmaanaho, L., Starr, M., Kantola, M., Laurén, A., Piispanen, J., Pietilä, H., Perämäki, P., Merilä, P., Fritze, H., Tuomivirta, T., Heikkinen, J., Mäkinen, J. & Nieminen, T. M. 2016. Impacts of Forest Harvesting on Mobilization of Hg and MeHg in Drained Peatland Forests on Black Schist or Felsic Bedrock. *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 228.
- Virtanen, K. 1978. Mineralisaation kuvastuminen turpeessa kolmella Keski-Pohjanmaan suolla. Pro gradu-tutkielma, Turun yliopisto, Maaperägeologian osasto.
- Virtanen, K. 1995. Turpeen geokemialliset tutkimukset Ylivieskan Sydännevalalla (2431 07). *Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, P 45.002.*
- Virtanen K. 2005. Turpeen geokemiasta, Seitsemännet geokemian päivät. Tiivistelmät. Vuorimiesyhdistys- Bergsmannaföreningen r.y., Sarja B No 83: 35–41.
- Virtanen, K. & Lerssi, J. 2008. Influence of metal bearing black schists bedrock to metal and sulphur contents of peat deposits. *Proceedings of the 13th International Peat Congress, Tullamore, Ireland, 8–13 June 2008: 55–59.*
- von Post, L. 1922. Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Svenska Mosskultur-föreningens tidskrift* 1: 1–27.
- Vähä-Savo, N., Salonen, M. & Lehtovaara, J. 2016. Heavy metal content in fuel peat. *Proceedings of the 15th International Peat Congress, Kuching, Sarawak, Malaysia, 15–19 August 2016.*

Summary: Heavy metal concentrations of peat and runoff water in certain peatlands of different land-use forms

The impact of heavy metal load on watercourses has received increasing attention due to the Water Framework Directive passed by the European Union in 2000. On the other hand, very little prior data has been published on heavy metals in peat and peatlands in Finland. The aim of this study was to find out the heavy metal concentrations (As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn) in peat and in runoff water from peatlands at different stages of peat production. The selected study sites were chosen in pairs, in which one was either a forestry ditched peatland or a peat production area at preparation stage and the other a middle aged (5-10 years) peat production site. There were altogether 7 pairs and 14 different sites (fig.1). The peat sampling was done with a so-called Russian auger at an interval of 1 study point per 13–51 ha (mean 1/22 ha). The peat profiles from each site were combined into layer samples (fig. 2). The water samples were collected at each site once a month for a period of 8 months between May-December 2015. The heavy metal concentration in both peat and water were found to be very low. In peat the results of this study were in accordance with previous studies. The dissolved metal concentrations in water were in accordance with the concentration previously determined for Finnish brook waters.

Keywords: peat, peatland, peat production, heavy metal, run-off, sulphide

(Received 13.10.2016, Accepted 13.1.2017)