



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

SARA RANTAMÄKI
MAAPERÄN SYVÄPOHJAVEDEN KÄSITTELY TALOUSVEDEKSI

Diplomityö

Tarkastajat: professori Jukka Rintala
ja yliopisto-opettaja Marja Palmroth
Tarkastajat ja aihe hyväksyty
5. lokakuuta 2016

TIIVISTELMÄ

SARA RANTAMÄKI: Maaperän syväpohjaveden käsittely talousvedeksi

Tampereen teknillinen yliopisto

Diplomityö, 56 sivua

Maaliskuu 2017

Ympäristö- ja energiatekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastajat: professori Jukka Rintala ja yliopisto-opettaja Marja Palmroth

Avainsanat: maaperän syväpohjavesi, kalkkikivisuodatus, biosuodatus, hidassuodatus, mangaanioksidimassa

Suomessa suurin osa vesihuoltolaitoksista käyttää pohjavettä vedentuotannossaan, koska se on muutettavissa talousvedeksi yksinkertaisilla ja taloudellisilla menetelmillä. Työssä tutkitaan Kurikan Kuusistonloukon ja Paloluoman alueen maaperän syväpohjaveden hyödyntämismahdollisuuksia talousvedentuotantoon Kurikan ja Vaasan tarpeisiin.

Kurikan maaperän syväpohjavesi ei poikkea laadullisilta ominaisuuksiltaan normaalista pohjavedestä, mutta se on normaaleja pohjavesikerroksia syvemällä (> 50 m) ja siten suojassa pilaantumiselta. Löydetty syväpohjavesiesiintymä on muodostunut kalliopainanteeseen, johon on muodostunut kompleksinen Suomessa harvinainen kerrosjärjestys. Alueen maankamara sisältää kolme eri sorasta ja hiekasta muodostunutta vettä hyvin johettavaa kerrosta, joiden välissä on moreenikerroksia. Tällöin maaperään on muodostunut päällekkäisiä akviferejä.

Syväpohjavesiesiintymän raakavesi on korroosiota aiheuttavaa alhaisen pH:n, alkaliniteetin ja kovuuden takia. Vesi sisältää myös talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuosituksia ylittävät pitoisuudet rautaa (yli 200 µg/l) ja mangaania (yli 50 µg/l). Raakaveden rautapitoisuus vaihtelee välillä 890–1200 µg/l ja mangaanipitoisuus välillä 130–160 µg/l. Työssä tutkittiin, miten edellä mainittuja tekijöitä voidaan vähentää, jotta syväpohjavesi saataisiin talousvesi kelpoiseksi. Korroosiota aiheuttavia tekijöitä voidaan poistaa alkaloinnilla, joka voidaan toteuttaa erilaisten kemikaalien ja massojen avulla. Rauta ja mangaani poistetaan hapettamalla, joka voi olla kemiallista tai biologista.

Raakaveden käsittelyä talousvedeksi tutkittiin käsittelykokeilla. Käsittelykokeisiin valittiin alkalointi kalkkikivisuodatuksella, biosuodatus hidassuodatusmenetelmällä ja adsorptio mangaanioksidimassaa sisältävällä pikasuodatuksella. Käsittelykokeet kestivät 9 viikkoa. Käsittelykokeissa tutkittiin eri viipymien tai suodatusnopeuksien vaikutusta suodattimien toimintaan. Kalkkikivisuodatuksella saatiin nostettua veden pH yli 7,5:een, alkaliniteetti yli 1,2 mmol/l:aan ja kalsiumpitoisuus yli 15 mg/l:aan. Raudan poistossa saavutettiin 91 % vähenemä ja talousvesiasetuksen laatusuositus, alle 200 µg/l. Mangaanin poistossa saavutettiin 65 % vähenemä, mutta ei talousvesiasetuksen laatusuositusta, alle 50 µg/l. Hidas- ja pikasuodatuksessa rauta- ja mangaanipitoisuudet laskivat alle talousveden laatusuosituksien. Käsittelykokeiden perusteella kalkkikivisuodatus voidaan mitoittaa viipymälle 30 min, hidassuodatus suodatusnopeudelle 0,4 m/h ja pikasuodatus suodatusnopeudelle 12 m/h. Jatkotutkimuksissa pitäisi määrittää pikasuodattimen optimaalinen huuhteluväli ja suodattimien käyttöikä täysinmittaisen vedenkäsittelylaitoksen kustannuslaskelmia varten.

ABSTRACT

SARA RANTAMÄKI: Treatment of overburden deep groundwater into drinking water

Tampere University of Technology

Master of Science Thesis, 56 pages

March 2017

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Engineering

Major: Water and Waste Engineering

Examiner: Professor Jukka Rintala and University Teacher Marja Palmroth

Keywords: overburden deep groundwater, limestone filtration, biofiltration, slow sand filtration, manganese oxide

In Finland, most of the water utilities use groundwater in their drinking water production due to an ecological and economical means. This thesis studies the potential exploitation of the overburden deep groundwater, exist in Kurikka's Kuusistonloukko and Paloluoma area, for the production of drinking water for Kurikka and Vaasa.

Overburden deep groundwater in Kurikka share the groundwater quality characteristics similar with typical Finnish shallow aquifers, but it is located deeper in the sediment sequence (> 50 m) than typical esker aquifers and is thus protected from pollution. This aquifer rests on the bedrock trough and is buried below the highly variable sediment beds including sands and gravels are deposited below the low hydraulic conductivity marine silt found from the top. The low hydraulic conductivity clay-silt till beds are found between shallow sand-gravel aquifers.

Raw water from deep aquifer causes corrosion because of low pH, alkalinity and hardness of the water. In addition, the water contains high amount of iron and manganese at 890–1200 and 130–160 $\mu\text{g/l}$, which exceeded the drinking water standard of 200 and 50 $\mu\text{g/l}$ respectively. This thesis studies how the factors mentioned above can be reduced and how raw water could be fitted for tap water. The factors causing corrosion can be removed by alkalization, which can be implemented by using various chemicals and masses. Iron and manganese are removed by oxidation, which can be chemical or biological.

Changing the raw water to drinking water was studied by pilot plans. Alkalization by limestone filtration, bio filtration by slow sand filtration and adsorption by rapid filtration coated with manganese oxide were chosen for pilot studies. Pilot plant studies took nine weeks. The effect of different delays and filtration rates to the filter was reviewed in pilot plant studies. Results show, that after the limestone filtration, the final pH was over 7.5, alkalinity over 1.2 mmol/l and hardness over 15 mg/l for all samples. Iron removal increased by over 91%, and <200 $\mu\text{g/l}$ of iron remained in the treated water which is the drinking water standard. Manganese removal increased by over 65%, but the manganese content remained over 50 $\mu\text{g/l}$, which is the drinking water standard. In slow sand filtration and in rapid filtration, the iron and manganese contents decreased below the drinking water standard. Pilot studies show that in limestone filtration the delay can be set at 30 min, in slow sand filtration the filtration rate at 0.4 m/h and in rapid filtration the filtration rate at 12 m/h. In further research, the optimal backwash interval of the rapid filter and the lifetime of the filter should be determined for the cost calculations of the full sized water treatment plant.

ALKUSANAT

Tämä työ on tehty Kurikan Vesihuolto Oy:n, Vaasan Vesi -liikelaitoksen ja Geologian tutkimuskeskuksen yhteishankkeeseen vuoden 2016 ja kevään 2017 aikana. Kyseessä on hanke, jonka tarkoituksena on kartoittaa Kurikan alueen pohjavesivarantoja talousveden tuotantoon Vaasaan ja Kurikkaan. Hanke sai alkunsa, kun Kurikan Kuusistonloukon pohjavesialueelle tehtiin vuosina 2010–2012 geologinen rakenneselvitys, jonka seurauksena alueelta löytyi Suomen maaperälle epätavallinen pohjavesiesiintymä. Huomattiin, että vettä johtavia pohjavesikerroksia on useita, ja ne sijaitsevat useiden kymmenien metrien syvyydessä. Löydöstä alettiin kutsua syväpohjavedeksi. Vastaavia monessa kerroksessa esiintyneitä pohjavesimuodostumia ei ole aikaisemmin raportoitu Suomesta, joten Kurikan maaperän syväpohjavesiesiintymä on valtakunnallisesti merkittävä. Geologisen rakenneselvityksen jälkeen alueelle suunniteltiin monivuotinen hanke, jonka tarkoituksena on kartoittaa käytettävissä oleva vedenottopotentiaali ja tarvittavat menetelmät talousveden tuotantoon. Laaja-alaisten pohjavesitutkimuksien jälkeen alueelle on tarkoitus rakentaa vedenottamoita ja käsittelylaitos, josta talousvettä johdettaisiin ainakin Kurikkaan ja Vaasaan. Arvioitu kaupunkien yhteinen vedentarve on 20 000 m³/d. Työlle rahoitusta antoivat Vaasan Vesi -liikelaitos, Kurikan Vesihuolto Oy ja Maa- ja Vesitekniikan tuki Ry.

Haluaisin kiittää Kurikan Vesihuolto Oy:tä työn toteuttamisen mahdollistamisesta. Eri-tyiskiitos kuuluu Kurikan Vesihuolto Oy:n toimitusjohtajalle Juha Kotirannalle, joka mahdollisti puitteet työn joustavalle toteuttamiselle. Kiitokset kuuluvat myös vesilaitoksen asentajille Maurille, Samille, Aulikselle ja Erikalle, jotka auttoivat työn koelaitoksen suunnittelussa ja rakentamisessa. Haluan myös kiittää Vaasan Vesi -liikelaitosta ja Maa- ja Vesitekniikan tuki Ry:tä, jotka olivat mukana työn rahoittamisessa. Työn ohjauksesta haluan kiittää Tampereen teknillisen yliopiston yliopisto-opettajaa Marja Palmrothia ja professori Jukka Rintalaa, Geologian tutkimuskeskuksen Niko Putkista, joka auttoi työn geologisen näkökulman ohjauksessa, sekä Jorma Hintsaa, joka eläkepäiviltäänkin oli vielä mukana työn ohjauksessa. Haluan myös kiittää ystäviäni ja Valtertia, jotka ovat olleet rikastuttamassa elämääni ja tukemassa opiskelujani. Nöyrin kiitos kuuluu vanhemmilleni, jotka ovat mahdollistaneet oppimista tukevan ympäristön koko opiskelujeni ajalle ja erityisesti viimeiselle 10 kuukaudelle.

Tampereella, 20.3.2017

Sara Rantamäki

SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO	1
2.	SYVÄPOHJAVESI RAAKAVESILÄHTEENÄ	3
2.1	Pohjaveden muodostuminen ja muodostumatyytit	3
2.2	Pohjaveden varastoituminen ja hyödyntäminen.....	4
2.3	Pohjaveden laatu	5
2.4	Syväpohjavesiesiintymän erityispiirteet.....	6
3.	POHJAVEDEN KÄSITTELYTARVE	7
3.1	Veden happamuus	7
3.2	Kovuus	9
3.3	Rauta ja mangaani	9
4.	POHJAVEDEN KÄSITTELYMENETELMIÄ	13
4.1	Ilmastus	13
4.2	Alkalointi.....	14
4.2.1	Kalkkikivisuodattimen mitoitus.....	15
4.2.2	Kalkkikiven kuluminen.....	16
4.2.3	Raudan ja mangaanin poisto kalkkikivisuodattimella	17
4.2.4	Kalkkikivisuodatuksen tekninen toteutus	18
4.3	Raudan ja mangaanin poistomenetelmät.....	19
4.3.1	Hapetus ilman hapen avulla	21
4.3.2	Adsorptio.....	22
4.3.3	Biosuodatus.....	24
5.	AINEISTO JA MENETELMÄT	28
5.1	Tutkimuskohde: Kuusistonloukon ja Paloluoman syväpohjavesialue	28
5.1.1	Paloluoman altaan geologia ja hydrogeologia	29
5.1.2	Syväpohjaveden laatu ja ikä.....	31
5.2	Syväpohjaveden käsittelykokeet	33
5.2.1	Yksikköprosessit	34
5.2.2	Ajotavat ja aikataulu	36
5.2.3	Näytteidenotto ja analyysit.....	37
6.	TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU.....	39
6.1	Raakavesi	39
6.2	Kalkkikivisuodatuskokeet	40
6.2.1	Happamuusasteen, alkaliniteetin ja kalsiumpitoisuuden nousu	40
6.2.2	Raudan ja mangaanin vähenemä.....	41
6.2.3	Kalkkikiven teoreettinen kulutus	42
6.3	Hidassuodatuskokeet	42
6.4	Pikasuodatuskokeet	44
6.5	Tulosten vertailu talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositukseen	46
6.6	Yksikköprosessien mitoitus	47
7.	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	49
	LÄHTEET.....	51

LYHENTEET JA MERKINNÄT

A	poikkipinta-ala [m ²]
a	rouhepatjan huokoisuus [%]
b	pohjavesikerroksen paksuus [m]
CO _{2l}	CO ₂ -pitoisuus (mg/l) suodatetussa vedessä [mg/l]
CO _{2t}	CO ₂ -pitoisuus (mg/l) suodattimelle tulevassa vedessä [mg/l]
E _h	pelkistyspotentiaali [V]
GTK	Geologian tutkimuskeskus
K _h	veden hydraulinen johtavuus [m/s]
K	kalkkikivin teoreettinen kulutus (mg/l)
M	moolimassa [g/mol]
m	massa [g]
n	ainemäärä [mol]
<i>n</i>	huokoisuus
Q _{mit} , q _{mit}	mitoitusvirtaama [m ³ /h]
T	vedenjohtokyky [m ² /d]
t _{eff}	tehollinen viipymä [min]
V _{irto}	irtotilavuus [m ³]
v _s	suodatusnopeus [m/h]

1. JOHDANTO

Riittävä määrä puhdasta juomavettä on elämän elinehto. Nykypäivänä Suomessa kulutetaan talousvettä asukasta kohden noin 155 litraa vuorokaudessa (Motiva 2016). Yhdyskuntien lisäksi teollisuus ja maatalous tarvitsevat puhdasta vettä. Yhteiskunnan veden tarpeen tyydyttämiseksi on perustettu vesihuoltolaitoksia, joiden vastuulla on talousveden tuotto ja jakelu toiminta-alueellansa oleville kiinteistöille. Suomessa vesihuoltolaitoksien vedenjakelun piirissä on noin 90 % väestöstä (Vesilaitosyhdistys 2016). Vesihuoltolaitoksien toimintaa ohjaa vesihuoltolaki (681/2014). Lisäksi monet muut lait ovat sidottuina talousveden tuotantoon, kuten terveysturvallisuuslaki (763/1994), talousvesiasetus (1352/2015) ja ympäristönsuojelulaki (527/2014). Talousveden tuottamiseen tarvitaan raakaveden lähde. Suomessa vesilaitoksien toimittamasta vedestä 39 % on tuotettu pintavedestä ja 61 % pohjavedestä (Vesilaitosyhdistys 2016). Yleensä pohjavesi on kemialliselta ja biologiselta laadultaan parempi raakavesilähde kuin pintavesi, mutta joillakin alueilla voi ilmetä pohjaveden saastumista tai laatuongelmia, kuten korkeita arseeni- ja radonpitoisuuksia. Pohjaveden yleisimpiä laatuongelmia ovat alhainen pH, alkaliniteetti ja kovuus sekä korkeat rauta- ja mangaanipitoisuudet, jotka ovat korjattavissa pohjaveden käsittelyprosesseissa yksinkertaisilla menetelmillä. (Korkka-Niemi & Salonen 1996.)

Tämä opinnäytetyö liittyy laajamittaiseen syväpohjavesihankkeeseen Etelä-Pohjanmaalla Kurikassa Kuusistonloukon pohjavesialueella ja Paloluoman laakson alueella. Syväpohjavedellä ja syväpohjavesiesiintymällä ymmärretään Kurikassa syvässä peitteisissä maaperäkerroksissa esiintyvää vettä. Kurikan syväpohjavesi poikkeaa sekä hydrogeologisilta että kemiallisilta ominaisuuksiltaan täysin kallioperän syväpohjavedestä. Hankkeen tarkoituksena on kartoittaa Kurikan alueen syväpohjavesivarantoja talousveden tuotantoon Vaasaan ja Kurikkaan. Tämän työn tarkoituksena on tarkastella syväpohjavesiesiintymää raakavesilähteenä ja tutkia raakavedelle soveltuvia pohjaveden käsittelymenetelmiä. Tarkoituksena on, että tämän tutkimuksen tuloksia voitaisiin hyödyntää tulevan käsittelylaitoksen suunnittelussa. Tutkimuskohteen raakavesi sisältää talousvesiasetuksen laatusuosituksen ylittävät pitoisuudet rautaa ja mangaania. Rauta- ja mangaanipitoisuudet tulisi saada laskettua talousvesiasetuksen hyväksymiin rajoihin. Lisäksi veden pH ja kovuus ovat alle talousveden laatusuosituksen. (Talousvesiasetus 1352/2015.)

Työn teoriaosuudessa tarkastellaan syväpohjavesiesiintymää raakavesilähteenä. Aikaisempien syväpohjavesitutkimusten tulosten avulla yritetään löytää yhtäläisyyksiä tutkittujen syväpohjavesien ja Kurikan syväpohjavesien välillä. Kokeellisen osuuden taustaksi teoriaosuudessa käydään läpi tutkimuskohteen pohjavesiesiintymän laatuongelmat eli hapamuus, alhainen kovuus, hapettomuus ja korkeahkot rauta- ja mangaanipitoisuudet, ja

niiden poistamiseksi olemassa olevia pohjaveden käsittelymenetelmiä. Pohjaveden käsittelymenetelmiä tutkitaan käsikirjojen ja olemassa olevien tutkimuksien avulla. Kirjallisuusselvityksen perusteella vedenkäsittelykokeiluun valittiin kalkkikivisuodatus, bio-suodatus hidassuodatuksella ja pikasuodatus mangaanioksidimassaa sisältävällä suodattimella. Vedenkäsittelykokeiden tarkoituksena on testata suodattimissa tapahtumaa rauta- ja mangaanipitoisuuksien vähenemää sekä kalkkikivisuodattimen vaikutuksia happamuusasteeseen ja kovuuteen. Eri suodatusyksiköistä otetaan näytteitä, joita analysoidaan laboratoriossa. Tuloksia analysoidaan, ja raakaveden ja käsitellyn veden rauta- ja mangaanipitoisuuksia verrataan keskenään sekä kirjallisuusselvityksessä esille tulleisiin tuloksiin että talousvesiasetuksen (1352/2015) vaatimuksiin ja suosituksiin. Saaduista tuloksista tehdään yhteenveto, jossa kerrotaan käytettyjen menetelmien soveltuvuudesta tutkitun raakaveden käsittelymenetelmänä.

2. SYVÄPOHJAVESI RAAKAVESILÄHTEENÄ

Suomessa maaperän syväpohjavesi on ilmiönä ja käsitteenä harvinainen, sillä pohjavettä sisältävät kerrokset sijaitsevat usein vain muutaman metrin syvyydellä maan pinnasta (Haavisto-Hyvärinen & Kutvonen 2007). Käytännössä lähes kaikki Suomen tunnetut pohjavesivarannot liittyvät mannerjäätikön sulamisvaiheessa kerrostuneisiin jään sulavesien kerrostamiin harjuihin ja deltoihin (Salonen *et al.* 2002). Näiden maaperägeologisten muodostumien pohjavesi on varastoitunut ns. vapaapintaisiin akvifereihin (Korkka-Niemi & Salonen 1996). Muualla maailmassa ns. syväpohjavettä (deep groundwater tai deep aquifer) ovat tutkineet mm. Becker (2006), Chapagain *et al.* (2010) ja Hebig *et al.* (2012). Lukuisista tutkimuksista huolimatta käsitettä *syväpohjavesi* ei ole tarkasti määritetty, ja sitä käytetään vapaasti tieteellisissä julkaisuissa (Alley *et al.* 2013). Yleisesti nimitystä syväpohjavesi käytetään kallioperän pohjavesistä, joiden syvyys maanpinnasta vaihtelee sadoista metreistä aina kymmeneen kilometriin (Alley *et al.* 2013), mutta samaa nimitystä käytetään myös maaperän syväpohjavesistä (Chapagain *et al.* 2010). Vaikka syväpohjavedestä on paljon tietoa, tulee huomioda, että jokaisen pohjavesiesiintymän ympäristö ja siten pohjavesi ovat ainutlaatuisia, minkä vuoksi merkittäviä johtopäätöksiä ja yleistyksiä muista syväpohjavesitutkimuksista ei voida tehdä.

Suomen syväpohjavedet ovat liitetty ydinjätteen loppusijoituspaikan (Onkalo) tai Outokummun syväkairauksen vesiin (Kukkonen 2011). Termiä syväpohjavesi ei ole määritelty Suomen pohjavesikirjallisuudessa. Se on kuitenkin yleisesti käytössä Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) raporteissa ja tutkimuksissa, ja syväpohjavesi on usein liitetty Kurikan pohjavesitutkimukseen, joten sitä käytetään tässä yhteydessä kuvaamaan pohjavettä, joka sijaitsee yhden tai useamman vettä pidättävän maaperäkerrostuman alla eli ns. maaperän syväpohjavettä. Tällainen vesi on tyypillisesti muodostunut vettä hyvin johtavien kerrostumien ulkopuolella. Tällöin se on paineellista noustessaan vettä pitävien ja johtavien kerrosten yläpuolelle, mahdollisesti jopa maan pinnalle asti. (Putkinen 2016.)

Luvuissa 2.1 ja 2.2 kerrotaan pohjaveden muodostumisesta, varastoitumisesta ja hyödyntämisestä. Luvussa 2.3 käydään läpi yleisesti pohjaveden laatua ja kemiallisia ominaisuuksia ja luvussa 2.4 syväpohjaveden erityispiirteitä.

2.1 Pohjaveden muodostuminen ja muodostumatyypit

Pääasiassa pohjavettä muodostuu sade- ja sulamisvesistä alueilla, joilla vesi pääsee imeytymään ja suotautumaan maakerrosten läpi tai missä kallio on niin rikkonaista, että vettä voi kerääntyä kallion rakoja tai lohkeamia pitkin. Pohjavettä voi muodostua myös vesistöistä tai ns. rantaimeytymisenä. (Korkka-Niemi & Salonen 1996.)

Pohjaveden muodostumisolosuhteisiin vaikuttaa veden hydrologinen kierto ja sen perussuureet, kuten sadanta, haihdunta ja valunta sekä veden imeytymiskyky eli alueen maa- ja kallioperän vedenjohtavuus. Alueen maa- ja kallioperän vedenjohtavuuden lisäksi veden imeytymisominaisuuksiin vaikuttavat myös muut geologiset tekijät, kuten maaston muoto, kaltevuus, kasvillisuus ja maanpinnan laatu (ihmisen muokkaamaa vai luonnollista pintaa). (Salonen *et al.* 2002.)

Karkearakeisilla maalajeilla on hyvä vedenjohtavuus, joten nämä alueet ovat potentiaalisimpia pohjavedenmuodostumisalueita. Karkeita maaleja ovat sora, hiekka, karkea hieta ja karkearakeinen moreeni. Hienorakeisimmilla maalajeilla on taas huonompi vedenjohtavuus, jolloin vesi ei pääse imeytymään pohjavesikerrokseen. (Salonen *et al.* 2002.) Suomessa lajittuneita karkearakeisia vettä johtavia kerrostumia ovat jääkauden muovaamat harjut ja reunamuodostumat (Mälkki 1999).

Vettä läpäisemättömienkin sedimenttien alla voi löytyä pohjavesiesiintymiä. Näiden pohjavesi syntyy luonnollisesti varsinaisen muodostuman ulkopuolella. (Mälkki 1999.) Ympäristöstään vettä kerääviä pohjavesiä kutsutaan synkliiniseksi. Kallioruhjeiden syväpohjavesiesiintymät ovat luonteeltaan synkliinisiä. Pohjavesiesiintymä voi olla myös pohjavettä ympäristöönsä purkava eli antikliininen. Tällöin pohjavesi purkaantuu pohjavesimuodostumasta lähteenä tai tihkuntana kosteikkoon. Harjujen pohjavesiesiintymät ovat usein antikliinisiä. (Hatva *et al.* 2008.)

2.2 Pohjaveden varastoituminen ja hyödyntäminen

Suotautunut ja imeytynyt vesi varastoituu vettä läpäisemättömän pinnan päälle ja muodostaa vedellä kyllästetyn vyöhykkeen, pohjavesikerroksen. Arvioitaessa pohjavesiesiintymää raakavesilähteenä tulee ottaa huomioon esiintymään varastoitunut vesimäärä ja pohjavesikerroksen antoisuus, eli paljonko pohjavesiesiintymässä olevaa vettä voidaan hyödyntää. (Mälkki 1999.) Karkeilla, hyvin lajittuneilla maalajeilla on hyvä huokoisuus, jolloin maalajin huokostilassa oleva vesi on vapaata vettä. Tämä vapaa vesi edustaa pohjavesikerroksen ominaisantoisuutta. Teoriassa pohjavesikerroksen ominaisantoisuuden takaama vesimäärä pystytään pumppauksen avulla hyödyntämään raakavetenä.

Pohjavettä voi varastoitua myös huokoiseen kallioperään (Fetter 2001) tai kallion ruhjevyyhykkeisiin. Suomen kallioperän kivilajit ovat huokosettomia, joten Suomen kallioperässä itse kiviin vettä ei varastoidu. Kuitenkin kallioperän muokkautuessa ja rapautuessa jääkausien aikana kovaan kallioperään on muodostunut erilaisia ruhjevyyhykkeitä, jotka toimivat kallioperän huokostilana. (Mälkki 1999.)

Pohjavesivaraston käytön tehokkuus riippuu varastoituvan vesimäärän lisäksi pohjavesimuodostuman kyvystä johtaa vettä vedenottopisteeseen. Vedenjohtokyky (T) [m^2/d] voidaan määrittää seuraavasti:

$$T = K_h * b, \quad (1)$$

jossa K_h on veden hydraulinen johtavuus [cm/s] ja b pohjavesikerroksen paksuus [m]. Pohjavesimuodostumaa, jolla on hyvä vedenjohtokyky ja joka on muodostunut hydraulisesti yhtenäisestä maa- tai kallioperävyöhykkeestä kutsutaan akviferiksi. (Korkka-Niemi & Salonen 1996; Bear & Cheng 2010). Lisäksi, jotta pohjavesimuodostumaa voidaan kutsua akviferiksi, tulee sieltä myös pystyä pumppaamaan käyttökelpoisia määriä vettä (Fetter 2001).

Akviferit voidaan luokitella vapaapintaisiin ja paineellisiin. Vapaapintaisessa akviferissä vedenpinta ei rajoitu vettä salpaavaan kerrokseen, vaan se on kosketuksissa ilmakehän kanssa, jolloin akviferin pinnanpaine on ilmanpaineen suuruinen. Jos akviferin vedenpinta rajoittuu vettä salpaavaan kerrokseen, kuten Kurikan Kuusistonloukossa, on kysymyksessä paineellinen akviferi (Korkka-Niemi & Salonen 1996; Bear & Cheng 2010). Tällaista vettä kutsutaan yleisesti salpavedeksi. Vapaan akviferin päällä voi joskus olla myös osittain vettä läpäisemätön kerros, jolloin varsinaisen vapaan akviferin yläpuolelle muodostuu ohut pohjavesikerros. Tätä kutsutaan orsivedeksi, jolloin kysymyksessä ei ole varsinainen akviferi. Akviferien luokittelu on siinä mielessä tärkeää, että eri akviferit käyttäytyvät hydrologisesti eri lailla, ja siten esiintymien vedenlaatu voi vaihdella. Täten tämä täytyy ottaa huomioon, kun akviferin vesivarastoja aletaan käyttää raakavesilähteenä. (Korkka-Niemi & Salonen 1996.)

2.3 Pohjaveden laatu

Pohjavesi on lähtökohtaisesti parempi raakavesilähde kuin pintavesi, sillä se sijaitsee suojaavien maakerroksien alla, eikä siten ole suorassa kontaktissa esimerkiksi ilman epäpuhtauksien kanssa. Lisäksi osa suotautuvan pintaveden epäpuhtauksista pysähtyy suodattaviin maakerroksiin. Maaperän läpi suotautuva vesi voi kuitenkin liuottaa mukaansa haitallisia aineita, kuten metalleja. Myös maa- ja kivilajeilla on merkitystä pohjaveden laadulle, sillä syvällä maakerroksissa pohjavesi voi liuottaa kivilajeista erilaisia mineraaleja eli ts. elektrolyyttejä. Liuenneet mineraalit voivat heikentää raakaveden laatua, kuten Lounais-Suomen rapakivialueilla, missä maaperän kivistä liukenee pohjaveteen fluoria. Maa- ja kallioperän mineraalikoostumuksen lisäksi pohjaveden sisältämien elektrolyyttien määrään vaikuttaa pohjaveden viipymä maaperässä. Mitä vanhempaa vesi on, sitä enemmän siihen on luonnollisesti pystynyt liukenemaan eri elektrolyyttejä. (Mälkki 1999.)

Pohjaveden laatuun vaikuttaa myös pohjaveden ympäristössä vallitsevat fysikaalis-kemialliset olosuhteet ja ominaisuudet. Tällaisia ominaisuuksia ovat esimerkiksi happamuus,

hapetus-pelkistystasapaino ja bakteerien läsnäolo. Edellä mainittuihin ominaisuuksiin vaikuttaa alueen hydrogeologia eli esimerkiksi se, onko pohjaveden ympäristössä saata-villa happaa vai ei. Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden johdosta maaperä on kompleksinen kemiallinen ympäristö, jossa tapahtuu erilaisia kemiallisia reaktioita. (Mälkki 1999.) Pai-kalliset geologiset olosuhteet luovat omat erikoispiirteensä pohjaveden laadulle (kuten Lounais-Suomen rapakivialueet), mutta muuten pohjaveden laatu on samantyyppistä sa-manlaisissa pohjavesiesiintymissä (Lahermo *et al.* 2002).

Suomessa pohjavedet ovat yleisesti lievästi happamia, hyvin pehmeitä, niukkasuolaisia sekä useimmiten metalliputkistoja syövyttäviä. Lisäksi osassa alueista ilmenee hyvinkin suuria rauta- ja mangaanipitoisuuksia sekä joskus nitriitti- ja ammoniumyhdisteitä. (Mälkki 1999.)

2.4 Syväpohjavesiesiintymän erityispiirteet

Kuten tavallisen pohjaveden, myös syväpohjaveden laatu ja määrä ovat sidoksissa poh-javesiesiintymän hydrogeologiseen ympäristöön ja sen tekijöihin (Chapagain *et al.* 2010). Chapagain *et al.* (2010) tutkivat Nepalissa sadekauden vaikutuksia syväpohjaveden ve-denlaatuun. He tulivat tulokseen, että vuodenajan muutoksilla ei ole siihen merkittävää vaikutusta.

Becker (2006) tutki tavallisten pohjavesien ja syväpohjavesien laatueroja USA:ssa Okla-homassa. Hän otti näytteitä alueen pohjavesikaivoista ja syväpohjavesikaivoista ja tuli tulokseen, että tavallisten pohjavesikaivojen vesi oli muutamissa tapauksissa nitraattipi-toista (yli 0,05 mg/l) ja sisälsi muutenkin tyypillisimpiä pohjavesien ioneja, kuten kal-siumia, bikarbonaatteja, sulfaatteja ja kloridia. Epätavallisia nitraattipitoisuuksien muu-toksia ei ollut havaittavissa syväpohjavesikaivoista. Pohjavesien tyyppi ja muut ionit ovat yleensä peräisin ihmisen toiminnasta, kuten maataloudesta. Siten ihmisen toiminta vai-kuttaa helpommin lähempänä maanpintaa oleviin pohjavesiin kuin syväpohjavesiin. Tä-män lisäksi Becker (2006) raportoi, että joissakin syväpohjavesinäytteissä oli tavalliseen pohjaveteen verrattuna suuremmat pitoisuudet arseenia (yli 2 µg/l), seleeniä (yli 10 µg/l) ja kromia (yli 10 µg/l). Nämä alkuaineet ovat yleensä peräisin maaperän mineraaleista. On mahdollista, että syväpohjavesi on pidemmän aikaa kontaktissa maa- ja kallioperän kanssa ja suotautuessaan syvemmälle maaperään veden mukaan liukenee näitä maaperän mineraaleja enemmän, jolloin niiden pitoisuudet ovat myös suuremmat syväpohjave-dessä.

Edellä esitetyistä tutkimuksista voidaan tehdä johtopäätös, että syväpohjavesi on useim-miten paremmin suojattuna maanpäällisiltä muutoksilta kuin lähempänä maanpintaa si-jaitsevat pohjavesikerrokset. Kuitenkaan tätä merkittävämpiä johtopäätöksiä syväpohja-veden laadusta, määrästä tai iästä ei voida tehdä muiden pohjavesialueiden tutkimuksien perusteella, vaan jokainen pohjavesialue pitää tutkia erikseen.

3. POHJAVEDEN KÄSITTELYTARVE

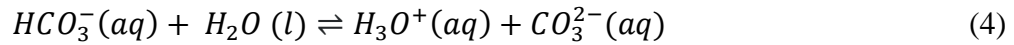
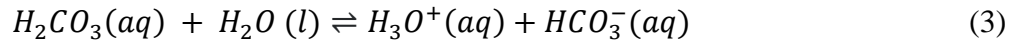
Raakaveden käsittelytarvetta ohjaa lainsäädäntö. Ohjaava asetus on sosiaali- ja terveysministeriön vuonna 2015 uudistama talousvesiasetus (1352/2015) talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Asetuksessa määrätään talousveden laatuvaatimukset terveysvaikutuksien perusteella ja laatusuositukset vesijohtoveden teknisesteettisten tekijöiden, kuten korroosion estämiseksi. Suomessa käsittelemätön pohjavesi on yleensä jo talousvesiasetuksen laatuvaatimukset täyttävää, mutta käsittelemätön raakavesi voi aiheuttaa vesijohtomateriaalien ja vesikalusteiden korroosiota ja teknisesteettisiä ongelmia (Palomäki & Kuorikoski 2001; Karttunen 2004).

Suomen pohjavedet ovat lähes poikkeuksetta metalliputkistoja syövyttäviä. Syövyttävyyden aiheuttaa veden happamuus, alhainen alkaliniteetti ja kovuus sekä veden sisältämät ionit (Valvira 2016). Vaikka nykyisin suuri osa vesijohtoverkostojen putkista ja verkoston osista on korvattu muovilla, se ei ole aina mahdollista, joten verkosto sisältää vielä metallisia putkia ja osia, kuten venttiilejä ja vesimittareita. Lisäksi talouksien omat vesijärjestelmät ovat suurelta osin rakennettu metallisista osista ja putkista. Vesijohtoverkoston korroosio aiheuttaa kustannuksia niin vesilaitoksille kuin kotitalouksillekin, kun korroosion kuluttamia osia joudutaan uusimaan säännöllisesti. Sen vuoksi talousvesi pitää käsitellä siten, ettei se aiheuta korroosiota. Putkirikkojen lisäksi veden kemiallinen ja hygieeninen laatu voi heikentyä, kun korroosio kuluttaa putkistoa. Kuluneista putken osista voi irrota metalliyhdisteitä, tai kulumakohtiin voi muodostua biofilmejä. (Rontu 1992; Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002.)

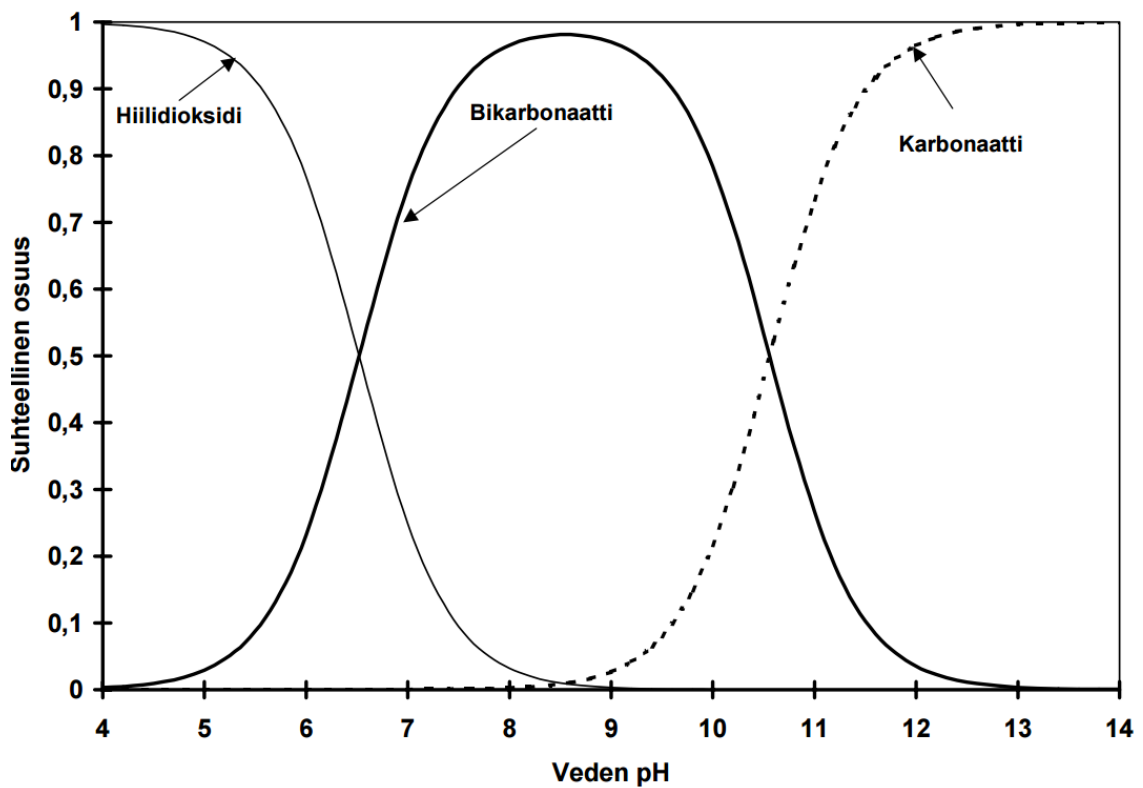
Luvuissa 3.1–3.3 käsitellään yleisimmät pohjaveden laatuongelmat ja niihin vaikuttavat tekijät sekä se, miksi ne edellyttävät pohjaveden käsittelyä. Luvuissa keskitytään tarkastelemaan pohjaveden laatuongelmia tutkimuksen alla olevan syväpohjavesialueen käsittelytarpeen näkökulmasta.

3.1 Veden happamuus

Suomessa pohjavedet ovat yleensä luonnostaan happamia, ja niiden happamuusaste on keskimäärin noin 6,5 (Korkka-Niemi & Salonen 1996). Happamuusasteeseen vaikuttaa suotautuvan veden happamuus ja pohjaveden ympäristö. Maaperässä oleva liuennut hiilidioksidi (CO_2) laskee veden pH:ta, kun hiilidioksidi reagoi veden kanssa ja muuttuu hiilihapoksi (H_2CO_3). Hiilidioksidia muodostuu pohjaveteen, kun maassa oleva orgaaninen aine hajoaa. Hiilihappo protolysoituu vedessä, jolloin muodostuu oksoniumioneja (H_3O^+) ja vetykarbonaatti-ioneja (HCO_3^-), joista vetykarbonaatti-ioni jatkaa protolysoitumista edelleen vetyioniksi (H^+) ja karbonaatiksi (CO_3^{2-}). Edellä kuvatut reaktiot on esitetty reaktioyhtälöin 2-4.



Reaktiot 2-4 kuvaavat veden vapaan ja sidotun hiilidioksidin määrää eli ns. karbonaattitasapainoa. Sidotulla hiilidioksidilla tarkoitetaan vetykarbonaatin ja karbonaatin kokonaismäärää. (Fetter 2001; Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.) Karbonaattitasapainoa ja sen vaikutusta happamuusasteeseen on havainnollistettu kuvassa 1, jossa y-akselilla kuvataan hiilidioksidin, vetykarbonaatin ja karbonaatin suhteellisten osuuksien määrää ja x-akselilla veden pH-arvoa.



Kuva 1. Karbonaattitasapainon ja pH:n yhteys (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002).

Muuttamalla reaktioiden 2-4 tasapainoja eli hiilidioksidin, vetykarbonaatin ja karbonaatin suhteellisiä osuuksia, voidaan veden pH-arvoa säädellä. Esimerkiksi pH:n ollessa 6,5 kokonaishiilidioksidin pitoisuudesta 50 % on hiilidioksidina ja 50 % on vetykarbonaattina (kuva 1). Kun veden vetykarbonaatti- ja karbonaattipitoisuutta nostetaan, veden pH-arvo nousee.

Karbonaattitasapainon lisäksi veden happamuuteen vaikuttaa alkaliniteetti. Veden alkaliniteetti kuvaa veden kykyä vastustaa pH:n muutoksia eli veden puskurikykyä. Suomessa pohjaveden alkaliniteetti on yleensä alhainen, noin 1,0 mmol/l. Suomen pohjavesissä al-

kaliniteetin aiheuttaa melkein yksistään veden sisältämä vetykarbonaatti, jota muodostuu maaperän karbonaattimineraalien rapautuessa CO₂-pitoisessa vedessä. (Korkka-Niemi & Salonen 1996.)

Vesikalusteiden ja -verkoston korroosion estämiseksi veden pH:ta pitää nostaa. Happamuusasteen säätöön käytetään vedenkäsittelymenetelmänä alkalointia, jossa veden pH:n nostoon käytetään alkalointikemikaaleja tai alkaloivia massoja. Luvussa 4 käsitellään yleisimpiä alkalointimenetelmiä.

3.2 Kovuus

Veden kovuudella tarkoitetaan rasvahappoja saostavien kationien, kalsiumionien (Ca²⁺) ja magnesiumionien (Mg²⁺), kokonaismäärää vesitulavuudessa. SI-järjestelmän mukaisesti kovuus ilmoitetaan kalsium- ja magnesiumionien konsentraationa [mmol/l]. Vesi luokitellaan pehmeäksi, kun se sisältää ko. ioneita alle 1,0 mmol/l ja kovaksi, kun ionien konsentraatio on yli 3,0 mmol/l. Pehmeä vesi yhdessä veden happamuuden kanssa lisää talousveden korroosiokykyä. (Brezonik & William 2001.) Kova vesi aiheuttaa kalkkisaostumia vesikalusteiden pinnoille. Veden kalsium- ja magnesiumionien määrällä on vaikutusta myös pesuaineen vaahtoutumiskykyyn ja siten annosteltavan pesuaineen määrään. Pesuaine vaahtoutuu paremmin pehmeässä vedessä, sillä kalsium- ja magnesiumionit inhiboivat veden vaahtoutumista. (Moel *et al.* 2006.)

Käytännössä veden kovuuteen vaikuttaa vain sen kalsiumpitoisuus, sillä raakavesissä magneesiumpitoisuus on kalsiumpitoisuuteen verrattuna suhteellisen pieni. Siten veden kovuutta voidaan säädellä kalsiumpitoisuutta muuttamalla. Talousveden laatusuosituksissa ei ole annettu ohjearvoa veden kovuudelle, mutta yleensä Suomen pehmeiden vesien kovuutta on pyritty nostamaan korroosion vähentämiseksi. Vesi- ja viemärilaitosyhdistyksen oppaassa (2002) neuvotaan asettamaan kalsiumpitoisuus yli 10 mg/l. Yleensä veden käsittelyprosesseissa veden kovuutta ei nosteta erikseen, vaan alkaloinnin yhteydessä veden kovuus voi nousta, jos alkalointiin käytetään kalsiumia sisältäviä yhdisteitä (katso luku 4.2). Yleisesti on käytetty kalsiumkarbonaattia (kalkkikivi) kalsiumin lisäykseen. (Vesi- ja viemärilaitosyhdistys 2002.)

3.3 Rauta ja mangaani

Rauta ja mangaani aiheuttavat veteen ns. teknisesteettisiä haittoja, kuten saostumia putkiin ja vesikalusteiden pinnoille sekä värjäytyymiä pyykkeihin ja astioihin. Rauta aiheuttaa ruskeaa ruosteenväriä ja mangaani tummia värimuutoksia. Talousveden laatusuosituksissa annetut raudan ja mangaanin arvot määräytyvät näiden esteettisten haittojen välttämiseksi, eikä niille ole annettu terveysvaikutuksiin perustuvia laatuvaatimuksia. (Valvira 2016.) Raudasta ei ole terveydelle haittaa sellaisista vesistä, jotka ovat vielä juomakelpoisia. Terveysvaikutuksia voi alkaa ilmetä, jos juotava vesi maistuu raudalle tai siinä on

värimuutoksia. (Valvira 2016; Brezonik & William 2011.) Mangaanista voi aiheutua terveyshaittaa (Brezonik & William 2001), sillä se on neurotoksiininen (Valvira 2016). Haittaa ei kuitenkaan ole todettu ilmentyvän talousveden laatusuosituksen alittavissa pitoisuuksissa ($< 0,05$ mg/l). Yli $0,1$ mg/l mangaania sisältävien juomavesien pitkäaikaisen nauttimisen (koko eliniän) on todettu aiheuttavan neurologisia ongelmia, kuten kehitys- ja oppimishäiriöitä erityisesti lapsilla. (Komulainen 2014.)

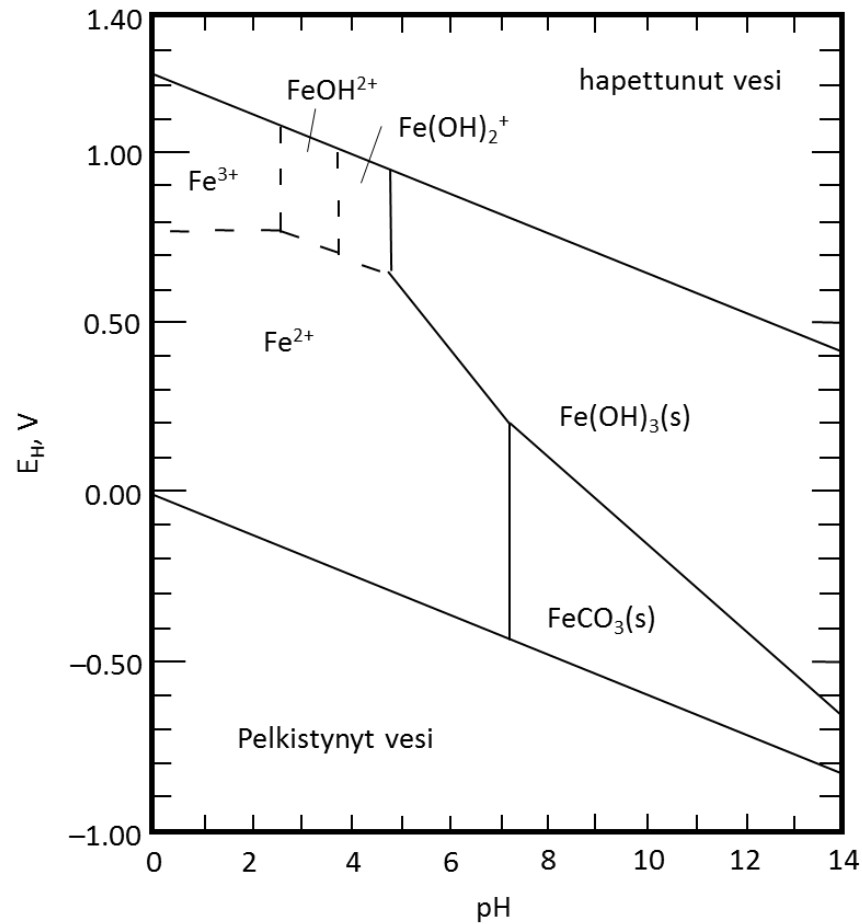
Rautaa ja mangaania liukenee veteen niitä sisältävien mineraalien rapautuessa maa- tai kallioperästä. Rautaa sisältäviä mineraaleja ovat hematiitti, magnetiitti, biotiitti, kloriitti, sarvivälke, sideriitti ja kiisut. Suomen maaperässä nämä mineraalit ovat niin yleisiä, että rautaa voi liueta pohjavesiin lähes kaikkialla. Mangaania sisältäviä mineraaleja ovat sarvivälke ja biotiitti. Pääasiassa rautaa ja mangaania liukenee pohjaveteen maannoskerroksen rikastumisvyöhykkeestä, johon rauta- ja mangaanisaostumat ovat pidättyneet. Saostumien rauta ja mangaani liukenevat, kun vähähappisen pohjaveden pinta nousee maannoskerroksen rikastumisvyöhykkeeseen. (Korkka-Niemi & Salonen 1996.) Rauta ja mangaani ovat siirtymämetalleja ja kemiallisilta ominaisuuksiltaan niin samankaltaisia, että ne esiintyvät pohjavesissä yleensä yhdessä (Brezonik & William 2011).

Pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuuksiin vaikuttaa maa- ja kallioperän mineraalikoostumus, mutta myös pohjaveden ympäristössä vallitsevat hapetus-pelkistysolosuhteet, pH ja mikrobin toiminta (Brezonik & William 2011). Hapetus-pelkistysolosuhteilla tarkoitetaan maaperän kemiallista tilaa, eli onko maaperässä ioneja pelkistävät vai hapettavat olosuhteet. Hapetus-pelkistysolosuhteita kuvataan suureella pelkistymispotentiaali E_h [V]. Se kuvaa ionin tai kemiallisen aineen pelkistymiskykyä eli aineen kykyä vastaanottaa elektroneja. Mitä suurempi pelkistymispotentiaali aineella tai ionilla on, sitä helpommin se pelkistyy.

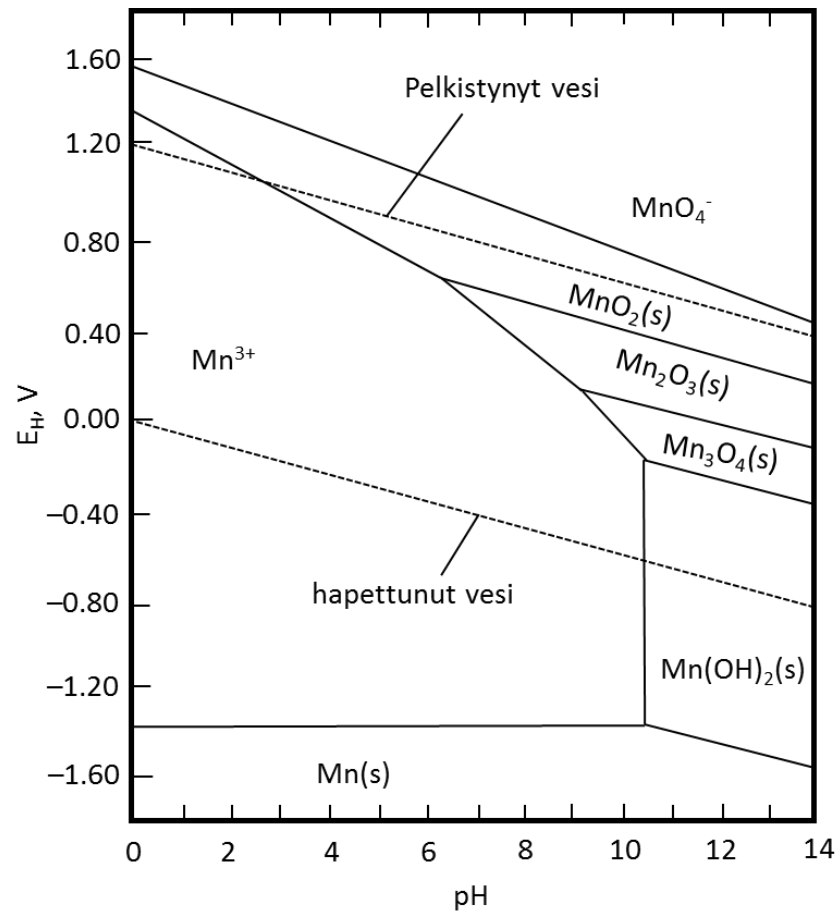
Luonnonvesissä rauta esiintyy yleensä hapetusasteilla II ja III ja mangaani II, III ja IV (Brezonik & William 2011). Raudan pelkistyneempi muoto on kahdenarvoinen ferrorauta (Fe^{2+}) ja hapettuneempi kolmenarvoinen muoto on ferrirauta (Fe^{3+}). Kahdenarvoinen ferrorauta muodostaa veteen hyvin liukenevan rauta(II)oksidin (FeO), kun taas kolmenarvoinen ferrirauta muodostaa niukkaliukoisia rauta(III)hydroksideja ($Fe(OH)_3$) tai rauta(III)oksideja (Fe_2O_3). Mangaanin kemialliset esiintymismuodot ovat samanlaiset kuin raudalla, ja lisäksi mangaani voi esiintyä vielä niukkaliukoisena neljänarvoisena oksidina (Mn_3O_4). Raudan ja mangaanin esiintyminen pohjavedessä on riippuvainen pohjavesiesiintymän happipitoisuudesta. Vähähappisissa ympäristöissä rauta ja mangaani pysyvät veteen hyvin liukenevina rauta- (FeO) tai mangaanioksideina (MnO). Kun happea on runsaasti saatavilla, rauta hapettuu niukkaliukoiseksi kolmiarvoiseksi rautaoksidiksi tai -hydroksidiksi ja mangaani kolmi- tai neliarvoiseksi mangaanioksidiksi. (Sincero & Sincero 2003.) Hapettomia pohjavesiesiintymiä ovat usein synkliiniset, esimerkiksi saven eristämät esiintymät, kun taas antikliiniset akviferit sisältävät runsaasti happea. Synkliinisten akviferien ongelmana on vaihteittainen pohjaveden laadun huonontuminen, kun pohjaveden pumppauksen myötä vähähappisempaa pohjavettä voi ruveta virtaamaan

pohjavesiesiintymän laidoilta. Tämä muuttaa akviferin hapetus-pelkistysolosuhteita raudan ja mangaanin liukenemisen suhteen, jolloin pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet voivat nousta. (Hatva 1989; Palomäki 1998.)

Hapetus-pelkistysolosuhteiden ohella raudan ja mangaanin hapetusasteisiin vaikuttaa veden pH (kuvat 2 ja 3).



Kuva 2. Pelkistyspotentiaalın ja pH:n vaikutus raudan hapetusasteisiin eli esiintymismuotoihin pohjavedessä (Muokattu lähteestä Crittenden et al. 2012).



Kuva 3. Pelkistyspotentiaalin ja pH:n vaikutus mangaanin hapetusasteisiin eli esiintymismuotoihin pohjavedessä (Muokattu lähteestä Crittenden et al. 2012).

Pelkistyspotentiaalin (E_h) tai pH:n noustessa raudan ja mangaanin hapetusluvut kasvavat, jolloin metallit saostuvat (kuvat 2 ja 3). Metallien saostuttua ne on mahdollista poistaa suodattamalla.

4. POHJAVEDEN KÄSITTELYMENETELMIÄ

Pohjaveden käsittelymenetelmien esittelyssä keskitytään Kurikan Kuusistonloukon ja Paloluoman alueen pohjaveden käsittelytarpeeseen. Paloluoman eteläisen osan pohjavesi on tyypillistä suomalaista vähähappista pohjavettä, eli se sisältää happamuutta lisäävää hiilidioksidia, talousveden laatusuosituksia ylittäviä määriä rautaa ja mangaania, ja lisäksi vedellä on alhainen kovuus.

Käsittelymenetelmistä käsitellään ilmastus ja alkalointi. Lisäksi käydään läpi erilaisia raudan- ja mangaaninpoistomenetelmiä. Alkalointia käsittelevässä luvussa kerrotaan alkaloinnin peruseriaate, mutta menetelmissä käsitellään alkalointi kalkkikivisuodattimella, koska sen on todettu olevan käytettävyydeltään ja turvallisuudeltaan paras alkalointimenetelmä suurilla pohjavesilaitoksilla (Rontu 1992). Raudan ja mangaanin poistoa käsittelevässä luvussa kerrotaan raudan ja mangaanin poiston peruseriaatteet. Poistomenetelmiä käsiteltäessä keskitytään raudan ja mangaanin poistoon ilman hapen avulla, adsorptiolla ja biologisilla menetelmillä. Luvuissa esitellään myös eri menetelmien teknisiä toteutusvaihtoehtoja.

4.1 Ilmastus

Ilmastuksella vaikutetaan veden sisältämien kaasujen määrään. Ilmastus on fysikaalinen ilmiö, jossa kaasut siirtyvät nestefaasista ilmaan (strippaus) ja päinvastoin (adsorptio) (Karttunen 2004). Pohjavesien käsittelyssä yleisemmin tarkoituksena on lisätä vähähappiseen raakaveteen happea tai poistaa raakavedestä happamuutta aiheuttavaa hiilidioksidia. Kaasujen siirtyessä voi tapahtua myös kemiallisia ja biologisia vedenlaatumuutoksia, kuten raudan ja mangaanin hapettumista. (Moel *et al.* 2006).

Ilmastusratkaisujen perustoimintaperiaate on sama: neste pyritään saamaan kontaktiin mahdollisimman suurelta alueelta ilman/kaasun kanssa, jolloin kaasujen siirtyminen nestefaasin ja kaasufaasin välillä tehostuu (Moel *et al.* 2006). Ilmastimet voidaan karkeasti lajitella painovoimaa hyväksikäyttäviin ilmastimiin, diffuusioilmastimiin ja mekaanisiin ilmastimiin. Painovoimaa hyväksikäyttäviä ilmastimia ovat mm. porrasilmastimet ja ilmastustornit, joiden läpi vesi virtaa painovoimaisesti ja pisaroituessaan se muodostaa kontaktialan kaasulle. Diffuusioilmastimet perustuvat laitteisiin, jotka tuottavat ilmakuplia vesipatjaan. Pohjavesien käsittelyssä on käytetty mm. kompressorij- ja lautasilmastimia. Mekaaniset ilmastimet kierrättävät vettä esimerkiksi suihkun kautta, jolloin suihkuva vesi pääsee kontaktiin ilman kanssa. (Karttunen 2004.)

4.2 Alkalointi

Alkalointimenetelmillä pyritään vähentämään talousveden happamuutta ja nostamaan alkaliniteettia. Koska veden happamuutta aiheuttavaa hiilihappoa syntyy hiilidioksidista, voidaan veden alkalointi toteuttaa hiilidioksidia vähentämällä. Sitä voidaan vähentää vedestä ilmastamalla sekä alkalointikemikaalien (lipeä, sooda ja sammutettu kalkki) ja alkaloivien massojen (kalsiumkarbonaatti) avulla (taulukko 1). Jos alkalointikemikaalit sisältävät kalsiumia, saadaan myös veden kovuutta nostettua. (Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002.)

Taulukko 1. Eri alkalointikemikaaleja ja niiden alkalointireaktiot (Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002).

Alkalointimenetelmä	Alkalointireaktio
Lipeä (NaOH)	$\text{NaOH}(\text{aq}) + \text{CO}_2(\text{aq}) \rightleftharpoons \text{NaHCO}_3(\text{aq})$
Sooda (Na_2CO_3)	$\text{Na}_2\text{CO}_3(\text{aq}) + \text{CO}_2(\text{aq}) + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2 \text{NaHCO}_3(\text{aq})$
Sammutettu kalkki (Ca(OH) ₂)	$\text{Ca}(\text{OH})_2(\text{aq}) + 2 \text{CO}_2(\text{aq}) \rightleftharpoons \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2(\text{aq})$
Kalkkikivi (CaCO ₃)	$\text{CaCO}_3(\text{s}) + \text{CO}_2(\text{aq}) + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2(\text{aq})$

Eri alkalointimenetelmät ovat käytettävyydeltään ja luotettavuudeltaan erilaisia (taulukko 2). Suurille pohjavesilaitoksille kalkkikivialkaloinnin on todettu olevan paras alkalointimenetelmä, sillä kalkin sisältämä kalsium nostaa veden kovuutta. Kalkkikiven käytössä ei myöskään ole ylialkaloinnin riskiä, koska alkalointireaktio saavuttaa tasapainonsa, kun kaikki käytössä oleva hiilidioksidi on käytetty. Lisäksi laitoshoitajien keskuudessa kalkkikivialkaloinnin on todettu olevan käytettävyydeltään, turvallisuudeltaan ja luotettavuudeltaan paras vaihtoehto verrattuna muihin alkalointimenetelmiin. (Palomäki & Kuorikoski 2001.)

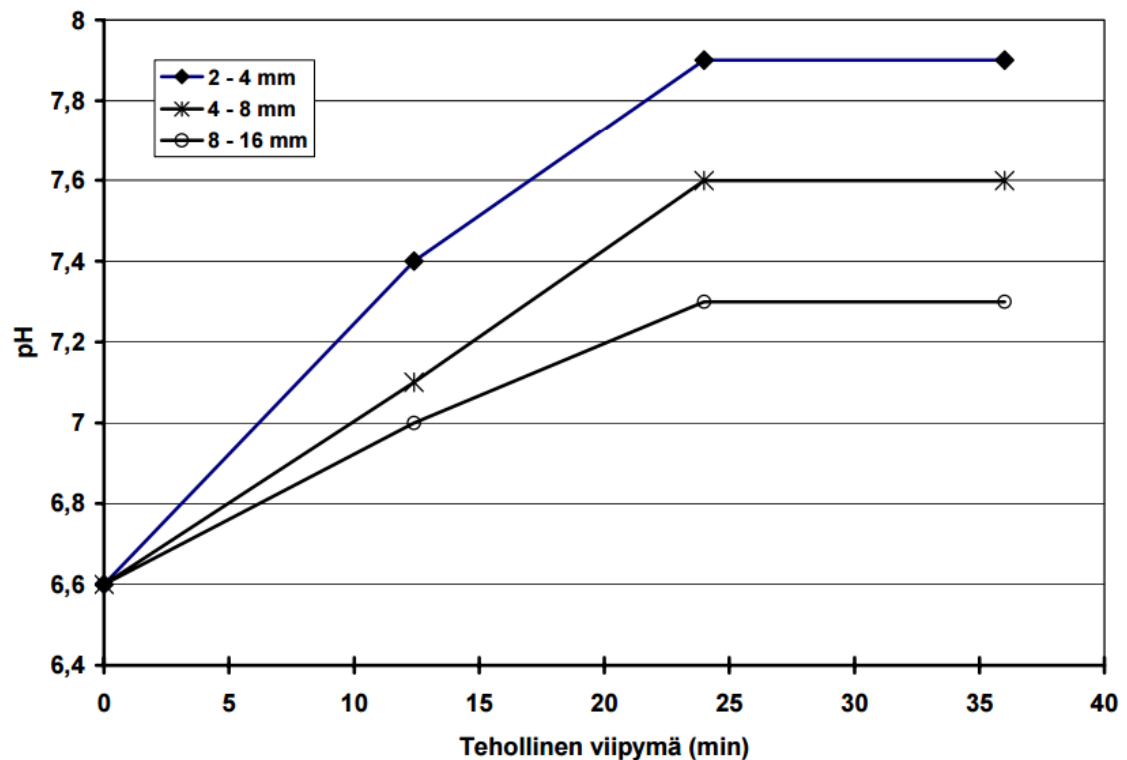
Taulukko 2. Alkalointimenetelmien vertailu (Muokattu lähteistä Rontu 1992 ja Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002). Kovuuden nousun ja alkaliniteetin nousun esittämisessä käytetään veden CO₂-pitoisuutta [mg/l].

Alkalointimenetelmä	Kovuuden nousu [mmol/l]	Alkaliniteetin nousu [mmol/l]	Hyödyt	Haitat	Käyttö
Lipeä	0	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{44 \text{ g/mol}}$	helpot annostelutekniikat	ylialkaloinnin riski, työturvallisuus	pienet vesilaitokset
Sooda	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{88 \text{ g/mol}}$	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{44 \text{ g/mol}}$	helpot annostelutekniikat	työturvallisuus	pienet vesilaitokset
Sammutettu kalkki	0	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{22 \text{ g/mol}}$	helpot annostelutekniikat	ylialkaloinnin riski, työturvallisuus	Suuret vesilaitokset
Kalkkikivi	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{44 \text{ g/mol}}$	$\frac{\text{CO}_2[\text{mg/l}]}{22 \text{ g/mol}}$	ei riskiä ylialkaloinnille, työturvallisuus	suuri allastilavuus	Suuret vesilaitokset

Alkalointikemikaaleilla (lipeä, sooda ja sammutettu kalkki) on todettu olevan työturvallisuusongelmia, sillä ne ovat ihoa tai hengitysteitä ärsyttäviä. (Palomäki & Kuorikoski 2001). Seuraavissa luvuissa on esitelty kalkkikivialkalointisuodattimen mitoitusta ja toimintaa.

4.2.1 Kalkkikivisuodattimen mitoitus

Kalkkikivisuodatuksessa merkittävässä osassa on kalkkikiven raekoko ja liukoisuus, suodatinpatjan paksuus sekä veden viipymä suodattimessa. Raekoolla on merkittävä vaikutus kalkkikiven alkalointireaktion (taulukko 1) reaktionopeuteen (kuva 4), sillä kalkkikivira-keiden pienempi koko takaa suuremman kontaktipinta-alan ja siten suuremman reaktio- nopeuden kuin suurempi raekoko. Samoin käsiteltävän veden suurempi tehollinen vii- pymä suodattimessa nostaa veden pH:ta enemmän, kun käsiteltävä vesi reagoi kalkkiki- ven kanssa pidemmän ajan (kuva 4). (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.)



Kuva 4. Raekoon ja tehollisen viipymän vaikutus käsiteltävän veden happamuuteen (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.)

Teoreettisesti parhaimman alkaloinnin tuottaa kalkkikiven pieni raekoko ja viipymä 25 min (kuva 4). Kalkkikiven raekoon lisäksi halutun happamuusasteen saavuttamiseksi veden viipymään kalkkisuodattimessa vaikuttaa veden CO₂-pitoisuus ja alkaliniteetti, sillä kalkkikivialkaloinnissa on kyse veden karbonaattitasapainosta (kuva 1, luku 3.1.). Kalkkikivialkalointi pystytään toteuttamaan parhaimmillaan vedelle, jonka alkaliniteetti on alle 0,8 mmol/l ja CO₂-pitoisuus välillä 10–15 mg/l (Rontu 1992). Muuten halutun

happamuusasteen eli karbonaattitasapainon saavuttamiseksi veden viipymää suodattimessa tulee nostaa. Liian suurta CO₂-pitoisuutta (yli 15 mg/l) voidaan pienentää ilmastuksella. Jos myös veden alkaliniteetti on suuri (yli 1,5 mmol/l), voidaan ilmastusta käyttää pelkkänä alkalointimenetelmänä. Alkaliniteetin ja CO₂-pitoisuuden ollessa alhaiset (alkaliniteetti alle 0,3 mmol/l ja CO₂-pitoisuus alle 5 mg/l) voi kalkkikivisuodatuksella veden pH nousta yli 9. Tällöin prosessia voidaan säädellä pienentämällä kalkkikivipatjaa tai kalkkikiven raekokoa, laskemalla veden viipymää, lisäämällä CO₂-pitoisuutta tai joltamalla vain osa käsitellystä vedestä kalkkikivisuodattimen läpi. (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.)

Tehollinen viipymä tietynlaiselle vedelle, kalkkikivelle ja raekoolle voidaan määrittää käsittelykoekiden avulla. Kun vaadittavan alkalointitason tehollinen viipymä on määritetty, voidaan suodatinpatjan irtotilavuus määrittää mitoitusvirtaaman avulla kaavalla 5

$$V_{irtto} = \frac{t_{eff}Q_{mit}}{60*a}, \quad (5)$$

jossa V_{irto} on vaadittava kalkkikiven irtotilavuus [m³], t_{eff} tehollinen viipymä [min], Q_{mit} on mitoitusvirtaama [m³/h] ja a on rouhepatjan huokoisuus, josta yleensä käytetään arvoa 0,4 (Palomäki & Kuorikoski 2001; Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002).

4.2.2 Kalkkikiven kuluminen

Kalkkikivisuodattimen alkalointiprosessissa kuluu kalkkikiveä, joten sitä pitää lisätä säännöllisin väliajoin, että käsiteltävän veden viipymä kalkkikivipatjassa pysyy halutuna. Teoreettisesti kalkkikiven kulutus voidaan laskea kalkkikiven alkalointireaktion kertoimien ja ainemäärän (n) avulla. Kalkkikiven alkalointireaktion (taulukko 1, luku 4.2) kertoimien mukaan kaikkien aineiden ainemäärä on sama, joten aineiden kulutus (m) voidaan laskea moolimassojen (M) avulla kaavalla 6

$$n_{CaCO_3} = n_{CO_2} \rightarrow \frac{m_{CaCO_3}}{M_{CaCO_3}} = \frac{m_{CO_2}}{M_{CO_2}}. \quad (6)$$

Kalsiumkarbonaatin moolimassa on 100 g/mol ja hiilidioksidin 44 g/mol, joten yhden hiilidioksidigramman sitomiseen tarvitaan 2,27 grammaa kalsiumkarbonaattia. Tämä on teoreettinen kalkkikiven kulutus, mutta todellisuudessa kulutus ei aina täsmää teoreettisesti lasketun arvon kanssa, sillä veden laadulla (alkaliniteetti, CO₂-pitoisuus ja kovuus) on merkitystä kalkkikiven kulutukseen.

Rontu (1992) esitti vaihtoehtoisen tavan laskea kalkkikiven kulutusta, ja se perustuu suodattimelle tulevan ja sieltä lähtevän veden hiilidioksidimäärään kaavan 7 mukaisesti:

$$K = 20,5 * (CO_{2t} - CO_{2l}), \quad (7)$$

jossa K on kalkkikiven kulutus [mg/l], CO_{2t} on CO_2 -pitoisuus [mg/l] suodattimelle tulevassa vedessä [mg/l] ja CO_{2l} on CO_2 -pitoisuus [mg/l] suodatetussa vedessä. Tälläkin yhtälöllä lasketut tulokset voivat poiketa todellisesta kalkkikiven kulutuksesta. (Rontu 1992.) Koska absoluuttista käytäntöön pätevää teoreettista laskukaavaa ei ole, arvioidaan kalkkikiven kulutus laitoskohtaisesti käytäntöön perustuen.

4.2.3 Raudan ja mangaanin poisto kalkkikivisuodattimella

Kalkkikivisuodatuksen on todettu vähentävän rauta- ja mangaanipitoisuuksia käsiteltävästä vedestä (Sallanko & Lakso 2000; Palomäki & Kuorikoski 2001; Antikainen & Hintsu 2006; Mohd Sanusi *et al.* 2016; Vihanta 2016). Rauta voi saostua ilman hapen vaikutuksesta kalkkikivisuodattimen pinnalle, jolloin muodostunut sakkakerros edesauttaa rautaa ja mangaania hapettavan biofilmin muodostusta. Suodattimeen voi syntyä myös luonnollinen mangaani- tai rautaoksidikerros, joka katalyyttisesti hapettaa mangaania ja rautaa (Sallanko & Lakso 2000; Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002.)

Kalkkikivisuodatusta voidaan käyttää raudan ja mangaanin poiston tehostamisessa joko käyttämällä ns. etualkalointia ennen varsinaista raudan ja mangaanin poistoprosessia tai sijoittamalla kalkkikivisuodatin varsinaisen raudan ja mangaanin poistoprosessin jälkeen, jolloin saadaan poistettua raudan ja mangaanin jäännöspitoisuudet. Etualkaloinnin tarkoituksena on nostaa veden pH:ta, jolloin saadaan nopeutettua raudan ja mangaanin kemiallista ja biologista saostumista. Mangaanin biologisen poistoprosessin tehostamiseksi tulisi veden pH:n olla yli 6,5. Raudan vähenemään pH:n nostolla ei ole niin suurta vaikutusta biologisissa prosesseissa. Jos etualkalointiin on yhdistetty ilmastus, hapettuu rauta ilman vaikutuksesta, jolloin se pidättyy kalkkikivisuodattimeen. (Palomäki 1998.)

Länsi-Suomen ympäristökeskus tutki käsittelykokeiden avulla kalkkikivisuodattimen raudan ja mangaanin poistoa Vöyrin kunnassa sijaitsevalla Kaurajärven pohjavesialueella. Kaurajärven pohjavesi ylittää talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuosituksen raudan osalta (< 200 µg/l). Mangaanin osalta pitoisuudet eivät ylitä talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositusta (< 50 µg/l) (taulukko 3). Käsittelykoelaitteisto koostui ilmastuksesta ilmastuspellin avulla ja 200 litran kalkkikivisuodattimesta. (Antikainen & Hintsu 2006.)

Taulukko 3. Rauta- ja mangaanipitoisuuksien vähenemä, pH ja happipitoisuus kalkkikivi-suodatuskokeissa. R=raakavesi, K=ilmastuksella ja kalkkikivellä käsitelty vesi (Antikainen & Hintsala 2006).

Pvm.	Fe µg/l		Mn µg/l		pH		O ₂ mg/l	
	R	K	R	K	R	K	R	K
12.7.2005	50	46	10	27	5,8	8,2	1,1	6,2
22.8.2005	1300	25	38	28	6,0	7,7	1,1	6,4
7.9.2005	1400	26	37	19	6,0	8,3	1,0	4,7

Käsittelykoe osoitti (taulukko 3), että jo pelkällä ilmastuksella ja kalkkikivisuodatuksella päästiin alle talousvesiasetuksen asettamien laatusuosituksien (Fe-pitoisuus alle 200 µg/l ja pH yli 6,5).

Laitosmittainen rautaa ja mangaania poistava kalkkikivisuodatin on mm. Kälviän Vesi- osuuskunnan ja Kannuksen Vesiosuuskunnan yhteisellä Viirrekankaan kalkkikivialkalointilaitoksella. Raakaveden sisältämä rauta (700 µg/l) ja mangaani (100 µg/l) poistetaan kalkkikivisuodatuksella alle talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuosituksien. Ennen kalkkikivisuodatusta laitoksella on ilmastus, joka edesauttaa raudan ja mangaanin poistoa. (Vihanta 2016.) Rautaa ja mangaania sisältävän veden kalkkikivisuodatuksessa ongelmana on metallien saostuminen kalkkikivisuodattimeen ja siten suodattimen alkalointikyvyn heikkeneminen. Tällöin suodatinta tulee huuhdella säännöllisesti, jotta suodattimeen kertynyt sakka saadaan poistettua. (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.) Kalkkikivisuodattimien huuhtelutarve ja -tiheys riippuu käsiteltävän veden laadusta, joten sopiva huuhteluväli suodattimille säädetään laitoskohtaisesti. Kehittämällä kalkkikivisuodatusmenetelmää voitaisiin alkalointi sekä raudan ja mangaanin poisto toteuttaa yhtäaikaaisesti, jolloin veden käsittelykustannukset olisivat alhaisemmat.

4.2.4 Kalkkikivisuodatuksen tekninen toteutus

Kalkkikivisuodatus perinteisissä allasuodattimissa voidaan toteuttaa erityyppisillä teknisillä ratkaisuilla. Menetelminä on yleisesti käytetty joko ns. perinteistä mallia tai käänteismenetelmää. Perinteisessä mallissa vesi virtaa kalkkikivipatjan läpi ylhäältä alaspäin ja käsitelty vesi poistuu suodattimen alapuolelta. Käänteisessä mallissa vesi virtaa altaan pohjalta ylöspäin ja käsitelty vesi poistetaan suodattimen yläpinnalta. (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.) Perinteisen menetelmän etuna on ilmastuksen helppo toteuttaminen ennen varsinaista suodatusta. Siten perinteisen menetelmän käyttö on kannattavaa, jos käsiteltävä vesi sisältää liikaa hiilidioksidia (yli 15 mg/l) (Palomäki & Kuorikoski 2001). Kalkkikivisuodattimen optimaalinen toiminta vaatii hiilidioksidia, joten jos käsiteltävä vesi ei sisällä hiilidioksidia tarpeeksi, on käänteismenetelmän käyttö kannattavampaa. Käänteismenetelmän etuna on myös raudan ja mangaanin hapettumisen estyminen ilman hapen vaikutuksesta, minkä vuoksi suodattimen huokoset eivät tukkeennu helposti. Perinteisen menetelmän etuna on lisäksi huuhtelutarpeen havaitseminen, sillä vesi virtaa

suodattimeen ylhäältä alaspäin, minkä takia suodatinmateriaalin tukkeutuminen huomataan helpommin kuin käänteisessä menetelmässä. Perinteisen menetelmän puutteena on taas hienojakoisen kalkkikiven ja sakan kulkeutuminen huuhteluveden ja huuhteluilma putkistoihin. Perinteisen ja käänteisen menetelmän lisäksi on olemassa myös muita laiteratkaisuja vesivirran johdattamiseen suodatinpatjan läpi. (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.)

Perinteisten allassuodattimien koko on suoraan verrannollinen käsiteltävän veden määrään, sillä suuria vesimääriä alkaloitaessa tulee halutun veden viipymän saavuttamiseksi suodattimen allastilavuutta kasvattaa. Suuret suodattimet ovat rakennuskustannuksiltaan taloudellisesti kannattamattomia. Siksi perinteiselle suodattimelle on kehitetty vaihtoehtoisia menetelmiä, joissa tehollista viipymää pienentämällä on saatu rakennettua pienempiä suodatinyksiköitä. Yksi esimerkki on suodatuksen korvaaminen leijupetimenetelmällä, jossa kalkkikivi leijuu vesimassassa ja siten kalkkikiven alkalointireaktion nopeus kasvaa, mikä mahdollistaa pienemmän veden viipymän. (Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2002.)

4.3 Raudan ja mangaanin poistomenetelmät

Raudan ja mangaanin poistomenetelmät perustuvat fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin reaktioihin. Menetelmät ovat käytettävyydeltään ja kustannuksiltaan erilaisia, joten niiden käyttö riippuu pitkälti käsiteltävän veden määrästä. Taulukkoon 4 on koottu yleisimmät raudan ja mangaanin poistomenetelmät, ja menetelmiä on vertailtu keskenään.

Taulukko 4. Raudan ja mangaanin poistomenetelmien ominaisuuksien vertailu (Muokattu lähteestä Chaturvedi & Dave 2012. Päivitetty lähteistä ⁽¹⁾Cho 2005, ⁽²⁾Sallanko & Lakso 2000, ⁽³⁾Pacini et al. 2005, ⁽⁴⁾Cho 2007 ja ⁽⁵⁾Isomäki et al. 2006.)

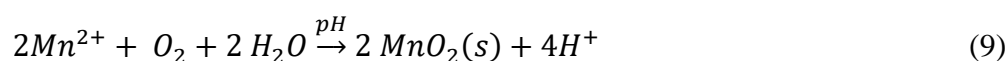
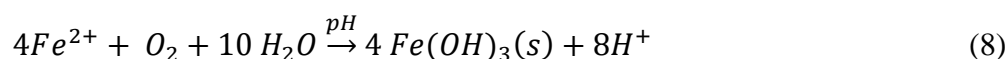
Menetelmä	Vähenemä	Käyttöolosuhteet	Edut	Haitat	Hinta
Hapetus ja suodatus; kemiallinen Fe:n ja Mn:n hapettaminen (esim. happi, kloori, peroksidi, permanganaatti, otsoni)	80–90 %	pH yli 7,5	Voidaan käyttää ilman happea raudan hapettamiseen	Mangaani ei hapetu ilman hapen avulla Kemikaalien käyttö	N. 3,60 €/m ³ (alhaisempi jos käytetään happea hapettimena)
Adsorptio	84–92 %		Nopea palautuminen huuhtelusta ja vähäinen huuhteluvedentarve	Mahdollinen regeneroinnin tarve	Alhainen
Biosuodatus; Fe:n ja Mn:n biologinen hapettaminen	70 % 85–95 % ³	Bakteerien kasvun kannalta otolliset olosuhteet	Ei kemikaaleja. Alhaiset käyttökustannukset	Prosessin käynnistyminen vaatii oman aikansa huuhtelujen jälkeen	Alhainen
Ioninvaihto	n. 90 %	Raakaveden Fe/Mn-pitoisuus alle 25 mg/l Fe/Mn oltava ionimuodossa	Voidaan poistaa orgaaniseen ainekseen sitoutunutta rautaa. Vedden laadulla (kuten pH ja alkaliniteetti) ei ole merkitystä poistoon	Tukkeutuu nopeasti Ei sovellu suurille käsittelymäärille Ei sovellu suurille Fe/Mn-pitoisuuksille	0,25–1,13 €/m ³
Ilmastettu rakeinen suodatin: suodatinmateriaali esim. hiekka tai aktiivihiili	70–90 %	pH 7,5–8,0 (pH yli 9,6 mangaanin poisto 99% ⁴) lämpötila 15–30 °C	Kemiallisesti katalysoitu reaktio ¹ Korkea suodatusnopeus Kemikaaliton	Tiheä huuhtelun tarve Poistaa paremmin rautaa kuin mangaania ²	Alhainen
Kalvosuodatus	80–90 %		Poistaa myös muita epäpuhtauksia kuin Fe ja Mn ⁵ Kemikaaliton Pienet käyttökustannukset	Ei pysty kokonaan poistamaan liuenneita epäorgaanisia ioneita	Suuret investointi kustannukset (vähäisten Fe/Mn-pitoisuuksien poisto ei kustannustehokasta ⁵)
Elektrokoagulaatio	95–99 %	pH 7,5	Ei vaadi suuria rakennuskustannuksia	Elektrodeja pitää uusien melko usein	5,38 €/m ³

Poistomenetelmistä valittiin tarkempaan tarkasteluun ja kokeelliseen osuuteen adsorptio ja biosuodatus. Nämä menetelmät ovat taloudellisesti kannattavimpia, kun käsitellään rautaa ja mangaani sisältävää vettä (taulukko 4). Jos raakavesi sisältäisi myös muita liuenneita epäpuhtauksia, kuten ammoniumia tai klooria, olisi myös kalvosuodatus taloudellisesti kannattava vaihtoehto (Isomäki *et al.* 2006).

Adsorptio ja biosuodatus ovat molemmat luonnollisia prosesseja, ja niiden käyttöön ei tarvita kemikaaleja, kuten hapetuksessa vahvan hapettimen avulla, tai monimutkaisia laiteratkaisuja, kuten elektrokoagulaatiossa. Adsorption ja biosuodatuksen lisäksi raudan ja mangaanin poistoa tarkastellaan kalkkikivisuodattimella. (Sallanko & Lakso 2000; Palomäki & Kuorikoski 2001).

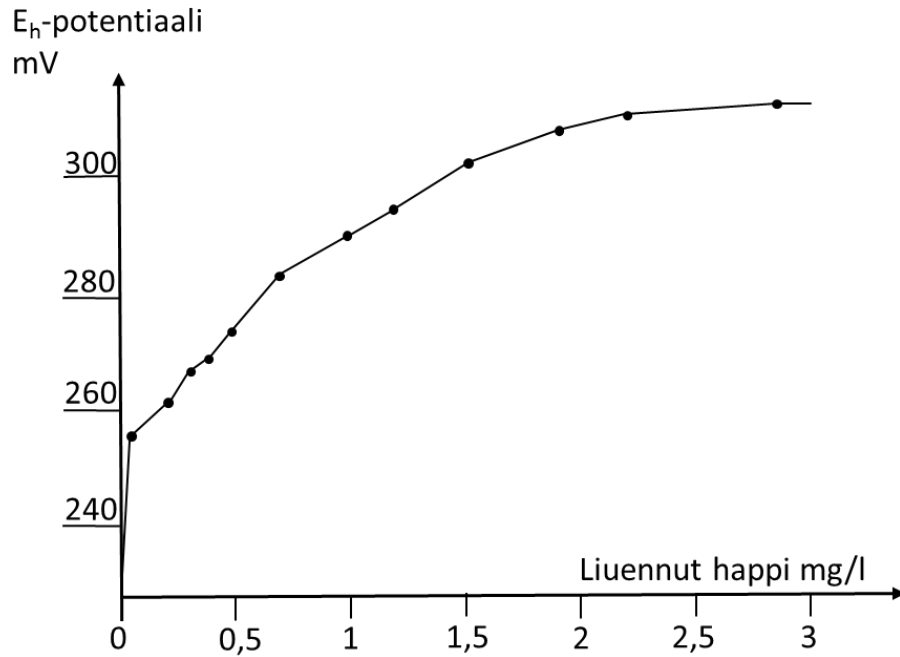
4.3.1 Hapetus ilman hapen avulla

Kemiallisesti rautaa ja mangaania voidaan poistaa hapettamalla. Hapettimena voi toimia ilman happi tai kemialliset hapettimet, kuten kaliumpermanganaatti (KMnO₄), otsoni (O₃) tai kloorin (Cl) johdannaiset. Raudan ja mangaanin kokonaishapetusreaktiot (8–9) hapen kanssa ovat seuraavat:



Raudan ja mangaanin hapettumisnopeuksiin vaikuttaa veden pH. Raudan hapetusnopeus kasvaa pH:n noustessa (Moel *et al.* 2006). Mangaanin hapetusreaktio on hidas, ja käytännössä mangaani ei hapetu suoraan vedestä ilman hapen vaikutuksesta, ellei veden pH ole yli 9 (Degremont 2007).

Raudan ja mangaanin hapettumisella ilman vaikutuksesta on eri hapetusnopeuksia, jotka johtuvat hapetus-pelkistystasapainosta, sillä rauta tarvitsee pienemmän E_h-potentiaalin kuin mangaani (kuvat 2 ja 3). Hapen avulla veden pelkistyspotentiaali saadaan nostettua maksimissaan arvoon 320 mV (kuva 5). Rauta saostuu ilman hapen vaikutuksesta, sillä rauta on hapettuneessa muodossa, kun E_h-potentiaali ylittää arvon 230 mV. Happamuusaste on silloin talousvesiasetuksessa hyväksytyllä alueella, yli 6,5. Veteen liukoinen kahdenarvoinen mangaani tarvitsee suuremman E_h-potentiaalin, jos veden pH on talousvesiasetuksen hyväksymällä alueella (6,5–9,5). (Hatva & Seppänen 1983.)



Kuva 5. Liunneen hapen vaikutus E_h -potentiaaliin vesiliuoksessa (Muokattu lähteestä Hatva & Seppänen 1983).

Pienikin hapen lisäys nostaa veden E_h -potentiaalia (kuva 5). Hapen määrän kasvaessa yli 3 mg/l ei merkittävää muutosta E_h -potentiaalissa enää havaita. (Hatva & Seppänen 1983).

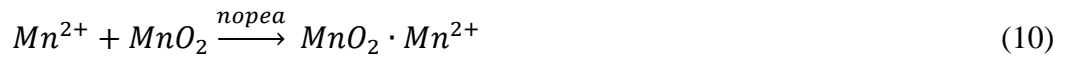
Koska mangaanin hapettaminen ilmalla on hidas reaktio, käytetään sen hapettamiseen yleensä vahvoja hapettimia, kuten kaliumpermanganaattia ($KMnO_4$), otsonia (O_3) tai kloorin (Cl) johdannaisia (Ellis *et al.* 2000). Kemiallisten hapettimien käytölle tulisi löytää vaihtoehtoja, sillä niiden käytöstä aiheutuu kustannuksia, ja ne eivät ole ympäristöystävällinen vaihtoehto. Kemiallisten menetelmien sijasta on siirrytty käyttämään biologisia menetelmiä, jotka ovat ympäristöystävällisempiä ja turvallisempia käyttökäytölle kuin kemialliset menetelmät. (Palomäki 1998.)

4.3.2 Adsorptio

Adsorptio on fysikaalinen prosessi, jossa nestemäinen (tai kaasumainen) aine muodostaa ohuen kalvon kiinteään aineen pinnalle. Raudan ja mangaanin adsorptioon perustuvassa vedenkäsittelymenetelmässä veteen liuenneet Fe(II)- ja Mn(II)-ionit adsorboituvat suodatinmateriaalin päälle, esimerkiksi kvartsihiekan pinnalle. Adsorptiokerroksessa tapahtuu kahdenarvoisten ionien hapettuminen, jolloin suodatinmateriaalin pinnalle muodostuu rauta- tai mangaanioksidipinta. Tämä pinta toimii reaktiivisempänä adsorptiopintana, ja siten Fe(II)- ja Mn(II)-ionien adsorptio tapahtuu autokatalyyttisesti. (Sharma 2001; Sallanko *et al.* 2005)

Raudan adsorptio edellyttää, että rauta saapuu suodattimelle pelkistyneessä liuenneessa muodossa. Siten jos rauta halutaan poistaa adsorptiolla, tulee ilmastusta vähentää, eikä veden pH:ta saa nostaa liikaa, ettei rauta saostuisi. Vesi ei kuitenkaan saisi olla aivan hapetonta, että adsorboitunut rauta hapettuisi adsorptiopinnalla. (Sharma 2001.)

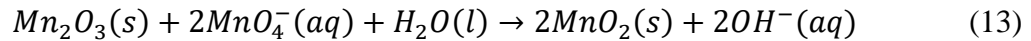
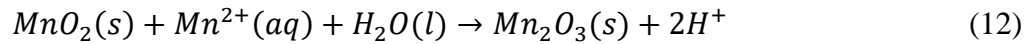
Mangaanin adsorptio tapahtuu mangaanioksidilla päällystetylle suodatinpinnalle yhtälöiden 10 ja 11 mukaisesti.



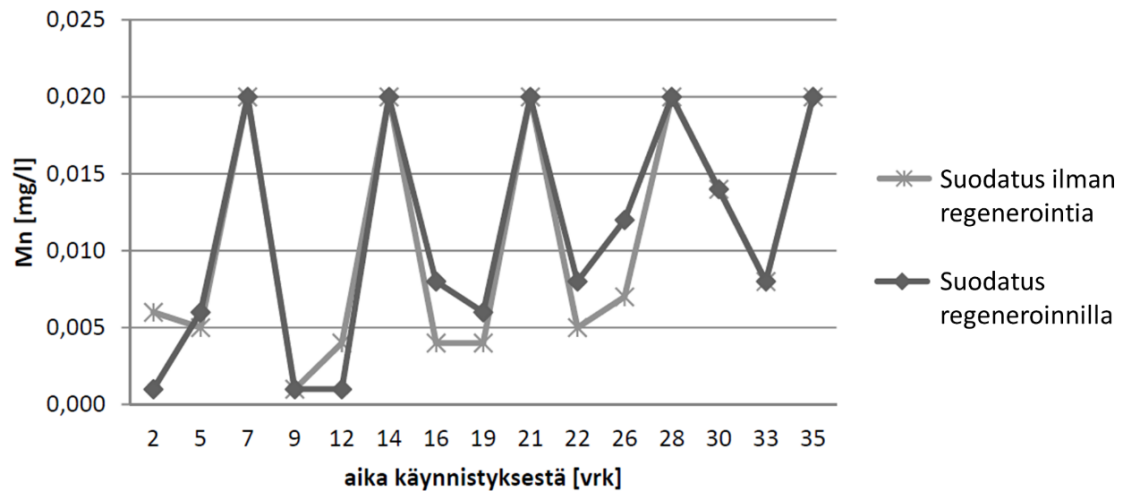
Näistä reaktio 10 tapahtuu nopeasti. Siinä pelkistynyt Mn^{2+} adsorboituu suodatinmateriaalin mangaanioksidipintaan. (Degremont 2007.) Mangaanioksidipinta voi muodostua luonnollisesti suodatinmateriaalin pinnalle, tai suodattimissa voidaan käyttää prosessin tehostamiseksi mangaanioksidilla päällystettyjä suodatinmateriaaleja (Piispanen 2012). Reaktiossa 11 suodatinmateriaaliin adsorboitunut pelkistynyt mangaani jatkaa hitaasti hapettumista mangaanioksidiksi. (Degremont 2007.) Hapettuminen voi olla kemiallista tai biologista. Kuten kemiallisessa mangaanin poistossa, myös adsorptiomenetelmässä mangaanin hapettumiseen vaikuttaa veden pH. Happamuusasteen ollessa 6, mangaanin poisto on 80 % hitaampaa kuin pH:n ollessa 8 (Piispanen & Sallanko 2010).

Piispanen & Sallanko (2010) tutkivat mangaanioksidilla päällystetyn suodatinmateriaalin toimintaa mangaanin ja raudan poistossa. He huomasivat, että mangaanin poisto tehostui, ja että mangaanioksidimassa tehosti myös raudan poistoa. Mangaanioksidimassaa sisältävässä suodattimessa mangaanin vähenemä oli 95–100 %, kun referenssisuodattimessa mangaanin vähenemä oli 5 %. Raudan vähenemä oli keskimäärin 24 % suurempi kuin referenssisuodattimissa. Tuloksen tulkinnassa tulee kuitenkin huomioida, että lähes 99 % raudasta poistuu prosessin aikaisemmissa vaiheissa. (Piispanen & Sallanko 2010.) Nik Daud *et al.* (2013) tutkivat myös raudan ja mangaanin poistoa mangaanioksidilla päällystetyllä suodatinmateriaalilla. Heidän tutkimukset osoittivat, että mangaanioksidimassalla päällystetty suodatinmateriaali poistaa tehokkaasti mangaania (pitoisuudet alle suositusrajojen) ja osittain myös rautaa. Tehokkaan mangaanin poiston lisäksi adsorption etuna on, että sillä poistettu mangaanisakka on paksumpaa kuin kemiallisesti saostettu, joten sen poisto käsittelyprosessista on helpompaa. (Piispanen & Sallanko 2010.)

Adsorptiomenetelmän haittana on adsorptiopinnan adsorptiutilojen täytyminen, jolloin mangaanioksidipinta voi passivoitua (reaktio 12). Tällöin suodatin pitää regeneroida. Regenerointi voidaan tehdä vahvalla hapettimella esimerkiksi permanganaatilla (MnO_4^-) tai natriumhypokloriitilla (NaClO) (Piispanen & Sallanko 2010). Regeneroinnissa suodatinta huuhdellaan hapettimella, jolloin mangaanioksidipinta taas aktivoituu (reaktio 13). (Degremont 2007.)



Piispanen & Sallanko (2010) tutkivat regeneroinnin vaikutusta mangaanin ja raudan poistoon. He totesivat, ettei regenerointi parantanut merkittävästi mangaanin vähenemää. Päinvastoin joissakin näytteissä regeneroinnin huomattiin jopa pienentävän sitä (kuva 6).

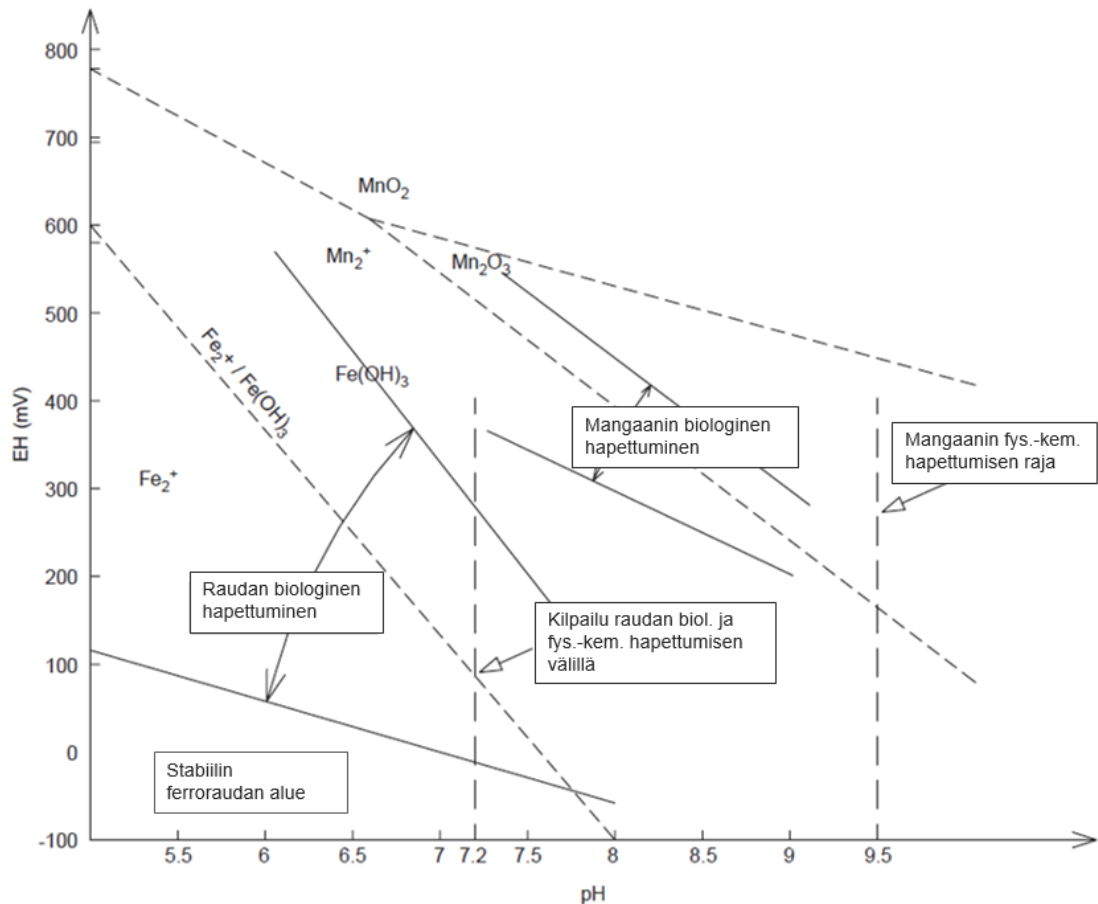


Kuva 6. Mangaanioksidipinnan regeneroinnin vaikutus mangaanin vähenemään mangaanioksidimassaa sisältävässä suodattimessa (Muokattu lähteestä Piispanen 2012).

Regeneroinnilla ei ollut vaikutusta raudan vähenemään. Kokeissa käytettiin hapettimena 10 %:sta natriumhypokloriittia. (Piispanen & Sallanko 2010.) Regeneroinnin toimivuus tulee testata suodatinkohtaisesti. Usein regeneroinnin sijasta voi riittää säännöllinen suodattimen huuhtelu (Piispanen & Sallanko 2010).

4.3.3 Biosuodatus

Biosuodatuksessa rautaa ja mangaania poistetaan vedestä bakteerien avulla. Yleensä samat bakteerit hapettavat sekä rautaa että mangaania, mutta yleisesti bakteerit suosivat anabolisissa reaktioissaan rautaa. Lisäksi mangaania saostavat bakteerit kasvavat hitaammin kuin pelkästään rautaa saostavat. Koska bakteerit käyttävät enemmän rautaa kuin mangaania, tulisi mangaanin poiston tehostamiseksi veden rautapitoisuutta laskea. Mangaanin biologinen hapettaminen vaatii myös korkeamman pH:n ja pelkistymispotentiaalin kuin raudan hapettaminen (kuva 7). (Meloni 2007.) Pelkistymispotentiaalinen ja pH:n lisäksi bakteerien asettamia vaatimuksia kasvuympäristölle ovat liuennun hapen määrä, lämpötila ja ravinteet (Hatva & Seppänen 1983).

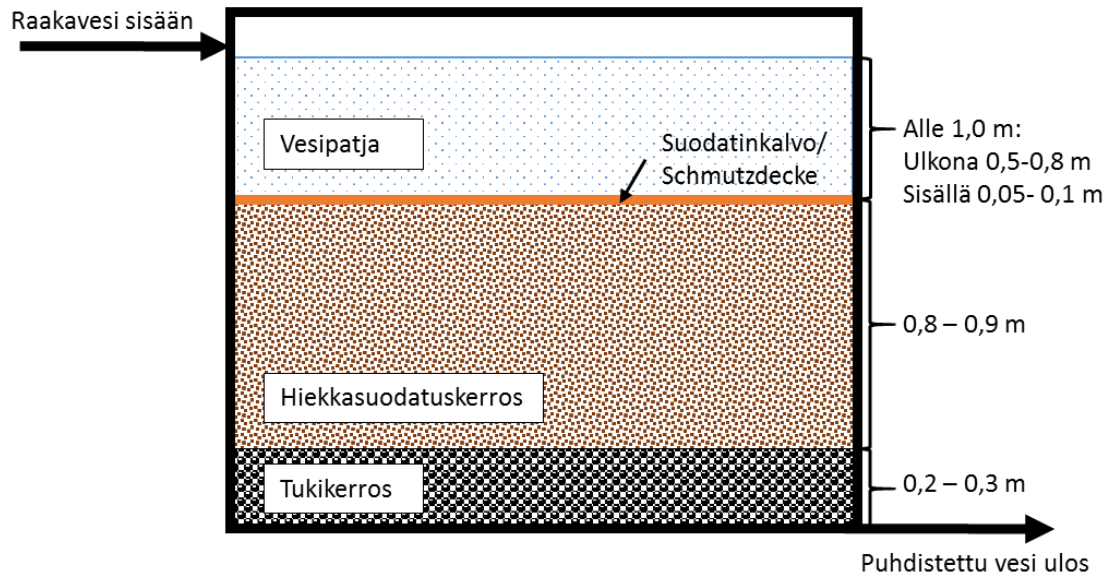


Kuva 7. Pelkistyspotentiaalın ja pH:n vaikutus raudan ja mangaanin hapettumiseen (Rönnqvist 2006, muokannut lähteestä Mouchet 1992).

Raudan ja mangaanin biologinen hapettuminen tapahtuu alhaisemmassa pH:ssa (rauta 6–8, mangaani 7,3–9) kuin fysikaaliskemiallinen hapettuminen (rauta pH yli 7,2, mangaani pH yli 9,5) (kuva 7) (Mouchet 1992). Koska mangaanin biologisessa hapetuksessa ei tarvitse nostaa pH:ta yli 9, on se fysikaaliskemialliseen hapetukseen verrattuna parempi vaihtoehto talousveden tuotannon kannalta.

Yhtäaikainen biologinen raudan ja mangaanin poisto suoritetaan yleensä hidassuodatusmenetelmällä, sillä raudan ja mangaanin eri hapettumisolosuhteet edellyttävät pitkää viipymää. (Mouchet 1992; Sharma 2001). Myös pikasuodatus on mahdollinen menetelmä, jolloin usein käytetään kahta eri suodatinta. Tällöin raudan ja mangaanin hapettaminen voidaan toteuttaa erikseen (Mouchet 1992).

Biosuodatuksessa (kuva 8) käytetään suodatinkerroksena yleensä hiekkaa, esimerkiksi kvartssia, jonka alla on karkearakaisempi tukikerros.



Kuva 8. Biosuodatusyksikön (hidassuodatuksen) rakenne (Muokattu lähteistä Hatva & Seppänen 1983, Wegelin 1996, Palomäki 1998 ja Moel et al. 2006).

Biosuodattimen toiminta perustuu suodatinkerroksen pinnalle muodostuvan suodatinkalvon (Schmutzdecke) toimintaan (Karttunen 2004; Moel et al. 2006). Suodatinkalvo muodostuu fyysikaalisesti, kun suodatinmateriaalien huokosia suuremmat partikkelit pidäytyvät suodatinmateriaalin pinnalle muodostaen siihen aktiivisen bakteeripinnan eli biofilmin. Mangaania hapettavat bakteerit kasvavat hitaasti (Meloni 2007), ja siten voi kestä useita kuukausia, ennen kuin biosuodatin alkaa toimia mangaania poistavana suodattimena. (Karttunen 2004.)

Hidassuodatusprosessia suunniteltaessa tärkein huomioitava parametri on suodatusnopeus eli pintakuorma [m/h]. Suodatusnopeus (v_s) voidaan laskea yhtälön 14 mukaisesti

$$v_s = \frac{q_{mit}}{A}, \quad (14)$$

jossa q_{mit} on suodattimen mitoitusvirtaama [m^3/h] ja A on suodattimen poikkipinta-ala [m^2]. Ollikaisen (1989) esittämä oletusarvo hidassuodatuksen suodatusnopeudelle on 0,1-0,2 m/h. Hyvälaatuiselle vedelle suodatusnopeus voi olla myös suurempi, mutta sen ylittäessä 0,4 m/h mangaanin puhdistusteho heikkenee huomattavasti. (Hatva & Seppänen 1983; Ollikainen 1989.) Uusissa tutkimuksissa on huomattu, että suodatusnopeus voidaan asettaa huomattavasti korkeammalle kuin tavallisissa Suomessa käytetyissä hidassuodattimissa (Štembal et al. 2005). Štembal et al. (2005) tutkivat rauta- ja mangaanipitoisuuksien vähentämistä pohjavedestä pilottilaitoksien avulla. He käyttivät suodatinta, joka oli täytetty kvartsihiekkalla. Hiekan päälle muodostui luonnollisesti mangaanioksidikerros ja biofilmi. Raakavesi ilmastettiin, minkä jälkeen ilmastettu vesi ajettiin pai-

neistettuun hiekkasuodattimeen. Kokeissa tutkittiin erilaisten ilmastusmenetelmien, suodatusnopeuksien ja suodattimen painetasojen yhteisvaikutusta puhdistustehokkuuteen. Kokeissa käytettiin erilaisia raakavesiä, joiden rautapitoisuus vaihteli välillä 0,98–2,45 mg/l ja mangaanipitoisuus välillä 0,1–1,06 mg/l. Rauta ja mangaani saatiin poistettua biosuodattimilla, joiden suodatusnopeus oli korkea, jopa 22–24 m/h. (Štembal *et al.* 2005.) Suodatusnopeuden kasvaessa näin suureksi puhutaan usein pikasuodattimista (Moel *et al.* 2006).

Raakavedelle soveltuvan biosuodattimen suodatusnopeus voidaan testata vedenkäsittelykokeiden avulla. Suodatusnopeuden avulla saadaan suodattimen koko määriteltyä. Hatva & Seppäsen (1983) mukaan suodatinkerroksen korkeus voi vaihdella välillä 0,6–1,25 m ja tukikerroksen paksuus välillä 0,08–2,7 m. Suodattimia mitoitettaessa tulee huomioida, että suodatinmateriaalin päällä tulee olla tila vapaalle vesikerrokselle veden tasaisen jakaantumisen varmistamiseksi. Ulkona olevissa suodattimissa sopiva vesikerroksen paksuus on 0,5–0,8 m ja sisällä olevissa suodattimissa vastaava sopiva paksuus on 0,05–0,1 m. Sisällä olevien suodattimien päällä oleva liian paksu vesikerros voi aiheuttaa haitallista leväkasvustoa. (Hatva & Seppänen 1983; Palomäki 1998.) Sveitsiläisen suunnittelukäsikirjan mukaan (Wegelin 1996) sopivat mitoitusravot suodattimen hiekkakerrokselle ovat 0,8–0,9 m, tukikerrokselle 0,2–0,3 m ja vesipatjalle maksimissaan 1,0 m.

Suodatinkalvolle hapettava rauta ja mangaani tukkivat suodatinta. Suodatinvastuksen noustessa tasolle 1,0–1,5 m on suodatin huuhdeltava. Biosuodattimien huuhtelussa on huomioitava, ettei aktiivista bakteeritoimintaa saa häiritä liikaa, koska suodattimen toiminta voi häiriintyä kuukausiksi. Hidassuodattimia ei suositella huuhdeltavan vastavirtahuuhtelulla, vaan suodattimen pinta tulisi kuoria 1–2 cm:n paksuudelta. Kuorinta voidaan suorittaa manuaalisesti esimerkiksi lapioiden, mutta silloin suodatin pitää ottaa käytöstä, eli se kuivataan. Markkinoilla on myös automaattisia puhdistusimureita, joilla suodatinpinta voidaan kuoria ilman suodattimen kuivausta. Suodattimen puhdistustarve edellyttää vähintään kahden rinnakkaisen suodattimen rakentamista huoltotoimenpiteiden toteuttamiseksi. (Palomäki 1998.) Hidassuodattimen puhdistuksessa poistuu aina osa suodatinmateriaalista. Kun suodattimen korkeus on laskenut 0,6–0,7 m:iin, tulisi suodatinmateriaalia lisätä (Karttunen 2004). Pikasuodattimia käytettäessä suodattimet on yleensä huuhdeltu vastavirtahuuhtelulla. Suodattimen huuhteluväli on normaalisti 24–72 tuntia, mutta tarvittava huuhteluväli riippuu suodattimelle tulevan veden laadusta. Käytettäessä huonolaatuista vettä suodatinta joudutaan huuhtelemaan useammin. Useissa tutkimuksissa on todettu, että suodattimen teho palautuu nopeasti huuhtelun jälkeen (Štembal *et al.* 2005; Piispanen & Sallanko 2010). Štembal *et al.* (2005) mukaan mangaanipitoisuudet olivat alle suositusrajojen jo 30 minuutin kuluttua huuhtelusta.

Suodattimien puhdistustarpeen minimoimiseksi tulisi suodattimelle tuleva vesi esikäsitellä raudan määrän vähentämiseksi. Käsiteltävän veden rautapitoisuutta pienentämällä saadaan tehostettua myös mangaanin hapettumista. Ennen biosuodatusta rautapitoisuus olisi hyvä saada alle 1,5 mg/l, ettei suodatin tukkeutuisi niin nopeasti. (Palomäki 1998.)

5. AINEISTO JA MENETELMÄT

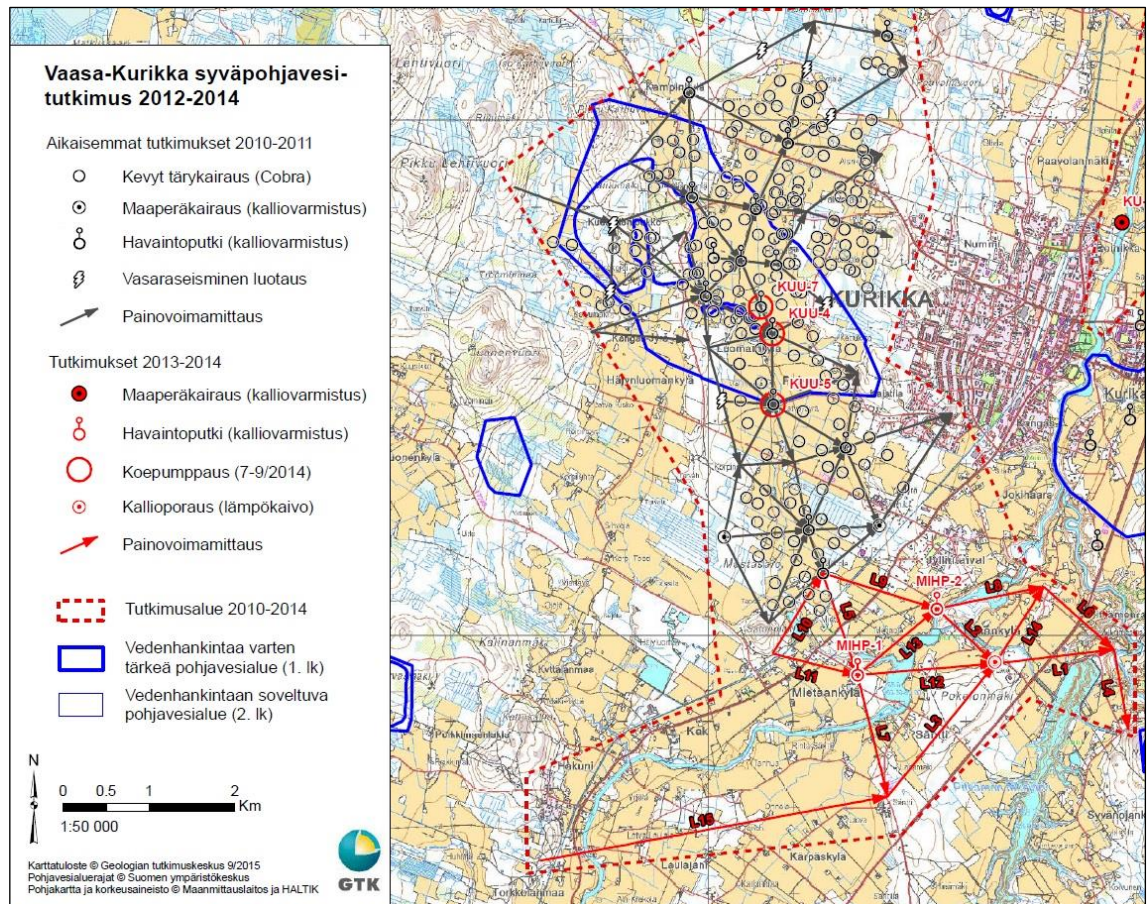
Tämän työn tutkimuskohteena on Paloluoman alueen pohjavesiesiintymän syväpohjavesi. Luvussa kerrotaan tutkimuskohteen taustaa ja alueelle tehdyistä syväpohjaveden tutkimuksista. Työssä käytetty aineisto on GTK:n kokoamaa aineistoa alueen geologisista ja hydrologista tutkimuksista sekä alueelle tehdyistä koepumppauksista.

Luvussa 5.2 *Syväpohjaveden käsittelykokeet* käydään läpi opinnäytetyön kokeellisessa osassa käytetyt materiaalit ja menetelmät sekä käsittelykoelaitteiston ajotavat. Käsittelykokeissa käytetyt suodatusyksiköt on suunniteltu tätä opinnäytetyötä varten.

5.1 Tutkimuskohde: Kuusistonloukon ja Paloluoman syväpohjavesialue

Tutkimuskohde sijaitsee Kuusistonloukon pohjavesialueella (nro 1030101) ja sen eteläpuolella Paloluoman ympäristössä Kurikassa Etelä-Pohjanmaalla. Vuonna 2010 on aloitettu Kuusistonloukon pohjavesialueen geologiset rakenneselvitykset, joiden yhteydessä alueelta paljastui merkittävä syväpohjavesiesiintymä. Syväpohjavesiesiintymän löydöksen jälkeen alueella aloitettiin laajamittaisemmat pohjavesitutkimukset, joiden tarkoitus on kartoittaa laajojen alueiden hydrogeologisia kerrostumia ja niiden ominaisuuksia sekä vedenoton mahdollisuuksia.

Vuosina 2012–2014 toteutuneissa syväpohjavesitutkimuksissa (Paalijärvi & Putkinen 2015) pohjavesialuetta kartoitettiin lisää. Kuusistonloukon alueelle tehtiin maastotutkimuksia ja raskaiden maaperäkairauksien yhteydessä asennettiin pohjavesien havaintoputkia (kuva 9).



Kuva 9. Tutkimuskohteen rajaus ja alueelle toteutetut maaperätutkimukset. (Paalijärvi & Putkinen 2015).

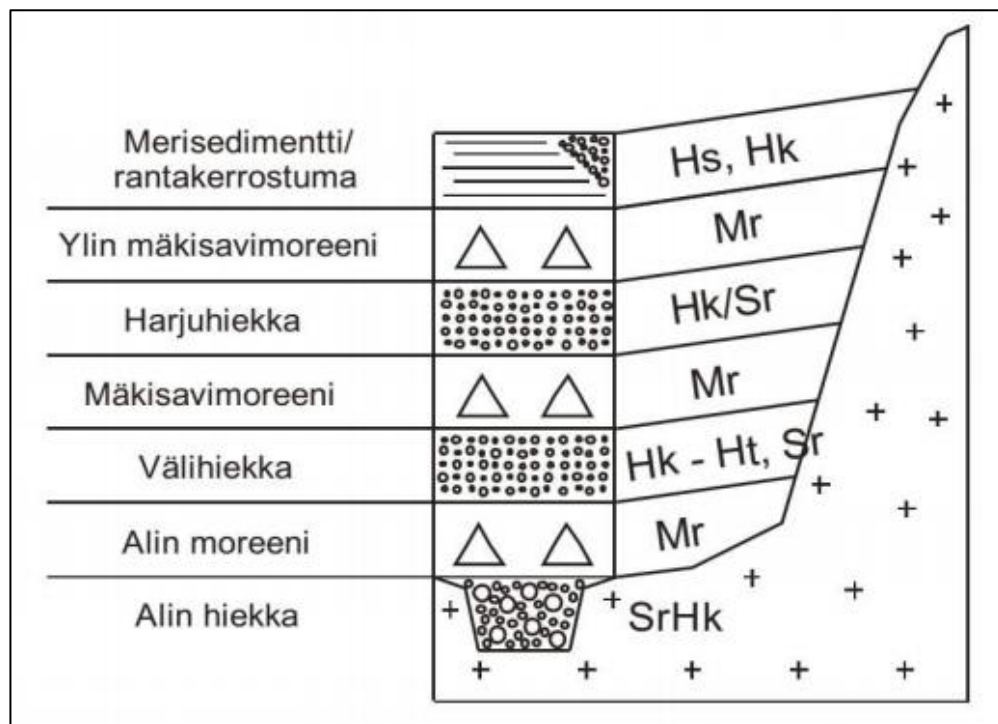
Havaintoputkista suoritettiin geofysikaalisia reikämittauksia, jotka sisälsivät sähköjohtokykyyn ja gammasäteilyyn perustuvia mittauksia, joilla pyrittiin erottamaan haastavan maaperän kerrostumia ja suuntaamaan lyhytkestoiset pohjaveden koepumppaukset oikeisiin kohteisiin. Näiden tulosten perusteella alueen maaperän kerrostumista ja kallion pinnasta laadittiin maaperän 3D-malli (Putkinen *et al.* 2015). Maaperäkartoituksen jälkeen tehtyjen kaksi viikkoa kestäneiden havaintoputkikoepumppausten perusteella valittiin siiviläkaivolle sopiva paikka, missä toteutettiin täysimittainen koepumppaus kolmen kuukauden aikana. Täysimittaisen koepumppauksen avulla tutkittiin pohjavesiesiintymän antoisuutta ja syväpohjaveden vedenlaatua. Alueelta kokonaisuudessaan hyödynnettävissä oleva pohjaveden määrä on tällä hetkellä selvityksen alla.

5.1.1 Paloluoman altaan geologia ja hydrogeologia

Geologisessa rakenneselvityksessä (Putkinen *et al.* 2012) kävi ilmi, että Kuusistonloukon pohjavesialueelta löytyy ainakin kolme osittain päällekkäin olevaa akviferia, jotka sijaitsevat Paloluoman laaksoalueen kalliopainanteessa. Alueen maapeite on poikkeuksellisen paksu Suomen keskiarvoon verrattuna. Paksuus vaihtelee välillä 60–100 metriä. (Putkinen *et al.* 2012.)

Kurikan alue kuuluu Suupohjan passiivisen kolmion alueeseen (Boulton *et al.* 2001), jolle luonteenomaista on vähäinen eroosio viimeisen jäätiköitymisen sulamisvaiheessa. Suomen maaperäkartalta on nähtävissä alueita, joilla esiintyy jäätikköeroosion synnyttämiä virtaviivamaisia maaperämuodostumia, kuten drumliineita. Nämä muodostumat näyttävät puuttuvan Suupohjan alueelta, jossa laajoja alueita peittävää moreenia ja turvekerrostumaa halkovat satunnaiset harjut. (Niemelä *et al.* 1993.)

Maanmittauslaitoksen LiDAR-korkeusmallitarkastelussa em. mainittu alue erottuu sedimenttien täyttämänä alueena, kun taas vierellä olevat alueet Ilmajoella ovat varsin teräväpiirteisiä jäätikkövirtauksen osuttua alueelle. Pitkäranta (2013) on kuvannut ympäri Suupohjaa useita kohteita, joissa maaperä kätkee sisäänsä varsin vaihtelevia kerrostumia, kuten hiekka- ja moreenikerroksia. Kauhajoen ja Karijoen alueella nämä muodostumat ovat usein maaperän kohomuotojen sisällä, kun taas Kurikan Paloluoman alueella kerrostumat ovat kallioperän painanteessa (Putkinen 2016). Paloluoman alueella porfyrygraniitin ruhje on rapautunut varsin syväälle vuosimiljoonien saatossa. Kvartaarikauden toistuvat jääkaudet ovat vuoroin kerrostaneet ja kuluttaneet sedimenttejä, ja nyt nähtävillä on varsin monimutkainen ja harvinainen maaperän kerrosjärjestys Suomessa (kuva 10), koska alueen sedimentit eivät sekoittuneet ja liikkuneet pois nopealiikkeisten jäätiköiden toimesta viimeisen jääkauden lopulla. (Putkinen *et al.* 2012; Paalijärvi & Putkinen 2015.)



Kuva 10. Kuusistonloukon maaperän yksinkertaistettu kerrosjärjestys (Putkinen *et al.* 2012).

Maaperäkerrostumien rakenne (kuva 10) ei selitä tarkemmin alimpien sora- ja moreenikerroksien syntyä. Vanhan soran ja hiekan voidaan päätellä syntyneen joko jäätikköjoen tai joen kerrostamasta aineksestä. Alimman kerrostuman päällä esiintyy vaihtelevan

paksu jäätikön kerrostama moreenipatja. Tämän päälle on kasaantunut ensin hiekkokerrostuma ja sitten ns. alempi mäkisavimoreeni. Näiden yläpuolella on hiekkakerrostuma, josta Kurikan Vesihuolto Oy ottaa tällä hetkellä vetensä Lehtisen vedenottamalla. Kyseisen hiekan päällä esiintyy koko Suupohjan alueella esiintyvä mäkisavimoreeni (Pitkäranta 2013). Nimensä mukaan mäkisavimoreeni on savilajitetta sisältävä kerrostuma, joka on huonolaapäisempään vettä. Näiden yläpuolella esiintyy hiesusta (RT-maalajiluokittelu) koostuva merisedimentti, joka kerrostui jään perääntymistä seuranneissa merivaiheissa. Tutkimusten perusteella mäkisavimoreeni ja muut moreenikerrokset ovat alueella tyypillisesti muutamia metrejä paksuja, kun taas karkearakeisimmat hiekkakerrokset ovat yleisesti yli 10 metriä mutta paikoitellen jopa 25–30 metriä paksuja. Alueella ylimpänä olevan hiesu-kerroksen paksuus vaihtelee välillä 5–10 metriä. (Putkinen *et al.* 2012; Paalijärvi & Putkinen 2015.)

5.1.2 Syväpohjaveden laatu ja ikä

Tutkimusalueella suoritettiin lyhytkestoisia koepumppauksia kolmesta havaintoputkesta 22.7.–7.8.2014 välisenä aikana. Koepumppauspisteiden sijainti on esitetty kartalla kuvassa 9 (pisteet KUU-7, KUU-4 ja KUU-5). Näiden koepumppausten tarkoituksena oli kartoittaa hankkeen toiseen vaiheeseen optimaalinen pitempikestoinen koepumppauspaikka, joka toimisi jatkossa vedenottoaivona. Koepumppauksien aikana raakaveden ominaisuuksia tutkittiin vesianalyysillä (taulukko 5). (Paalijärvi & Putkinen 2015.)

Havaintoputkikoepumppauksien tuloksien perusteella täysimittaisen koepumppauspisteen paikaksi valikoitui Lehtisen vedenottamoalueen pohjoisreuna, jonka maaperä ja pohjavesiolosuhteet vastaavat koepumppauspisteen KUU-7 maaperä ja pohjavesiolosuhteita (Putkinen *et al.* 2012). Koepumppausta varten rakennettiin halkaisijaltaan 500 mm siiviläputkikaivo, jonka siiviläosuus asennettiin ns. alimpaan hyvin vettä johtavaan kerrokseen 47,5–55,5 m:n syvyyteen. Täysimittainen koepumppaus suoritettiin ajanjaksolla 17.12.2014–18.3.2015. Koepumppauksen aikana raakaveden ominaisuuksia tutkittiin vesianalyysillä (taulukko 5). Tämän työn kannalta merkittävimmät ominaisuudet olivat pH, alkaliniteetti, happipitoisuus, hiilidioksidipitoisuus, kokonaiskovuus, rauta- ja mangaanipitoisuus ja KMnO₄-luku (taulukko 5).

Taulukko 5. Syväpohjaveden laatututkimuksien tulokset ja vastaavat talousvesiasetuksen laatusuositukset lyhytkestoisissa koepumppauksissa ja 3 kk:n täysmittaisesta koepumppauksesta (Paalijärvi & Putkinen 2015; Talousvesiasetus 1352/2015; Valvira 2016).

Parametri	Lyhytkestoiset koepumppaukset (2 vk)	Täysmittainen koepumppaus (3 kk)	Laatuvaatimukset- ja suositukset (Talousvesiasetus ja Valvira)
pH	6,5–6,8	6,4–6,9	> 7,5 (6,5–9,5)
Alkaliniteetti	0,9–1,0 mmol/l	0,63–0,65 mmol/l	> 0,6 mmol/l
O ₂ -pitoisuus	< 1,0–5,7 mg/l		> 2 mg/l
CO ₂ -pitoisuus		22 mg/l	
Kokonaiskovuus	0,9–1,0 mmol/l (= pehmeä)		
Rauta, (Fe)	0,1–3,1 mg/l	< 0,05 mg/l	< 0,2 mg/l
Mangaani, (Mn)	0,1–0,22 mg/l	0,001–0,015 mg/l	< 0,05 mg/l
KMnO ₄ - luku	< 0,4 mg/l	< 2 mg/l	< 20 mg/l

Kolmen kuukauden koepumppauksien perusteella syväpohjavesi täyttää talousvesiasetuksen asettamat talousveden laatuvaatimukset. Laatusuosituksia ylittäviä pitoisuuksia esiintyi lyhytkestoisissa koepumppauksissa raudan ja mangaanin osalta. (Taulukko 5.) Lyhytkestoisten koepumppauksien suuri vaihteluväli rauta-, mangaani ja happipitoisuuksien osalta selittynee sillä, että havaintoputkien siivilät oli asennettu vallitseviin vettä johtaviin kerroksiin. Näin ollen näytevesi oli kaikkien hyvin vettä johtavien kerrosten kokoomanäyte eikä siten edusta todellista syväpohjavettä. Syväpohjavesi on mahdollisesti korroosiota aiheuttavaa, sillä veden pH on alle 7,5 ja vesi on pehmeää (taulukko 5).

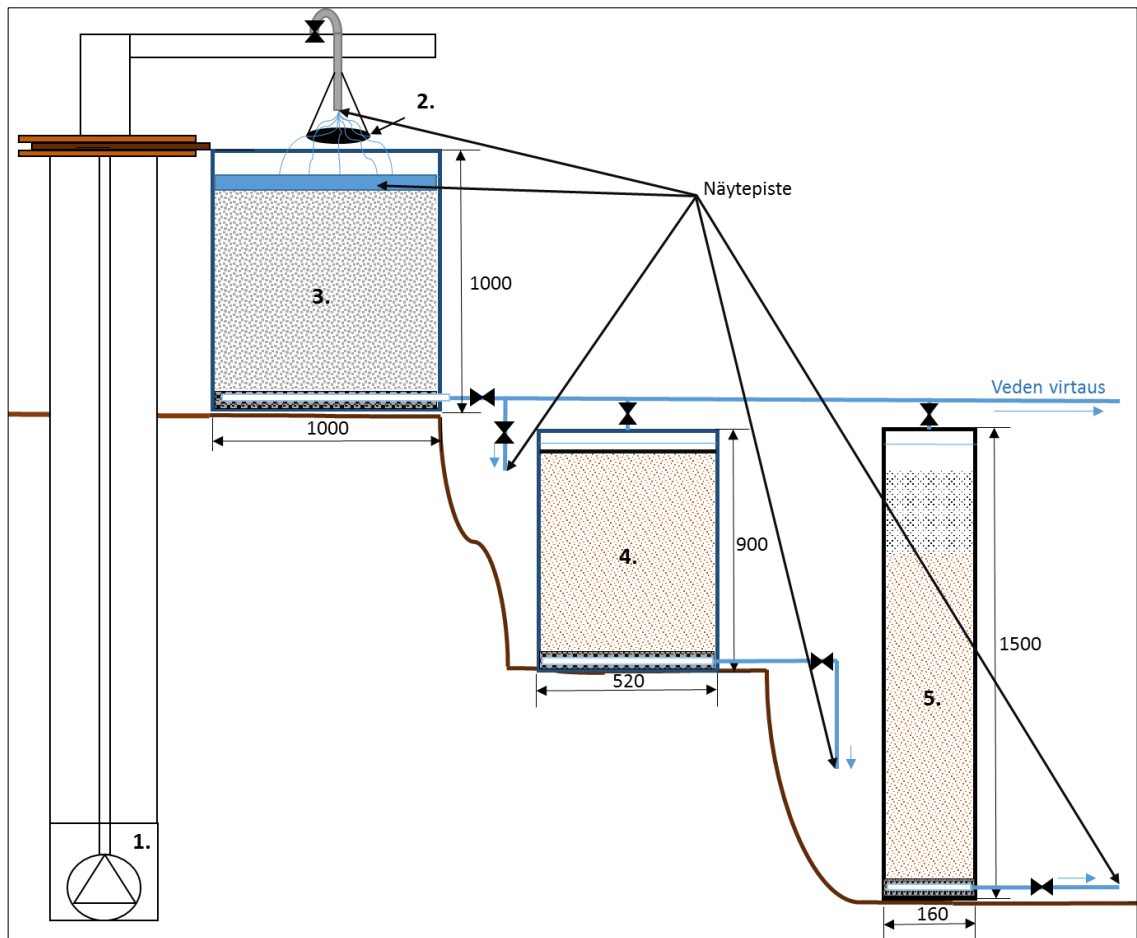
Siiviläkaivon näytteiden mukaan koepumppattu vesi on laadultaan tyypillistä hyvälaatuista suomalaista pohjavettä. Alkuainepitoisuudet eivät ylittäneet missään vaiheessa talousveden laatuvaatimuksia tai -suosituksia. Kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn} alle määrittäytysrajan) perusteella syväpohjavesi ei sisällä raudan ja kolloidisen humuksen yhdisteitä eikä muita orgaanisesti tai epäorgaanisesti hapettuvia aineita. Myös veden mikrobiologinen laatu oli moitteeton. Koepumppauksien aikana vedenlaatu hyvänä lukuun ottamatta pumppauksen aloitushetkeä, jolloin veden sameus ylitti hetkellisesti arvon 1 NTU. (Putkinen *et al.* 2015.)

Täysmittaisen koepumppauksen yhteydessä otetuista näytteistä tutkittiin myös Kuusistonloukon syväpohjavesiesiintymän ikää. Näytteistä tehtiin hapen ja vedyn stabiilien isotooppien tarkastelu sekä tritiumin isotooppimääritykset. Hapen, vedyn sekä tritiumin isotooppianalyysien perusteella alueen pohjavesi on ainoastaan muutaman kymmenen vuoden ikäistä, ja edustaa tyypillistä suomalaista pohjaveden ikää. Näin ollen pohjaveden vaihtuminen Kurikan syvissä hyvin vettä johtavissa kerroksissa on nopeaa. Syvän akviferin aktiiviseen hydrologiseen kiertoon viittaa myös veden kemiallinen laatu, sillä liuenneiden aineiden pitoisuudet olivat pieniä. (Putkinen *et al.* 2015.)

5.2 Syväpohjaveden käsittelykokeet

Aikaisempien tutkimuksien tuloksien perusteella (taulukko 5) syväpohjavesiesiintymän raakavedestä tulisi poistaa korroosiota aiheuttavat tekijät ja mahdollisesti talousvesiasetuksensuosituksia ylittävät rauta- ja mangaanipitoisuudet. Ennen käsittelykokeiden suunnittelua Paloluoman koepumppauspisteestä ei ollut saatavilla raakaveden analyysituloksia, joten käsittelykokeiden prosessiyksiköt suunniteltiin Kuusistonloukon täysmittaisen koepumppauksen analyysituloksien perusteella (taulukko 5). Vaikka tehdyn täysmittaisen koepumppauksen perusteella Kuusistonloukon syväpohjavesi on laadultaan hyvää (taulukko 5), veden laadun ei voida olettaa olevan kaikkialla samankaltaista ja vedenlaatumuutokset eri osissa Paloluoman pohjavesiesiintymää tulee ottaa huomioon. Kuusistonloukolle tehtyjen lyhytkestoisten koepumppauksien perusteella voidaan olettaa, että pohjaveden rautapitoisuus voi olla 3,1 mg/l ja mangaanipitoisuus 0,22 mg/l.

Kirjallisuusselvityksen perusteella käsittelykokeen yksikköprosesseiksi valittiin alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Ennen kalkkikivisuodatusta vesi ilmastetaan ilmastuspeltilin avulla. Kalkkikivisuodatin toimii alkaloinnin lisäksi rautaa ja mangaania poistavana esikäsittely-yksikkönä, jonka jälkeen varsinaisiksi raudan ja mangaanin poistomenetelmiksi valittiin biosuodatus hidassuodatus menetelmällä ja adsorptio mangaanioksidimassaa sisältävällä pikasuodatuksella (kuva 11). Biosuodatus ja adsorptio ovat toisilleen vaihtoehtoisia menetelmiä.



Kuva 11. Vedenkäsittelykokeiden yksikköprosessit ja näytepisteiden paikat. Suodattimien mitat on ilmoitettu millimetreinä. 1= raakavesikaivo, 2=ilmastus, 3=kalkkikivialkalointi, 4= hidassuodatus ja 5= pikasuodatus mangaanioksidimassalla.

Vedenkäsittelykoeyksiköt rakennettiin maastoon koepumppauspisteen viereen, jolloin raakavesi pystyttiin pumppaamaan suoraan raakavesikaivosta käsittelykoelinjastolle. Kokeet suoritettiin 1.9.–2.11.2016, ja ne kestivät yhteensä 61 vuorokautta. Tarkemmat yksikköprosessien kuvaukset, niissä käytetyt materiaalit, kokeiden suorittaminen, näytteidenotto ja analyysit on kuvailtu seuraavissa luvuissa.

5.2.1 Yksikköprosessit

Raakaveden ilmastus toteutettiin ilmastuspellin avulla. Raakaveden annettiin tippua vapaasti 30 cm:n korkeudelta vesijohdosta reunallisen halkaisijaltaan 400 mm levyisen pelin päälle, josta vesi valui vapaasti kuution (1 m³) kokaisen kalkkikivisuodattimen pinnalle (kuva 12). Kalkkikivisuodattimen läpi valunut vesi johdettiin hidassuodattimeen ja pikasuodattimeen. Hidassuodatin rakennettiin halkaisijaltaan 520 mm ja korkeudeltaan 90 cm vesitynnyriin ja pikasuodatin halkaisijaltaan 160 mm muoviputkeen, jonka korkeus oli 1,5 m (kuva 12).



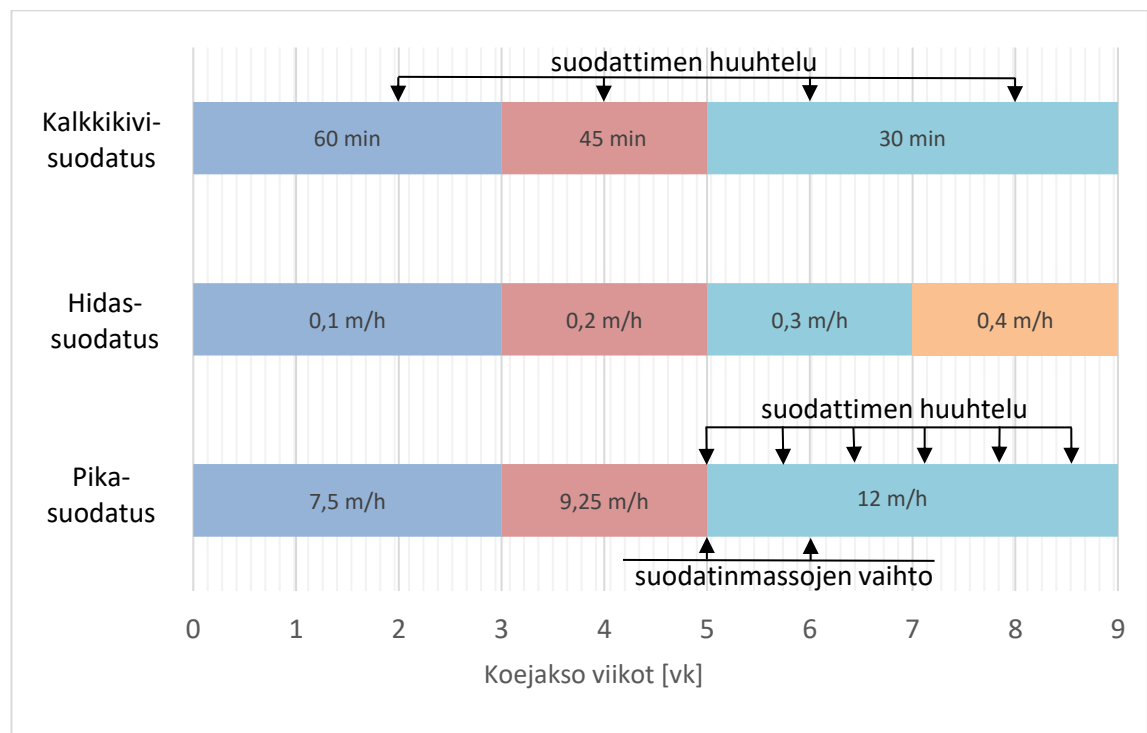
Kuva 12. Yksikköprosessit: Ylhäällä ilmastus ilmastuspellillä ja kalkkikivisuodatus, alhaalla vasemmalla hidassuodatus ja alhaalla oikealla pikasuodatus.

Jokaisen suodattimien pohjalle asetettiin muovinen salaojaputki, joka toimi käsitellyn veden keräysputkena. Salaojaputken päälle asetettiin 10 cm tukikerros soraa estämään suodatinmateriaalien karkaaminen. Kalkkikivisuodattimeen laitettiin 55 cm kerros raekooltaan 2–5 mm Nordkalk Filtra A2 kalkkikivirouhetta (Nordkalk Corporation). Kalkkikiven päällä oleva vesipatja asetettiin 20 cm korkeaksi. Hidassuodattimeen laitettiin 70 cm kerros raekooltaan 0,7–1,2 mm kvartsihiekkää (Sibelco Nordic Oy Ab). Kvartsihiekan päälle tuotiin Kurikan Vesihuolto Oy:n vesilaitokselta hiekkää (raudan ja mangaanin poistoon tarkoitettua hiekkasuodattimesta) bakteeritoiminnan aloittamisen nopeuttamiseksi. Hiekkakerroksen päällä oleva vesipatja oli 10 cm korkea. Pikasuodattimeen laitettiin aluksi 60 cm kerros raekooltaan 0,7–1,2 mm kvartsihiekkää (Sibelco Nordic Oy Ab),

jonka päälle laitettiin 30 cm:n kerros raekooltaan 0,355–0,85 mm mangaanioksidimassaa (Manganese Dioxide Ore Type QF11, maahantuojaja Pumppulohja Oy). Kuudennella koeviikolla kvartsihiekkä vaihdettiin suurempirakeisempaan (1,0–2,0 mm), koska 0,7–1,2 mm kvartsihiekan ja mangaanioksidimassan painot olivat niin samanlaiset, että massat sekoittuivat huuhtelujen yhteydessä.

5.2.2 Ajotavat ja aikataulu

Kalkkikivisuodatinta ajettiin viipymillä 60 min, 45 min ja 30 min (kuva 13). Viipymiä vastaavat virtaamat olivat 3,66 l/min, 4,75 l/min ja 7,3 l/min. Hidassuodatinta ajettiin suodatusnopeuksilla 0,113 m/h, 0,22 m/h, 0,288 m/h ja 0,4 m/h (kuva 13). Vastaavat virtaamat olivat 0,4 l/min, 0,78 l/min, 1,0 l/min ja 1,4 l/min. Pikasuodatinta ajettiin kokeiden alussa suodatusnopeuksilla 7,46 m/h ja 9,25 m/h. Vastaavat virtaamat olivat 2,5 l/min ja 3,1 l/min. Viidennellä koeviikolla pikasuodattimen suodatinvastus oli noussut niin suureksi, että suodattimen läpäisykyky oli laskenut alle 3 l/min. Suodatin piti huuhdella. Huuhtelun yhteydessä suodatinmassat sekoittuivat, minkä jälkeen ne vaihdettiin uusiin. Suodattimen suodatinmassojen sekoittumisen estämiseksi ja huuhtelun tehostamiseksi suodattimeen vaihdettiin raekooltaan suurempi kvartsihiekkakerros (1,0–2,0 mm) kuudennen koeviikon jälkeen. Massan vaihdon jälkeen pikasuodatin säädettiin suodatusnopeudelle 12 m/h, jolla suodatinta ajettiin kokeiden loppuun asti (kuva 13).



Kuva 13. Käsittelykoeprosessien ajotavat (käytetty viipymä tai suodatusnopeus) ja toteutuksen aikataulu.

Kalkkikivisuodatinta huuhdeltiin vastavirtahuuhtelulla kahden viikon välein noin 2 tunnin ajan (kuva 14). Huuhtelulla pyrittiin poistamaan suodattimen pinnalle muodostunut rautasakka. Optimaalista huuhteluväliä tai huuhtelun vaikutusta vedenlaatuun ei määritetty tehtyjen kokeiden aikana.

Hidassuodattimen puhdistustarve arvioitiin suodattimen läpäisykyvyn avulla. Suodatinta ei puhdistettu kertaakaan kokeiden aikana, koska merkittävää suodatinvastuksen nousua ei havaittu.

Pikasuodatinta huuhdeltiin massan vaihtojen jälkeen viiden vuorokauden välein (kuva 14). Suodattimen huuhtelutarve arvioitiin suodatusnopeuden laskun avulla. Suodatinta huuhdeltiin vastavirtahuuhtelulla nopeudella 50 m/h.

5.2.3 Näytteidenotto ja analyysit

Ensimmäiset näytteet otettiin puolentoistaviikon jälkeen (12.9.) kokeiden aloittamisesta, minkä jälkeen näytteitä otettiin suodatinyksiköistä viikon välein. Näytteitä otettiin raakavedestä, ilmastetusta vedestä, kalkkikivisuodattimen, hidassuodattimen ja pikasuodattimen poistoputkista (kuva 11). Vesinäytteistä analysoitiin alkaliniteetti, happi-, hiilidioksidi-, kalsium-, rauta- ja mangaanipitoisuudet, pH, sameus ja sähkönjohtavuus (taulukko 6). Näiden ominaisuuksien avulla pystytään arvioimaan suodattimien toimintaa.

Taulukko 6. Vesinäytteistä tehdyt analyysit ja niissä käytetyt menetelmät.

Analyysi	Standardoitu menetelmä	Yksikkö
Alkaliniteetti	SFS 3005, 1981	mmol/l
Veden happimäärä	SFS-EN 25813, 1993	mg/l
Hapen kyllästysprosentti	SFS-EN 25814, 1993 (kumottu)	%
Hiilidioksidi (laskennallinen)	STDM 406 C, 1985	mg/l
Kalsium, Ca	ISO 11885, 2007 (E)	mg/l
Mangaani, Mn	ISO 11885, 2007 (E)	µg/l
pH-mittaus vesistä	SFS 3021, 1979	
Rauta, Fe	ISO 11885, 2007 (E)	µg/l
Sameus	SFS-EN 7027, 2000	FNU
Sähkönjohtavuus	SFS-EN 27888	µS/cm

Näytteet kerättiin suodatinyksiköiden poistoletkujen päästä muovisiin vesinäytepulloihin. Ilmastuksen jälkeiset näytteet otettiin kalkkikivisuodattimen päällä olevasta vesipatjasta upottamalla pullo vesipatjaan. Happianalyysien näytteet kerättiin erlenmayerpulloihin, ja niihin lisättiin standardin mukaisesti reagensseja näytteenottoaikalla. Välittömästi näytteenoton jälkeen erlenmayerpulloon lisättiin 1 ml mangaani(II)sulfaattiliuosta ja 2 ml alkalista jodidiliuosta. Pulloa käännettiin ylösalaisin 15 kertaa. Näytteet toimitettiin labo-

ratorioon 24 tunnin sisällä näytteenotosta. Ne kuljetettiin ja säilytettiin pimeässä ja viileässä (noin 4 °C). Näytteet tutkittiin ja analysoitiin FINAS-akkreditoidussa testauslaboratoriossa no. T106. Näytteistä ei tehty rinnakkaismäärittäyksiä. Laboratorion laatujärjestelmä perustuu eurooppalaiseen standardiin SFS-EN ISO/IEC 17025. Näytteet analysoitiin hyväksytyjen standardien mukaisesti (taulukko 6).

6. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

Vesinäytteiden analyysituloksia on analysoitu sanallisesti ja kuvaajien avulla graafisesti. Tulosten tarkastelussa (luvut 6.1–6.4) on keskitytty tarkastelemaan koeyksikköprosessien rauta- ja mangaanipitoisuuksien vähenemää sekä verrattu tuloksia kirjallisuusselvitykseen.

Luvussa 6.5 verrataan suodatusyksiköiden puhdistustuloksia toisiinsa ja talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositukseen. Luvussa 6.6 esitetään yksikköprosessien mitoitus. Käsittelykokeissa raakavesi johdettiin ensin ilmastuspellin kautta kalkkikivisuodattukseen, jossa testattiin kalkkikivisuodattimen vaikutuksia happamuusasteeseen, alkaliniteettiin, kalsiumpitoisuuteen sekä rauta- ja mangaanipitoisuuksiin. Kalkkikivisuodattimen jälkeen vesi jaettiin hidassuodattukseen ja pikasuodattukseen, joissa testattiin suodattimien raudan ja mangaanin poistotehokkuutta.

6.1 Raakavesi

Paloluoman syväpohjavesi on vähähappista ja rauta- ja mangaanipitoista (taulukko 7). Veden hiilidioksidipitoisuus ei ole korkea, sillä se on alle 15 mg/l (Vesi- ja viemäriolosuhteiden yhdistys 2002). Raakaveden pH ja alkaliniteetti ovat normaalia suomalaista pohjavesiesiintymää korkeampia (Korkka-Niemi & Salonen 1996). Poikkeaman aiheuttaa todennäköisesti alueen kallioperä ja maaperän mineraalit (Putkinen 2016.). Raakaveden sähkönjohtavuus ei ollut normaalista poikkeava. Eniten vaihtelua on raakaveden sameudessa, joka korkeimmillaan oli 3,63 FTU. Raakaveden laadussa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia käsittelykokeiden aikana. (taulukko 7). Raakavedestä otettiin yhteensä yhdeksän näytettä. Näytteille ei tehty rinnakkaismäärittäyksiä.

Taulukko 7. Paloluoman syväpohjaveden laatuparametrit ja talousvesiasetuksen (1352/2015) ja Valviran (2016) antamat ohjearvot laatuparametreille.

Parametri	Vaihteluväli	Talousvesiasetus (1352/2015) ja Valvira (2016)
Hiilidioksidi, mg/l	9,5–12	
pH	7,3–7,4	> 7,5 (6,5–9,5)
Sameus, FTU	0,53–3,63	< 1 FTU (pintavesille)
Alkaliniteetti, mmol/l	1,2	> 0,6
Happi, mg/l	0,42–1,1	> 2,0 mg/l
Rauta, µg/l	890–1200	< 100
Mangaani, µg/l	130–160	< 50
Kalsium, mg/l	8,0–8,8	> 10
Sähkönjohtavuus, µS/cm	120–130	< 2 500

Syväpohjavesiesiintymän käyttö talousvetenä edellyttää raudan ja mangaanin vähentymistä, sillä niiden pitoisuudet olivat yli talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuosituksien. Veden pH:ta tulisi nostaa, että se olisi Valviran (2016) suosittelema yli 7,5. Raakaveden alkaliniteetti on riittävä, mutta kalsiumpitoisuus tulisi nostaa yli 10 mg/l (Valvira 2016). Veden alhainen happipitoisuus edellyttää veden ilmastusta. Ilmastuksella ei ole tarpeen poistaa hiilidioksidia, sillä sen pitoisuus ei ollut korkea (alle 15 mg/l) (Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2002).

6.2 Kalkkikivisuodatuskokeet

Ennen kalkkikivisuodatusta raakavesi ilmastettiin veden happipitoisuuden nostamiseksi ja veden hiilidioksidipitoisuuden laskemiseksi. Ilmastetun veden happipitoisuus vaihteli välillä 4,7–6,3 mg/l ja hiilidioksidipitoisuus välillä 5,6–9,5 mg/l. Veden pH nousi keskimäärin 0,1 pH-yksikköä, jolloin ilmastetun veden pH vaihteli välillä 7,4–7,5.

Kalkkikivisuodatuksessa tutkittiin viipymän (60, 45 ja 30 min) vaikutusta veden pH:hon, alkaliniteettiin, kalsiumpitoisuuteen sekä rauta- ja mangaanipitoisuuksiin. Veden kemiallisten ominaisuuksien lisäksi seurattiin kalkkikiven kulumista. Kokeiden loputtua kalkkikivipatja oli yhtä korkea kuin kokeiden alussa, joten näiden 61 vuorokauden aikana ei ollut havaittavissa merkittävää kalkkikiven kulumista. Luvussa 6.2.3 lasketaan kalkkikiven teoreettinen kulutus.

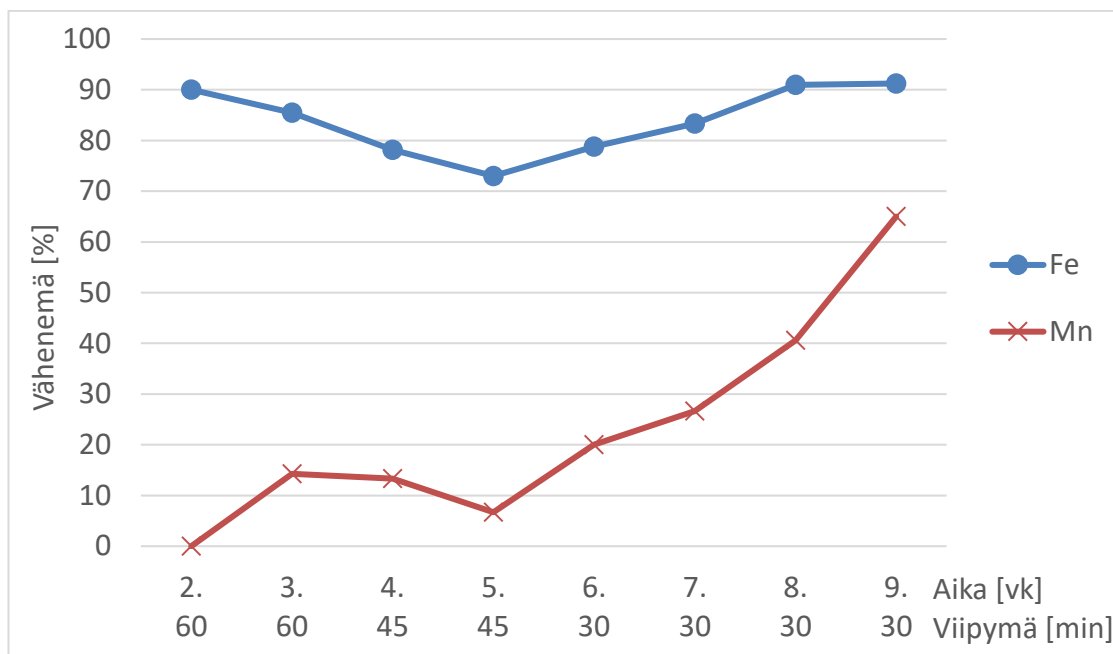
6.2.1 Happamuusasteen, alkaliniteetin ja kalsiumpitoisuuden nousu

Kalkkikivisuodatuksella päästiin talousvesiasetuksen (1352/2015) ja Valviran (2016) ohjeistamiin arvoihin pH:n, alkaliniteetin ja kalsiumpitoisuuden osalta. Käsitellyn veden pH nousi välille 8,1–8,2, alkaliniteetti välille 1,5–1,6 mmol/l ja kalsiumpitoisuus välille 15–16 mg/l.

Testatuilla viipymillä (60, 45 ja 30 min) ei ollut vaikutusta, vaan tulokset pysyivät samoina käytetystä viipymästä riippumatta. Lyhempien viipymien (alle 30 min) vaikutusta veden happamuusasteeseen ja kalsiumpitoisuuteen ei testattu, sillä kokeilla haluttiin tutkia myös raudan ja mangaanin vähenemää kalkkikivisuodattimessa.

6.2.2 Raudan ja mangaanin vähenemä

Kalkkikivisuodatuksella saatiin poistettua suurin osa raakaveden raudasta ja veden mangaanipitoisuutta vähennettyä. Raudan vähenemä kokeiden lopussa oli 91 % ja mangaanin 65 % (kuva 14).



Kuva 14. Kalkkikivisuodattimen raudan ja mangaanin vähenemä käytetyn ajan ja viipymän funktiona.

Kirjallisuusselvityksen perusteella tulokset olivat odotetut. Antikaisen & Hintsan (2006) tutkimuksissa raudan vähenemä oli 98 %. Heidän käyttämä raakavesi sisälsi rautaa keskimäärin 1 300 µg/l. Viirrekankaan alkalointilaitoksella saavutetaan raudan poistossa 91 % vähenemä. Laitoksen mangaanin poistotehokkuus on todella korkea (100 %), sillä laitokselle tuleva raakavesi ei sisällä paljoa mangaania, keskimäärin noin 54 µg/l. (Vihanta 2016). Mohd Sanusi *et al.* (2016) tutkimuksissa raudan vähenemä oli 97 % ja mangaanin 89 %. Heidän raakavedessä oli rautaa keskimäärin 6 480 µg/l ja mangaania 1 900 µg/l. Mohd Sanusin *et al.* (2016) kalkkikivisuodattimessa mangaanin vähenemä oli suurempi kuin tässä työssä tehdyissä kokeissa sillä raakaveden mangaanipitoisuus oli 13 kertaa suurempi kuin Paloluoman raakaveden mangaanipitoisuus. Käsittelykokeissa mangaanipitoisuus väheni arvosta 140 µg/l arvoon 56 µg/l, kun Mohd Sanusin *et al.* (2016) tutkimuksissa mangaanipitoisuus väheni arvosta 1 900 µg/l arvoon 200 µg/l.

Käsittelykokeiden alussa (viikot 2–5) rauta saostui ilman hapen vaikutuksesta (Hatva & Seppänen 1983). Tässä vaiheessa raudan vähenemään vaikutti käytetty viipymä. Viipymällä 60 min päästiin parempiin tuloksiin kuin viipymällä 45 min. Ilmeisesti ilmalla happettunut rauta ei ehtinyt pidentyä suodattimeen, vaan poistui suodattimesta virtaavan veden mukana. Viikon 6 jälkeen tulokset kuitenkin paranivat, vaikka viipymää laskettiin

(kuva 14). Rauta- ja mangaanipitoisuuksien vähenemästä voidaan olettaa, että suodattimen bakteerikanta oli kehittynyt rautaa ja mangaania hapettavaksi. Pacinin *et al.* (2005) tutkimuksissa mangaania hapettavan bakteerikannan kehitys oli havaittavissa kahdeksannen koeviikon jälkeen. Kalkkikivisuodattimeen muodostunut bakteerikanta tehosti raudan poistoa ja mangaanin hapettumisen alkamista (Sallanko & Lasko 2000). Kokeiden lopussa raudan vähenemä oli tasainen 91 %, mutta mangaanin poistossa ei oltu vielä saavutettu tasaista tulosta. Siten mangaanin vähenemä kalkkikivisuodatuksessa voi todellisuudessa olla parempi kuin saavutettu 65 %. Todennäköisesti bakteerikanta mangaanin hapettumiselle ei ollut vielä optimaalinen, koska mangaania hapettavat bakteerit kasvavat hitaammin kuin rautaa hapettavat (Meloni 2007).

6.2.3 Kalkkikiven teorettinen kulutus

Kalkkikiven ja veden hiilidioksidin reaktioyhtälöön perustuvan teoreettisen kalkkikiven kulutuksen mukaan yhden hiilidioksidigramman sitominen kuluttaa 2,27 grammaa kalkkikiveä (luku 4.2.2). Kalkkikivisuodattimelle tullut hiilidioksidipitoisuus (ilmastuksen jälkeen) oli keskimäärin 7,63 mg/l, joten kalkkikiven teorettinen kulutus K oli,

$$K = 7,63 * 10^{-3} \frac{g}{l} * 2,27 * 1000 = 17,3 \frac{g}{m^3}. \quad (15)$$

Jos suodattimessa hyväksyttäisiin 5 cm kalkkikivipatjan alenema, vastaisi se 50 l eli 75 kg kalkkikiveä, jolloin suodattimen läpi voitaisiin ajaa 4335 m³ vettä. Viipymällä 30 min eli virtaamalla 10,5 m³/d voitaisiin koesuodatinta käyttää yli vuosi, ennen kuin suodattimeen pitäisi lisätä kalkkikiveä. Käsittelykokeiden aikaisen kalkkikiven vähäisen kulumisen perusteella kalkkikiven kulutusta 17,3 g/m³ (kaava 15) voidaan pitää oletettuna kulumisnopeutena.

Rontun (1992) teoriolla (kaavalla 16) laskettuna teorettinen kalkkikiven kulutus K olisi,

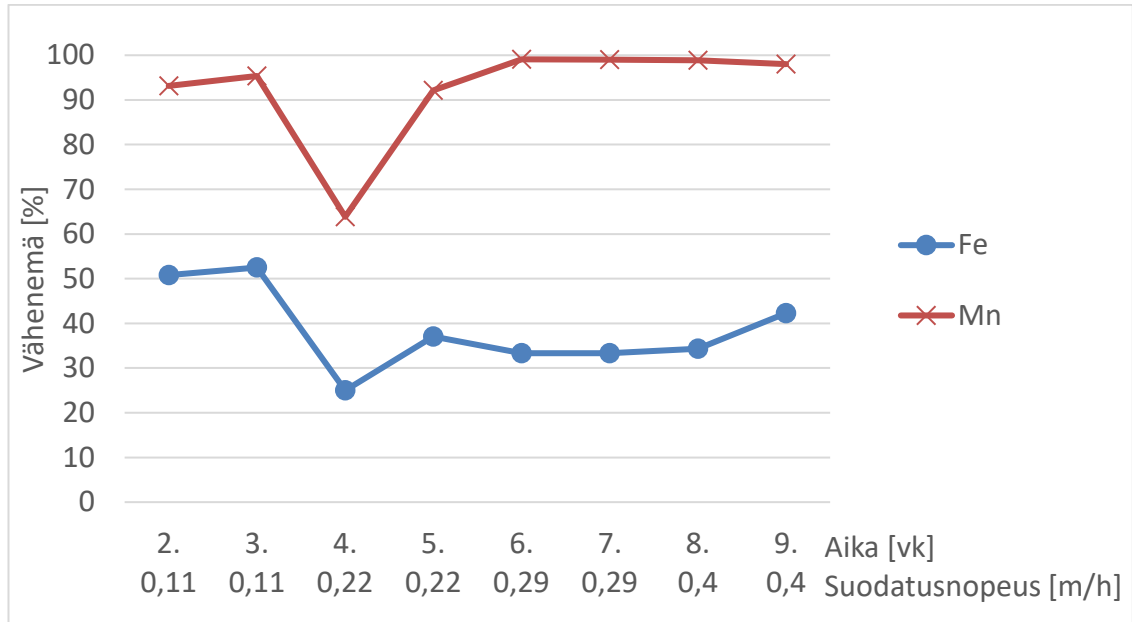
$$K = 20,5 * (CO_{2t} - CO_{2l}) = 20,5 * \left(7,63 \frac{mg}{l} - 2,03 \frac{mg}{l} \right) = 114,8 \frac{g}{m^3}, \quad (16)$$

jolloin suodattimella voitaisiin ajaa 653 m³ vettä eli noin 65 vuorokautta, ennen kuin kalkkikiveä pitäisi lisätä. Käsittelykoe kuitenkin osoitti, ettei kalkkikivi kulunut 61 ensimmäisen vuorokauden aikana, joten näiden käsittelykokeiden perusteella Rontun teorian voidaan olettaa olevan käyttökelpoton tälle raakavedelle.

6.3 Hidassuodatuskokeet

Hidassuodatuksessa tutkittiin menetelmän raudan ja mangaanin poistotehokkuutta ja vertailtiin eri suodatusnopeuksien vaikutuksia suodattimen toimintaan. Suodattimessa raudan vähenemä oli 33–51 % ja mangaanin jopa 99 % (kuva 15). Kirjallisuusselvitykseen verrattuna tulokset olivat odotettua paremmat. Pacini *et al.* (2005) tutkimuksissa mangaa-

nin vähenemä oli 92 % ja raudan 94 %. Hidassuodattimen raudan poistotehokkuutta tarkasteltaessa tulee kuitenkin huomioida, että suurin osa (91 %) raakaveden raudasta poistui jo kalkkikivisuodatuksessa. Hidassuodattimelle tulevan veden rautapitoisuus oli jo niin alhainen, ettei merkittävää vähenemää enää saavutettu (taulukko 8).



Kuva 15. Hidassuodatuksen raudan ja mangaanin vähenemä käytetyn ajan ja suodatusnopeuden funktiona.

Käytetyillä suodatusnopeuksilla ei näytä olevan vaikutusta raudan ja mangaanin vähennykseen. Suodatusnopeuden vaikutusta on vaikeaa arvioida, sillä kalkkikivisuodattimelta tulevan veden rauta- ja mangaanipitoisuudet vaihtelivat huomattavasti (taulukko 8).

Taulukko 8. Veden rauta- ja mangaanipitoisuudet [$\mu\text{g/l}$] kalkkikivisuodatuksen ja hidassuodatuksen jälkeen.

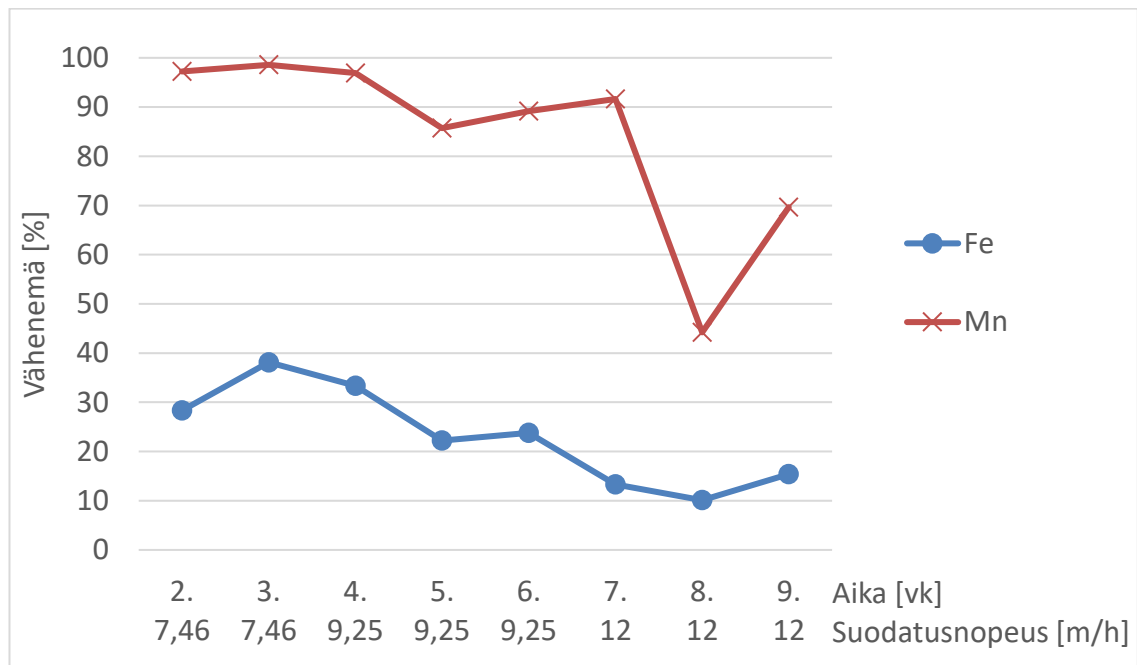
Aika [vk]	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.
Suodatusnopeus [m/h]	0,11	0,11	0,22	0,22	0,29	0,29	0,4	0,4
Fe-pitoisuus kalkkikivisuodatuksen jälkeen	120	160	240	270	210	150	99	78
Fe-pitoisuus hidassuodatuksen jälkeen	59	76	180	170	140	100	65	45
Mn-pitoisuus kalkkikivisuodatuksen jälkeen	130	120	130	140	120	110	95	56
Mn-pitoisuus hidassuodatuksen jälkeen	8,9	5,6	47	11	1,1	1,1	1,1	1,1

Suodattimessa mangaanin vähenemä oli hyvä (yli 90 %) heti kokeiden alusta asti suodattimeen siirretyn bakteerikannan ansiosta. Mangaanin poistotulokset paranivat viikosta 6 eteenpäin, jolloin suodattimeen oli todennäköisesti kehittynyt oma bakteerikanta (Pacini *et al.* 2005).

Viikon 4 analyysitulokset ovat huomattavasti muista tuloksista poikkeavat, eivätkä ne sovi vallitsevaan trendiin (kuva 15). Näytteitä otettaessa tai analysoitaessa on voinut tapahtua virhe, tai prosessissa on tapahtunut jotain poikkeavaa, mikä on vaikuttanut tuloksiin.

6.4 Pikasuodatuskokeet

Pikasuodatuksessa tutkittiin menetelmän raudan ja mangaanin poistotehokkuutta ja verrattiin eri suodatusnopeuksien vaikutuksia suodattimen toimintaan. Pikasuodatuskokeilla päästiin oletettuihin tuloksiin. Pikasuodattimessa raudan vähenemä oli 10–38 % (kuva 16). Samoin kuin hidassuodatuksen tuloksia tulkittaessa tulee huomioida, että suurin osa raudasta (91 %) poistui jo kalkkikivisuodatuksessa. Lisäksi mangaanioksidimassaa sisältävän suodattimen on todettu vain tehostavan raudan poistoa, siten raudan vähenemä ei ole huomattava (Piispanen & Sallanko 2010; Nik Daud *et al.* 2013.)



Kuva 16. Pikasuodatuksen raudan ja mangaanin vähenemä käytetyn ajan ja suodatusnopeuden funktiona.

Mangaanin poistossa päästiin hyviin tuloksiin viikon 8 tulosta lukuun ottamatta. Viikon 8 alhainen tulos johtuu todennäköisesti korkeasta suodatusnopeudesta ja liian lyhyestä huuhteluvälillä (suodattimen huuhteluväliä ei optimoitu). Jos viikon 8 tulosta ei huomioida, mangaanin vähenemä vaihteli välillä 69–99 % (kuva 16).

Pikasuodatuksessa mangaanin vähenemä oli riippuvainen suodatusnopeudesta (taulukko 9). Pienemmillä suodatusnopeuksilla päästiin parempiin tuloksiin.

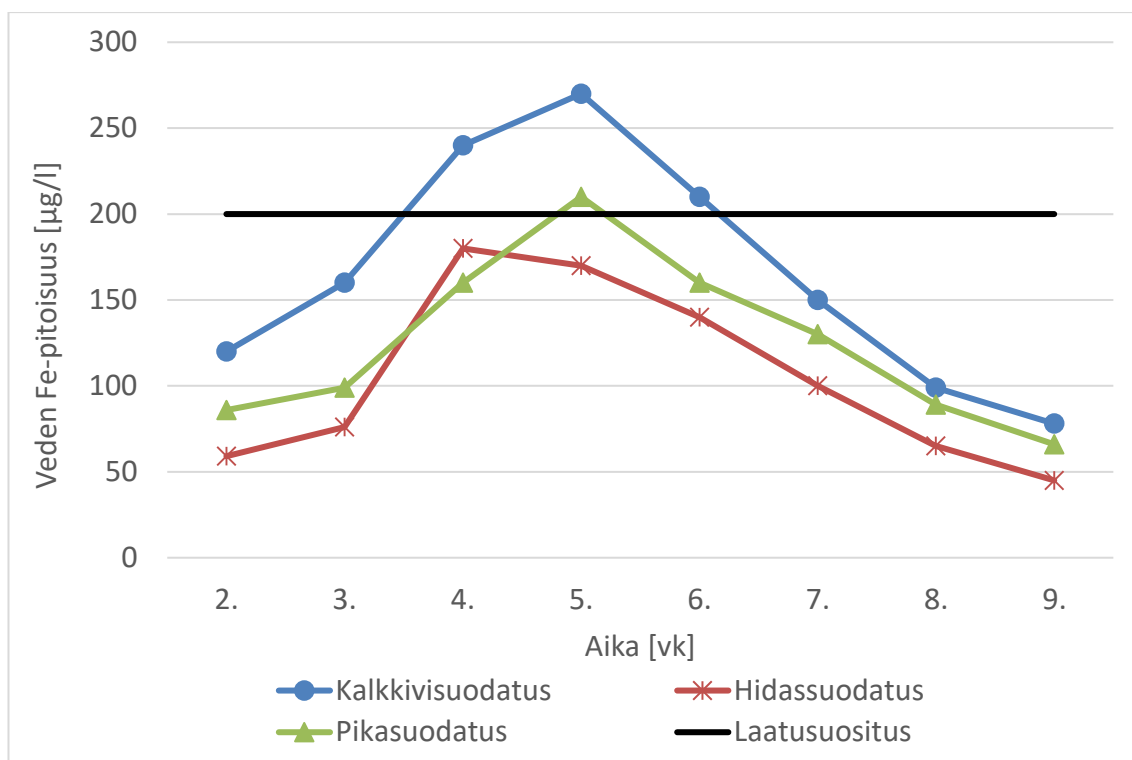
Taulukko 9. Mangaanipitoisuuden vähenemä ja mangaanipitoisuus suodatusnopeuden perusteella. Vähenemä ja mangaanipitoisuus on laskettu eri näyttekertojen keskiarvona.⁽¹⁾Laskussa ei ole huomioitu viikon 8 tulosta. ⁽²⁾Laskussa on huomioitu viikon 8 tulos.

Suodatusnopeus [m/h]	Vähenemä [%]	Mn-pitoisuus [µg/l]
7,46	97,9	2,65
9,25	90,6	12,3
12 ¹	80,6	13,1
12 ²	68,5	26,4

Piispanen & Sallanko (2010) käyttivät suodatusnopeutta 5,5 m/h ja saavuttivat mangaanin poistossa 95–100 % vähenemän. Käsittelykokeissa suodatusnopeudella 7,46 m/h saavutettiin 99 % vähenemä. Suodatusnopeudella 12 m/h saavutettiin yli 90 % vähenemä, mutta tuloksen luotettavuuden varmistamiseksi suodattimen huuhteluväli pitäisi optimoida. Mangaanioksidimassan toimittaja lupaa mangaanille 99 %:n vähenemän suodattimessa. Toimittajan ohjeistama suodatusnopeus on 12–20 m/h (Pumppulohja Oy 2016).

6.5 Tulosten vertailu talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositukseen

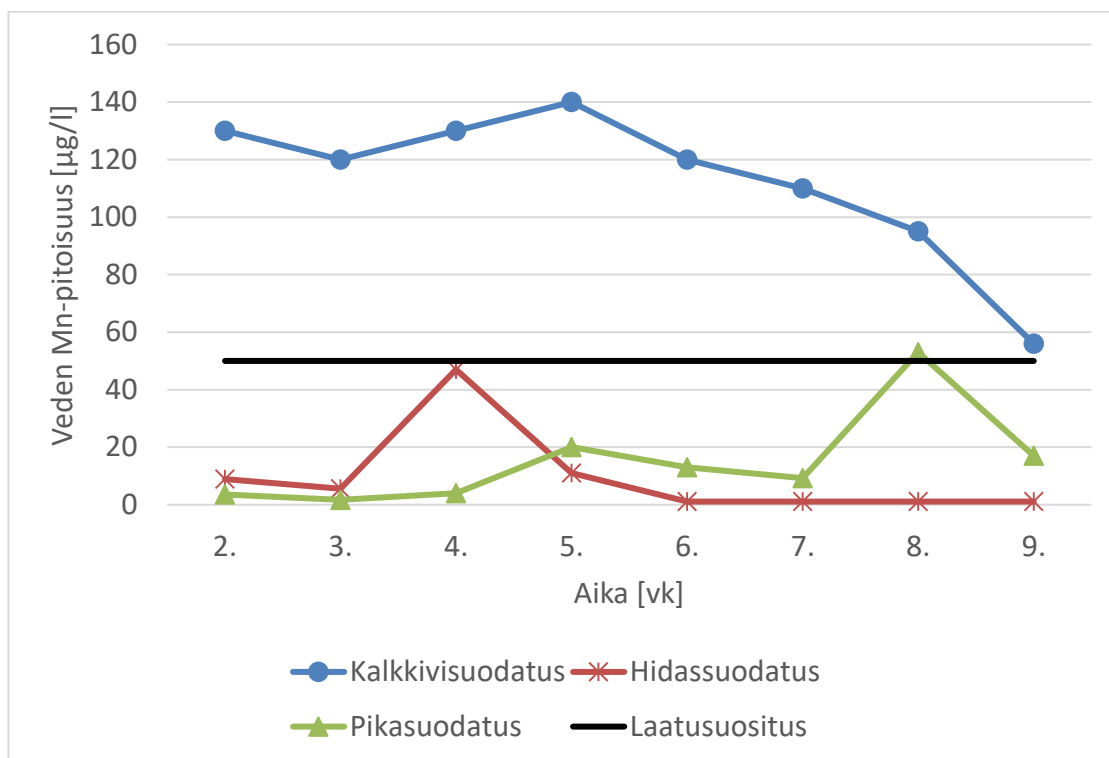
Talousvesiasetuksen (1352/2015) asettama laatusuositus raudalle on alle 200 $\mu\text{g/l}$ ja mangaanille alle 50 $\mu\text{g/l}$. Kalkkikivisuodatuksessa talousvesiasetuksen suositus veden rautapitoisuudelle saavutettiin kokeiden alussa, kun käytettiin viipymää 60 min (viikot 2 ja 3) ja kokeiden lopussa (viikot 7-9), kun bakteerikanta oli kehittynyt rautaa hapettavaksi (luku 6.2) (kuva 17).



Kuva 17. Rautapitoisuuden vähenemä eri yksikköprosesseissa ja talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositus.

Tehokkaan kalkkikivisuodatuksen ansiosta myös hidassuodatuksessa ja pikasuodatuksessa päästiin alle talousvesiasetuksen asettaman laatusuosituksen (kuva 17). Hidassuodatettu vesi saavutti talousveden laatusuosituksen jokaisella näytteenotokerralla (kuva 17). Pikasuodatettu vesi ylitti talousveden laatusuosituksen yhdellä näytteenotokerralla, kun suodattimelle tulevan veden rautapitoisuus oli korkea, yli 260 $\mu\text{g/l}$ (kuva 17).

Kalkkikivisuodatuksessa mangaanin pitoisuudessa ei saavutettu talousvesiasetuksen antamaa suositusta (kuva 18). Hidassuodatuksessa saavutettiin laatusuositus jokaisella näytteenotokerralla (kuva 18).



Kuva 18. Mangaanipitoisuuden vähenemä eri yksikköprosesseissa ja talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuositus.

Parhaimmillaan hidassuodatuksen jälkeinen mangaanipitoisuus oli kokeiden lopussa, alle 1,1 µg/l. Pikasuodatuksessa ylitettiin laatusuositus yhdellä näytteenotokerralla (laatusuosituksen ylitys 3 µg/l). Muilla näytteenotokertoilla mangaanipitoisuus oli alle 21 µg/l (kuva 18). Kuten edellisessä luvussa todettiin, 8. viikon näytekerran huonotulos pikasuodatetulle vedelle johtunee suodattimen tukkeutumisesta liian pitkän huuhteluvälin takia. Lisäksi näytteenotossa on voinut tapahtua virhe sillä viikon 8 näyte on poikkeava muiden viikkojen tuloksiin.

6.6 Yksikköprosessien mitoitus

Tehtyjen vedenkäsittelykokeiden avulla voidaan tehdä arvio tulevan pohjavesilaitoksen mitoituksesta. Arvio Vaasan ja Kurikan alueiden keskimääräisestä veden tarpeesta on 20 000 m³/d. Pohjavesilaitoksien mitoitusvirtaamana (Q_{mit}) käytetään yleensä suurinta vuorokausikäyttöä, joka saadaan laskettua keskimääräisen vuorokausikäytön ja teoreettisen kertoimen avulla. Suurimpana vuorokausikäyttökertoimena käytetään yleensä arvoa väliltä 1,2–2,5. (RIL 2010.) Suurille vesilaitoksille suositeltava vuorokausikäyttökerroin on 1,5 (RIL 2010), jolloin pohjavesilaitoksen mitoitusvirtaama olisi 30 000 m³/d eli 1250 m³/h.

Kalkkikivisuodatuskokeiden perusteella sopiva tehollinen viipymä kalkkikivisuodattimelle olisi 30 min. Siten tarvittava kalkkikivimäärä [m^3] olisi (kaava 17),

$$V_{irto} = \frac{t_{eff} * Q_{mit}}{60 * a} = \frac{30 \text{ min} * 1250 \frac{m^3}{h}}{60 * 0,4} = 1562,5 m^3. \quad (17)$$

Suodattimien mittojen valinnassa on monia vaihtoehtoja. Yksi vaihtoehto olisi rakentaa 8 suodatinyksikköä, joista yksi olisi ns. toimintavarmuutta lisäävä lisäsuodatin. Tällöin suodattimien pinta-ala olisi $45 m^2$ ja suodattimen korkeus (kalkkikivipatjan korkeus) olisi 5 m.

Hidassuodatustulosten ja kirjallisuusselvityksen perusteella hidassuodatin voitaisiin suunnitella suodatusnopeudelle 0,4 m/h. Suodatinta voitaisiin ajaa suuremmillakin nopeuksilla, mutta kirjallisuusselvityksen perusteella 0,4 m/h suuremmat suodatusnopeudet vähentävät suodattimen tehokkuutta. Suuremman suodatusnopeuden käyttö olisi kuitenkin hyvä testata jatkotutkimuksin. Jos suodatin suunniteltaisiin suodatusnopeudelle 0,4 m/h ja mahdollinen mitoitusvirtaama olisi $1250 m^3/h$, niin tarvittavien suodattimien kokonaispinta-ala olisi $3125 m^2$.

Pikasuodattimen mitoitusta varten tulisi optimaalinen huuhteluväli selvittää. Käsittelykokeiden perusteella 12 m/h olisi mahdollinen suodatusnopeus, mutta jatkotutkimuksin voitaisiin testata myös tätä suurempia suodatusnopeuksia. Jos pikasuodatin suunniteltaisiin suodatusnopeudelle 12 m/h, ja mahdollinen mitoitusvirtaama olisi $1250 m^3/h$, niin tarvittavien suodattimien kokonaispinta-ala olisi $104 m^2$.

Laitoksien suunnittelussa tulee ottaa huomioon kunnossapitotoimenpiteet ja mahdolliset laitehäiriöt. Laitoksen toimintavarmuus voidaan varmistaa kasvattamalla suodatinyksiköiden kokoa tai rakentamalla puhdasvesiallas mahdollisista käyttökatkoksista ja huolto-toimenpiteistä johtuvien vedentuottohäiriöiden tasaamiseksi. Siten yllä esitetyt suodattimilavuudet ovat suuntaa antavia.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Kurikan Kuusistonloukon ja Paloluoman alueen maaperän syväpohjavesiesiintymä on hyvä raakavesilähde sillä alueen vedenottopotentiaali on suuri ja vesi on hyvälaatuista. Alueella on syvälle rapautunut ruhjeinen porfyrygraniittinen kallioperä, jonka raot ja ruhjeet syöttävät veden alueen pohjimmaisiin vettä johtaviin kerroksiin. Alueen maaperä on muodostunut monista eri sedimenteistä ja sen kerrosjärjestys on harvinainen Suomessa. Vettä hyvin johtavien kerroksien välissä on moreenista ja mäkisavimoreenista muodostuneita kerroksia, jolloin maaperään on muodostunut päällekkäisiä akviferejä. Ylimpänä kerroksena on 5–10 metriä paksu vettä läpäisemätön hiekasta ja hiesusta muodostunut merisedimenttikerros, joka suojelee alueen alimpia kerroksia pilaantumiselta. Täten alueen syväpohjavedellä on hyvin pieni riski pilaantua, joka edesauttaa alueen pohjaveden hyödyntämistä talousvedentuotannossa.

Työssä tutkittiin tutkimusalueen syväpohjavedelle mahdollista käsittelyprosessia. Työn kokeellisessa osassa on tutkittu raakaveden käsittelyä vedenkäsittelykokeilla. Tutkimuksissa käytetty raakavesi sisältää talousvesiasetuksen (1352/2015) laatusuosituksen ylittävät pitoisuudet rautaa (yli 200 µg/l) ja mangaania (yli 50 µg/l). Raakaveden rautapitoisuus vaihteli välillä 890–1200 µg/l ja mangaanipitoisuus välillä 130–160 µg/l. Lisäksi raakavesi on mahdollisesti metallia korroosioivaa alhaisen pH:n (alle 7,5) ja kalsiumpitoisuuden (alle 10 mg/l) takia. Raakaveden kemiallisista ominaisuuksista johtuen käsittelyprosessina pitää olla alkalointi (nostamaan veden pH:ta ja kovuutta) sekä raudan ja mangaanin poisto. Kirjallisuusselvityksen perusteella käsittelykokeiden yksikköprosesseiksi valittiin alkalointi kalkkikivisuodatuksella, jota seuraa raudan ja mangaanin poisto. Raudan ja mangaanin poistoa testattiin kahdella eri menetelmällä, jotka olivat biosuodatuksen perustuva hidassuodatus ja adsorptioon perustuva mangaanioksidimassaa sisältävä pikasuodatus. Kalkkikivisuodatuksella testattiin myös sen toimivuutta rautaa ja mangaania poistavana esikäsittely-yksikkönä. Kalkkikivialkalointia edelsi ilmastus, jolla nostettiin veden happipitoisuutta ja hapetettiin rautaa. Käsittelykokeiden avulla tutkittiin raudan ja mangaanipitoisuuksien vähenemää ja kalkkikivialkaloinnin vaikutusta veden happamuusasteeseen, alkaliniteettiin ja kalsiumpitoisuuteen.

Kalkkikivisuodatuksella saatiin nostettua veden pH yli 8, alkaliniteetti yli 1,5 mmol/l ja kalsiumpitoisuus yli 15 mg/l. Täten materiaalien korroosiota aiheuttavia tekijöitä saatiin vähennettyä. Käsittelykokeiden aikana (61 vuorokautta) ei ollut havaittavissa kalkkikiven passivoitumista tai kulumista, joten lyhyellä aikavälillä tarkasteltaessa raakaveden rautapitoisuus ei vaikuta suodattimen toimintaan. Kalkkikivisuodatus toimi myös hyvänä raudan ja mangaanin esikäsittely-yksikkönä. Raakaveden rautapitoisuudesta saatiin poistettua 91 % ja mangaanipitoisuudesta 65 %. Raudan poistossa saavutettiin myös talousvesi-

asetuksen asettama laatusuositus (alle 200 µg/l). Tehokkaalla ilmastuksella kalkkikivisuodatin voisi toimia laitoksen ainoana raudan poistoyksikkönä. Mangaanin osalta tarvittaisiin erillinen poistomenetelmä, sillä mangaanin poistossa ei päästy alle talousvesiasetuksen laatusuosituksen (50 µg/l).

Varsinaisilla raudan ja mangaanin poistoyksiköillä, hidassuodattimella ja mangaanioksidimassaa sisältävällä pikasuodattimella, päästiin alle talousvesiasetuksen laatusuosituksen. Kummallakaan menetelmällä ei enää saavutettu merkittävää raudan poistoa (vähenemä alle 52 %), sillä suurin osa raudasta oli poistunut jo kalkkikivisuodatuksessa. Hidassuodatuksella saavutettiin 99 %:n vähenemä mangaanin poistossa. Käytetyillä suodatusnopeuksilla ei ollut vaikutusta hidassuodattimen toimintaan, vaan suodattimella saavutettiin paras vähenemä kokeiden lopussa, kun mangaania hapettava bakteerikanta oli kehittynyt. Kirjallisuusselvityksen ja vedenkäsittelykokeiden perusteella hidassuodattimelle paras suodatusnopeus olisi 0,4 m/h. Pikasuodatuksessa suodatusnopeudella oli merkitystä tuloksiin. Mangaanin poistossa suodatusnopeudella 7,46 m/h saavutettiin 98 %:n vähenemä, kun suodatusnopeudella 12 m/h saavutettiin 68 %:n vähenemä. Suodatusnopeudella 12 m/h päästiin alle talousvesiasetuksen laatusuosituksen.

Hidassuodatuksella päästiin parempiin ja luotettavampiin tuloksiin kuin pikasuodatuksella, mutta hidassuodatus tarvitsee 30 kertaa suuremman suodatuspinta-alan kuin pikasuodatus. Näiden lyhyiden käsittelykokeiden tulokset olivat hyviä ja tavoitteiden mukaisia, mutta suodattimien toimivuutta pidemmällä aikavälillä ei voida arvioida tehtyjen kokeiden avulla.

Käsittelykokeiden perusteella Paloluoman raakavesi on muutettavissa talousvedeksi yksinkertaisilla toimenpiteillä. Raakaveden käsittely ei vaadi montaa yksikköprosessia. Käsittelykokeissa käytetyt menetelmät olivat soveltuvia poistamaan korroosiota aiheuttavat tekijät ja talousvesiasetuksen suosituksen ylittävät rauta- ja mangaanipitoisuudet. Täysmittaisen laitoksen prosessien valinnassa tulee kuitenkin tarkastella yksikköprosessien kustannuksia. Tässä opinnäytetyössä kartoitettiin menetelmien toimivuutta ja puhdistustehokkuutta eikä määritetty menetelmien kustannuksia tai taloudellisesti parasta menetelmää. Pohjavesilaitoksen suunnittelun seuraava vaihe olisi eri menetelmien kustannuslaskelmat. Kustannuslaskelmia varten pitäisi määrittää ajan vaikutus menetelmien puhdistustehokkuuteen eli prosessien käyttöikä. Muita mahdollisia jatkotutkimustarpeita olisi pikasuodattimen huuhteluvälin optimointi ja kalkkikivisuodatuksen soveltuvuuden testaus mangaanin poistoon pitempiaikaisilla kokeilla. Tuloksien perusteella kalkkikivisuodatin alkoi toimia biologisesti kuudennen koeviikon jälkeen, mutta mangaanin poistossa ei saavutettu tasapainotilaa. On mahdollista, että pelkällä kalkkikivisuodatuksella päästäisiin alle talousvesiasetuksen laatusuosituksen, jolloin pelkkä kalkkikivisuodatus olisi mahdollinen käsittelymenetelmä Paloluoman alueen syväpohjavedelle.

LÄHTEET

Alley, W.M., Bair, E.S. & Wireman, M. (2013). "Deep" groundwater. *Groundwater*. Vol.51, s.653–809.

Antikainen, M. & Hintsala, J. (2006). Kaurajärven pohjavesiselvitys pohjavesialue 10 944 51 A Kaurajärvi Vöyri. Vaasa, Länsi-Suomen ympäristökeskus alueidenkäyttö- ja vesihuolto-osasto, Pohjavesien kartoitustutkimus, DN:o LSU-2006-V-14 (322). 14 s.

Bear, J. & Cheng, A. (2010). *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport*. Dordrecht, Heidelberg, London & New York, Springer. Theory and Applications of Transport in Porous Media. 815 s. ISBN 978-1-4020-6681-8.

Boulton, G. S., Dongelmans, P., Pukari, M. & Broadgate, M. (2001). Palaeoglaciology of an ice sheet through a glacial cycle: the European ice sheet through the Weichselian. *Quaternary Science Reviews*. Vol.20, s.951-625.

Brezonik, P. & William, A. (2011). *Water Chemistry: An Introduction to the Chemistry of Natural and Engineered Aquatic Systems*. New York, Oxford university press. 809 s. ISBN 978-0-19-973072-8.

Chapagain, S.K., Pandey, V.P., Shrestha, S., Nakamura, T. & Kazama, F. (2010). Assessment of deep groundwater quality in Kathmandu Valley using multivariate statistical techniques. *Water Air Soil Pollut*. Vol.210, s. 277–288.

Chaturvedi, S. & Dave, P.N. (2012). Removal of iron for safe drinking water. *Desalination*. Vol.303, s.1–11.

Cho, B-Y. (2005). Iron removal using an aerated granular filter. *Process Biochemistry*. Vol.40, s.3314–3320.

Cho, B-Y. (2007). Manganese removal using an aerated granular filter. *Korean Journal of Chemical Engineering*. Vol.24, s.757–762.

Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D., Howe, K. & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's Water Treatment - Principles and Design*. 3. painos. New Jersey, Wiley. 1901 s. ISBN 978-0-470-40539-0.

Degremont. (2007). *Water Treatment Handbook Vol. 1 & 2*. 7. painos. Ranska, Lavoisier. 1904 s. ISBN-10 2743009705.

Ellis, D., Bouchard, C. & Lantagne, G. (2000). Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration. *Desalination*. Vol.130, s.255–264.

Fetter, C.W. (2001). *Applied Hydrogeology*. 4. painos. New Jersey, Prentice-Hall. 598 s. ISBN 0-13-088239-9.

Haavisto-Hyvärinen, M. & Kutvonen, H. (2007). *Maaperäkartan käyttöopas* [verkko-dokumentti]. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. [viitattu 1.3.2017]. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/gtk_maaperakartan_kayttoopas.pdf

Hatva, T. & Seppänen, H. (1983). *Pohjaveden puhdistus hidassuodatusmenetelmällä*. Helsinki, Suomen itsenäisyyden juhluvuoden 1967 rahasto, Sarja A Nro 75. 109 s. ISBN 951-563-102-5.

Hatva, T. (1989). *Iron and manganese in groundwater in Finland: Occurrence in glacifluvial aquifers and removal by biofiltration*. Helsinki, National board of waters and environment, Publications of the water and environment research institute. 99 s. ISBN 951-47-3097-6.

Hatva, T., Lapinlampi, T. & Vienonen, S. (2008). *Liite 1: Oppaassa käytetty hydrogeologinen sanasto sekä kaivotyypit- ja maalajimerkinnot*. Teoksessa: Hatva, T., Lapinlampi, T. & Vienonen, S. *Ympäristöopas- Kaivon paikka | 2008*. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Liite 1. ISBN 978-952-11-3199-8.

ISO 11885. (2007). *Water quality – Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 28 s.

Isomäki, R., Valve, M., Kivimäki, A-L. & Lahti, K. (2006). *Pienten pohjavesilaitosten ylläpito ja valvonta*. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas. 136 s. ISBN 952-11-2530-6.

Karttunen, E. (2003). *RIL 124-1 Vesihuolto I*. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL. 314 s. ISBN 978-951-758-503-3.

Karttunen, E. (2004). *RIL 124-2 Vesihuolto II*. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL. 684 s. ISBN 951-758-438-5.

Komulainen, H. (2014). *Juomaveden mangaaniin liittyy terveysriski*. *Ympäristö ja Terveys*. Vol.45, s.20–24.

Korkka-Niemi, K & Salonen, V. (1996). *Maanalaiset vedet – pohjavesigeologian perusteet*. Turku, Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskus. 181 s. ISBN 951-29-0825-5.

Kukkonen, I. (2011). *Outokumpu Deep Dilling Project 2003–2010*. Espoo, Geological Survey of Finland, Special paper 51. 252 s. ISBN 978-952-217-151-1.

- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kostelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. (2002). Tuhat kaivoa – Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Espoo, Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 155. 92 s. ISBN 951-690-842-X.
- Meloni, E. (2007). Epäpuhtauksien poistaminen pohjavedestä. *Vesitalous*. Vol.XLVIII, s.27–31.
- Moel, P., Verberk, J. & Dijk, J. (2006). *Drinking Water Principles and Practices*. Singapore, World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. 413 s. ISBN 981-256-836-0.
- Mohd Sanusi, A., Adlan, M.N., Mohd Remy Rozainy, M. A. Z. & Jamil, R. (2016). Removal of iron and manganese using cascade aerator and limestone roughing filter. *MA-TEC Web of Conferences*. Vol.47, s.5006.
- Motiva. (2016). Vedenkulutus [WWW]. [viitattu 9.11.2016]. Saatavissa: http://www.motiva.fi/koti_ja_asuminen/mihin_energiaa_kuluu/vedenkulutus
- Mouchet, P. (1992). From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *Journal American Water Works Association*. Vol.84, s.158–167.
- Mälkki, E. (1999). *Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö*. Helsinki, Tammi. 304 s. ISBN 951-26-4515-7.
- Niemelä, J., Ekman, I. & Lukashov, A. (1993). Suomen ja Venäjän federaation luoteisosan maaperä ja sen raaka-ainevarat [kartta]. Espoo, Geologian tutkimuskeskus.
- Nik Daud, N.N., Izehar, N.H., Yusuf, B., Mohamed, T.A. & Ahsan, A. (2013). Groundwater quality improvement by using aeration and filtration methods. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*. Vol.7, s.309–313.
- Ollikainen, H. (1989). *Kuiva- ja hidassuodattimen mitoitusohjeet*. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus, Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 213. 24 s. ISBN 951-47-2455-0.
- Paalijärvi, M. & Putkinen, N. (2015). *Vaasan ja Kurikan seutujen syväpohjavesitutkimukset 2012 – 2014*. Kokkola, Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 6.10.2015. 26 s.
- Pacini, V.A., Ingallinella, A.M. & Sanquinetti, G. (2005). Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology. *Water Research*. Vol.39, s. 4463–4475.

Hebig, K.H., Ito, N., Scheytt, T. & Marui, A. (2012). Review: Deep groundwater research with focus on Germany. *Hydrogeology Journal*. Vol.20, s. 227–243.

Palomäki, J. & Kuorikoski, A. (2001). Kalkkikivialkalointi Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen vesilaitoksilla. Vaasa, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Alueelliset ympäristöjulkaisut 215. 163 s. ISBN 952-11-0898-3.

Palomäki, J. (1998). Humus- ja rautapitoisen pohjaveden kemiallis-biologinen käsittely. Vaasa, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Alueelliset ympäristöjulkaisut 81. 203 s. ISBN 952-11-0315-9.

Piispanen, J. & Sallanko, J. (2010). Mn(II) removal from groundwater with manganese oxide-coated filter media. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. Vol.45, s.1732–1740.

Piispanen, J. (2012). Rautaa, mangaani, ammoniumia ja humusta sisältävien pohjavesien käsittely – pii ja raudan hapettuminen, mangaanioksidipintaiset suodatusmassat, selkeytettävyyys sekä ammoniumin biologinen poisto. Lisensiaatintyö. Oulu. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. 75 s. Saatavissa: Oulun Yliopisto, Tiedekirjasto Tellus.

Pitkäranta, R. (2013). Lithostratigraphy and age of pre-Late Weichselian sediments in the Suupohja area, western Finland. Väitöskirja. Turku. Turun yliopisto, Department of Geography and Geology. Turun yliopiston julkaisuja Sarja. AII, osa 284. 66 s. ISBN 978-951-29-5535-0.

Pumppulohja Oy. (2016). CATALOX Specification Technical Data. Saatavissa: Pumppulohja Oy.

Putkinen, N. (2016). Geologi, tutkija, Geologian tutkimuskeskus. Kurikka. Haastattelu 16.11.2016.

Putkinen, N., Paalijärvi, M., Okkonen, J. & Putkinen, S. (2015). Kurikan Kuusistonloukon alueen syväpohjavesitutkimukset 2014–2015: Vaihe 2: pohjaveden koepumpaukset. Kokkola, Geologinen tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 22.12.2015. 28 s. Saatavissa: Geologian tutkimuskeskus

Putkinen, N., Putkinen, S., Valjus, T. & Leväniemi, H. (2012). Kurikan Kuusistonloukon pohjavesialueen geologinen rakenneselvitys. Kokkola, Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 27.2.2012. 19 s. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/19_2012.pdf

RIL. (2010). Vesihuoltoverkkojen suunnittelu – mitoitus ja suunnittelu. Saarijärvi, Suomen rakennusinsinööriliitto RIL ry, Suomen rakennusinsinöörien liiton julkaisuja RIL 237-2-2010. 162 s. ISBN 978-951-758-521-7.

Rontu, M. (1992). Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus, Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 107. 80 s. ISBN 951-47-6327-2.

Rönnqvist, J. (2006). Raudan, mangaanin, humuksen ja ammoniumin samanaikainen poisto pohjavedestä – käytännön kokemuksia ja poiston onnistumiseen vaikuttavia parametreja. Diplomityö. Oulu. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. 110 s. Saatavissa: Oulun Yliopisto, Tiedekirjasto Tellus.

Sallanko, J. & Lakso, E. (2000). Alkaloiva märkäsuodatus rautapitoisten pohjavesien käsittelyssä. Oulu, Oulun yliopisto, Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion julkaisuja sarja A nro 17. 68 s. ISBN 951-42-5859-2.

Sallanko, J., Lakso, E. & Lehmikangas, M. (2005). Effect of adsorption on filtration results of groundwater. *Water Supply*. Vol.4, s.157–163.

Salonen, V-P., Eronen, M. & Saaristo, M. (2002). Käytännön maaperägeologia. Turku, Kirja-Aurora. 237 s. ISBN 951-29-2247-9.

SFS 3005. (1981). Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrinen titraus. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 5 s.

SFS 3021. (1979). Veden pH-arvon määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 4 s.

SFS-EN 25813. (1993). Veden laatu. Liuenneen hapen määrittäminen. Jodometrinen menetelmä. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 12 s.

SFS-EN 25814 Kumottu. (1993). Veden laatu. Liuenneen hapen määrittäminen. Elektrokemiallinen menetelmä. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 14 s.

SFS-EN 27888. (1994). Veden laatu. Sähkönjohtavuuden määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 12 s.

SFS-EN 7027. (2000). Water quality. Determination of turbidity. Part 1: Quantitative methods (ISO 7027-1:2016). Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto SFS. 15 s.

Sharma, S.K. (2001). Adsorptive Iron Removal from Groundwater. Delft, Swets & Zeitlinger B.V., Lisse. 205 s. ISBN 90 5410 430 9.

Sincero, A.P. & Sincero G.A. (2003). Physical-chemical treatment of water and wastewater. London, IWA Publishing. 832 s. ISBN 1-84339-028-0.

STDM 406 C. (1985). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater-CO2 Carbon Dioxide. American Public Health Association APHA. 7 s.

Štembal, T., Markić, M., Ribčić, N., Briški, F & Sipos, L. (2005). Removal of ammonia, iron and manganese from groundwaters of northern Croatia—pilot plant studies. *Process Biochemistry*. Vol.40, s.327–335.

Talousvesiasetus. (2015). A 17.11.2015/1352. Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20151352>

Valvira. (2016). Talousvesiasetuksen soveltamisohje [verkkodokumentti]. Helsinki, Valvira, Valviran ohje 12/2016. Saatavissa: http://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/talousvesi/talousvesiasetuksen_soveltamisohje

Vesi- ja viemärlaitosyhdistys. (2002). Kalkkikivialkalointi – opas veden syövyttävyyden vähentämiseksi. Helsinki, Vesi- ja viemärlaitosyhdistys. 27 s. ISBN 952-5000-35-4.

Vesilaitosyhdistys. (2016). Talousvesi [WWW]. [viitattu 17.11.2016]. Saatavissa: http://www.vvy.fi/vesihuolto_linkit_lainsaadanto/talousvesi

Vihanta, J. (2016). DI, Toimitusjohtaja. Kannuksen vesiosuuskunta. Kurikka. Haastattelu puhelimesta 16.9.2016.