

Karri Kalvas

Pientalojen omavesijärjestelmien vedenkäsittelyprosessit

Metropolia Ammattikorkeakoulu

Insinööri (AMK)

Talotekniikan koulutusohjelma

Insinöörityö

17.5.2013

Tekijä Otsikko	Karri Kalvas Pientalojen omavesijärjestelmien vedenkäsittelyprosessit
Sivumäärä Aika	63 sivua + 1 liite 17.5.2013
Tutkinto	insinööri (AMK)
Koulutusohjelma	talotekniikka
Suuntautumisvaihtoehto	tuotantopainotteinen
Ohjaajat	lehtori Hanna Sulamäki insinööri Olli-Pekka Riipinen
<p>Tämän insinööriyön toiminnallinen tavoite oli tuottaa pohja pientalojen omavesijärjestelmien vedenkäsittelyprosesseista kertovalle opaskirjalle. Työn tilaajayritys tulee kokoamaan opasmuotoon tehdyn kirjan tämän työn tietojen pohjalta.</p> <p>Vedenkäsittelyprosesseja on aluksi lähestytty esittelemällä yleisimpiä pientalojen ja mökkien vedenlähteitä. Tällöin ratkaisuna on ottaa käyttövesi erityyppisistä kaivoista, lähivesistöistä tai merestä. Tärkeimpänä asiakokonaisuutena näiden kohdalla on laadukas vedenlähteen suunnittelu. Hyvin tehdyllä suunnittelutyöllä pystytään joissain tapauksissa välttämään myöhemmin tarvittavilta vedenkäsittelyprosesseilta.</p> <p>Insinööriyön päätarkoituksena oli käsitellä erilaisia pientalojen mittakaavassa käytettyjä vedenkäsittelyprosesseja. Vedenkäsittelyä päädyttiin esittelemään yksityiskäyttäjälle mahdollisimman helppossa muodossa käymällä prosessit läpi kunkin vedestä tutkittavan laadullisen ongelman yhteydessä. Tämänkaltaisen toteutusmalli auttaa alaan perehtymätöntä niissä tapauksissa, kun tiedetään omavesijärjestelmän tuottamasta käyttövedestä vain vesianalyysin kertomat epäpuhtauksien pitoisuudet ja määrät.</p> <p>Insinööriyön tuloksena syntyi vahva pohja tulevalle vedenkäsittelyoppaalle. Opaskirjan laadintaa tullaan tilaajayrityksessä jatkamaan tämän insinööriyön julkaisemisen jälkeen. Ajatuksena on myös muovata kirjan sisältöä enemmän kaupalliseen suuntaan pitäen kuitenkin tässä työssä esitellyt teoriat kirjan pohjana.</p>	
Avainsanat	vedenkäsittely, kaivo, käyttövesi, suodatus

Author Title	Karri Kalvas Water treatment processes of single-family houses
Number of Pages Date	63 pages + 1 appendice 17 May 2013
Degree	Bachelor of Engineering
Degree Programme	Building Services Engineering
Specialisation option	HVAC Engineering, Production Orientation
Instructors	Hanna Sulamäki, Senior Lecturer Olli-Pekka Riipinen, BEng
<p>The goal of this final year project was to produce the data base for a guidebook about water treatment processes needed in single-family houses with no connection to a municipal water supply. The information and theories presented in this thesis are to be used as a basis for the guidebook.</p> <p>First, the water treatment processes were studied by going over some common water supply options. Proper planning was seen as the most important factor in all the options, since it can even eliminate the need for water treatment in some cases.</p> <p>Water treatment processes were demonstrated together with the individual qualitative water problems shown in water analysis. This approach was chosen to make it easier for people who are not familiar with the industry and who only have the water analysis results without the knowledge about how to solve the problems pointed out.</p> <p>The result of this final year project was a comprehensive and analytical data base for a water treatment guidebook. The water treatment guidebook will be revised after the publishing of this Bachelor's thesis to better serve the commercial needs of the commissioner.</p>	
Keywords	water treatment, well, water filtration

Sisällys

Lyhenteet

1	Johdanto	1
2	Pientalon vedenhankinta	2
2.1	Vedenlähde	2
2.2	Porakaivo	2
2.3	Rengaskaivo	3
2.4	Käyttövesi vesistöistä ja merestä	6
3	Veden laadullinen jaottelu ja vedenkäsittelyprosessien valintakriteerit	7
3.1	Vedestä tutkittavien aineiden ja ominaisuuksien jakaminen ryhmiin	7
3.2	Vedenkäsittelyprosessien valintakriteerit	8
4	Mikrobiologisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat bakteerit	9
4.1	<i>Escherichia coli</i>	9
4.1.1	<i>Escherichia coli</i> -bakteerin tuhoaminen ultravioletidesinfioinnilla	10
4.1.2	<i>Escherichia coli</i> -bakteerin tuhoaminen kloorauksella	14
4.2	Suolistoperäiset enterokokit	20
5	Veden kemiallisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat aineet	22
5.1	Arseeni	22
5.1.1	Arseenin poistaminen vedestä kalvotekniikalla	23
5.1.2	Arseenin poistaminen vedestä ioninvaihdolla	24
5.2	Fluoridi	27
5.3	Nitraatti ja nitriitti	30
6	Hyvän käyttöveden laatusuosituksiin kuuluvat aineet ja ominaisuudet	31
6.1	Koliformiset bakteerit	31
6.2	Alumiini	33
6.3	Ammonium	33
6.4	Kloridi	34
6.5	Rauta ja mangaani	39
6.5.1	Raudan ja mangaanin poistaminen vedestä hapettamalla	40
6.5.2	Raudan ja mangaanin poistaminen vedestä ioninvaihdolla	42
6.6	Sulfaatti	44

6.7	KMnO ₄ -luku (permanganaattiluku)	44
6.8	Radon	47
6.8.1	Radonin poistaminen vedestä aktiivihilisuodatuksella	48
6.8.2	Radonin poistaminen vedestä ilmastamalla	52
6.9	pH	54
6.10	Sähkönjohtavuus	55
6.11	Sameus ja väriluku	56
7	Vedestä tutkittavat muut aineet ja ominaisuudet	57
7.1	Alkaliteetti	57
7.2	Happi	58
7.3	Kokonaiskovuus	58
7.4	Uraani	61
8	Loppusanat	62
	Lähteet	64
	Liitteet	
	Liite 1. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 401/2001	

Lyhenteet

COD	Chemical oxygen demand. Kemiallinen hapen kulutus vedessä.
PMY	pesäkettä muodostava(a) yksikkö(ä).
STM	sosiaali- ja terveysministeriö
STUK	Säteilyturvakeskus
TDS	Total dissolved solids. Kuvaa nesteessä olevan orgaanisen ja epäorgaanisen materiaalin määrää.
UV	ultravioletti
WHO	World Health Organization, Maailman terveysjärjestö

1 Johdanto

Tämän insinööriyön tarkoituksena on tuottaa opasmuotoinen kirja Kaiko Oy:n käyttöön. Työssä keskitytään käsittelemään laatuongelmia ja niiden selvittämiseksi vaadittuja prosesseja kunnallisen vedenjakeluverokoston ulkopuolella asuvien pientaloasukkaiden käyttövedessä. Yleisimmät vedenlähteet ovat tällöin pora- ja rengaskaivot sekä läheiset vesistöalueet. Vedenkäsittelyprosesseja havainnollistetaan sosiaali- ja terveysministeriön kaivovedelle asettamien tärkeimpien laatuvaatimusten sekä laatusuosituksen pohjalta. Vedessä esiintyvät laadulliset ongelmat ovat jaettu ryhmiin niiden yleisen haitallisuuden perusteella. Jaottelulla pyritään osaltaan helpottamaan yksityistä vedenkäyttäjää muodostamaan näkemys käyttövetensä kelpaavuudesta eri käyttötarkoituksiin sekä antamaan parempi näkemys mahdollisesta vedenkäsittelyn tarpeesta.

Kattavalle, asiantuntijan laatimalle opaskirjalle on ilmennyt tarvetta ihmisten enenevässä määrin lisääntyneen kiinnostuneisuuden kasvaessa käyttöveden hyvää laatua kohtaan. Opaskirjassa perehdytetään vedenkäsittelyalaa tuntemattomille yleisimmät prosessit sekä syvällisempää teoriaa prosesseista jo hieman alaan perehtyneille. Usein tietyille veden laatuongelmille on olemassa monia eri toimintamalliin perustuvia korjaavia prosesseja. Tässä työssä esiteltävät vedenkäsittelyprosessit ovat kuitenkin valittu yksityisasiakkaan näkökulmasta, silmällä pitäen helppokäyttöisyyttä ja kustannustehokkuutta.

Kaiko Oy, yritys, jolle työ tehdään, on vuonna 1948 perustettu vedenkäsittely-, mittaus- ja annostelutekniikkaa markkinoiva yritys. Yrityksen kasvava asiakaskunta koostuu pääosin kotimaisista urakoitsijoista, teollisuuden laitoksista, sairaaloista, tukkureista sekä yksityisistä asiakkaista.

2 Pientalon vedenhankinta

Tässä luvussa esitellään yleisimmät tavat hankkia käyttövesi talouteen, silloin kuin sitä ei ole mahdollista saada kunnallisesta vesiverkosta. Kunnallisen veden käyttö on kuitenkin suositeltavaa aina kun siihen on mahdollisuus maltillisin kustannuksin. Kuntien vesilaitosten tarjoama vesi on ammattilaisten jatkuvan tarkkailun alaisena ja on aina koko valtakunnan alueella täysin juomakelpoista viranomaisten erikseen tiedottamia poikkeuksia lukuun ottamatta.

2.1 Vedenlähde

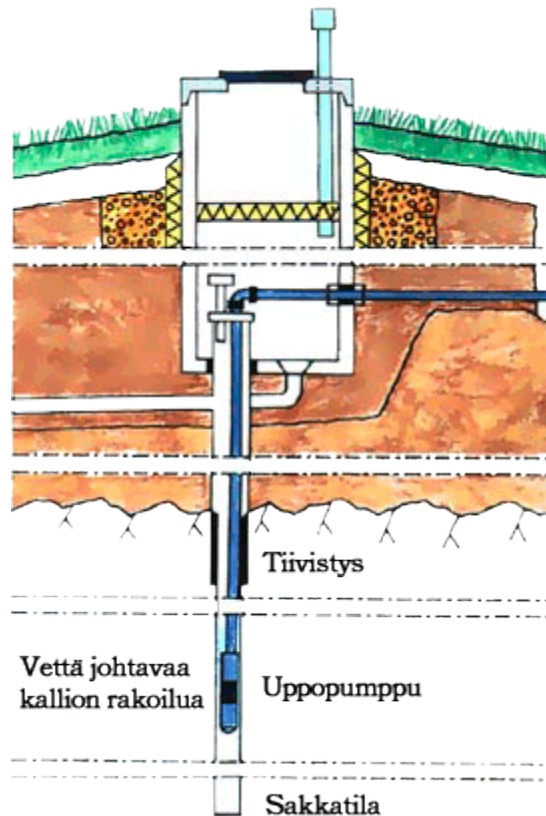
Ei ole olemassa yksiselitteisesti todettavaa parasta keinoa saada käyttövesi omahankintana. Yleensä päätöstä tehtäessä tulisi huomioida useita onnistuneeseen ratkaisuun vaikuttavia tekijöitä, kuten maan pinnanmuodot, tontilla vallitseva maa-aines sekä läheisten vesistöjen käyttömahdollisuus. Oleellisia valintakriteereitä ovat myös omat käyttötarpeet vedelle sekä projektiin käytettävissä oleva budjetti. Onnistuneet, olosuhteet huomioon ottavat, suunnittelu- ja rakennustyö ovat usein lopputuloksen kannalta merkityksellisempiä kuin loppukäyttäjän periaatteellisista syistä valitsema vedenlähde

2.2 Porakaivo

Porakaivot ovat nykyisin hyvinkin yleinen kaivotyyppi, vieden markkinoita esimerkiksi aikoinaan enemmän suosiossa olleilta rengaskaivoilta. Porakaivon etuihin voidaan lukea mahdollisuus kerätä vettä alueelta, jossa pohjavesi ei ole lähellä maanpintaa. Myös pitkiä kuivempia kausia kestävät vesivarat ovat tässä kaivotyyppissä etu. Kaivon rakennetyypistä johtuen pintavedet eivät yleensä pääse sekoittumaan veteen yhtä helposti kuin rengaskaivoissa. Porakaivoa teettäessä on syytä antaa painoarvoa asiantuntijan näkemykselle syvyydestä, johon asti kaivo tullaan ulottamaan. Liian syvälle porattu kaivo voi altistua useille vedenlaatua heikentäville tekijöille sen puhkoessa erilaisia maakerrostumia, eikä kaivon syvyys välttämättä korreloi aina sen tuottaman veden kanssa. [1.]

Kuvassa 1 on esitelty porakaivon toimintaperiaate varustettuna huoltokaivolla. Huoltokaivo voidaan myös korvata teknisellä tilalla käyttäen siihen jotain rakennuksessa si-

jaitsevaa lämmintä tilaa. Teknisen tilan käyttö on suositeltavaa varsinkin silloin kun kaivovettä ei ole tarkoitus käyttää raakana, vaan sitä tullaan ajamaan erilaisten vedenkäsittelyprosessien lävitse. Useimmat vedenkäsittelylaitteet tarvitsevat toimiakseen verkkovirtaa, viemärointiä sekä lämpimän tilan.



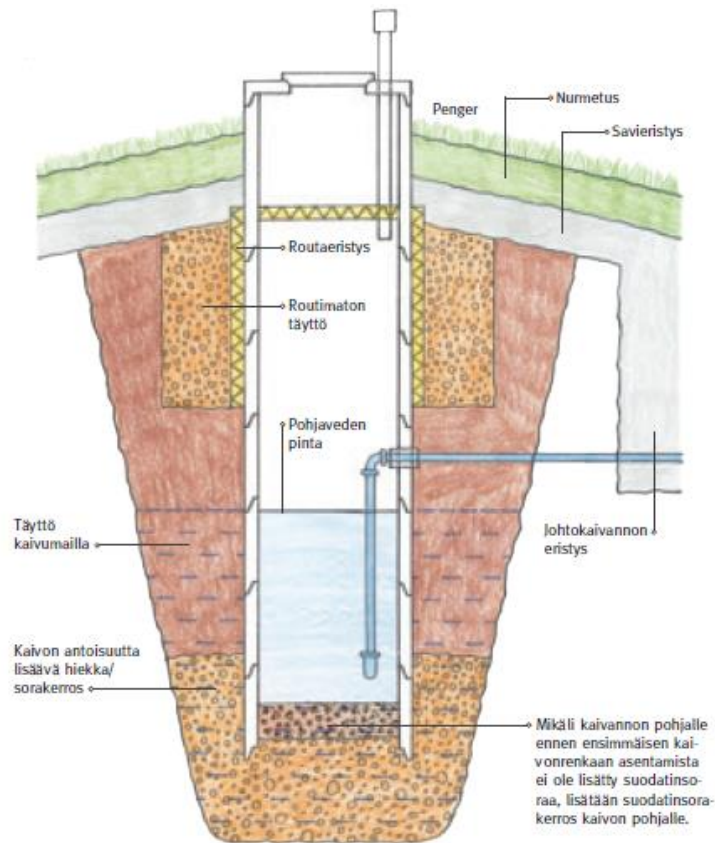
Kuva 1. Porakaivon toimintaperiaate [1].

2.3 Rengaskaivo

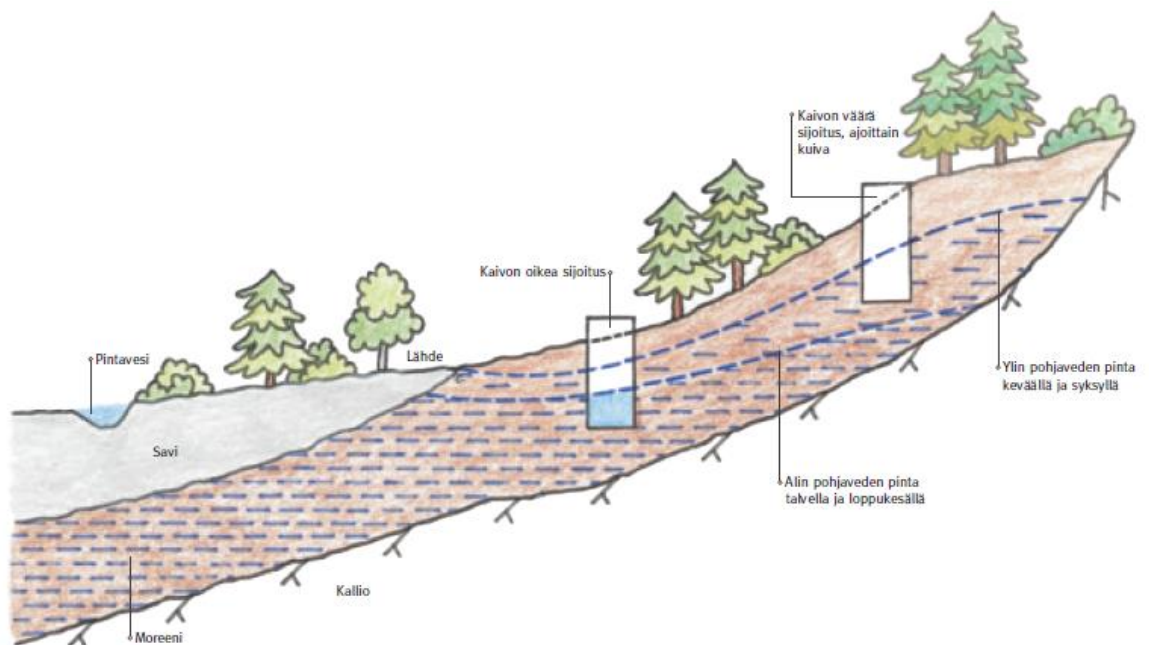
Rengaskaivo on ratkaisuna usein huomattavasti edullisempi ja helpompi toteuttaa kuin edellä esitelty porakaivo. Kuten porakaivoa, myös rengaskaivoa toteuttaessa tulee kiinnittää huomiota sen hyvään suunnitteluun. Ensiarvoisen tärkeä on huolehtia kaivon sijoittamispaikasta siten, että sinne saadaan tarpeita vastaava määrä vettä kertymään. Suositeltava rengaskaivon paikka olisi esimerkiksi rinnettä alaspäin seuraava alava maasto, jolloin rinteiltä alaspäin virtaavat vesivarat saadaan kerättyä kaivon vesireserveihin. Kaivon pohjalle olisi hyvä asettaa suodatinsoraa suodattamaan kaivon pohjan kautta tulevasta vedestä epäpuhtauksia pois. [2.]

Vaikka maan pinnanmuotojen huomioiminen onkin oleellinen osa onnistunutta rengaskaivon suunnittelua, vaikuttavat siihen myös monet muut tekijät. Mikäli lähimaastossa on ajoteitä, jotka käsitellään natriumkloridilla talviaikaan, tulisi tämänkaltaisia paikkoja välttää kaivonsijoituspaikaksi. Ajotien kunnossapitoon käytettävä natriumkloridi imeytyy maa-ainekseen, josta se liukenee pohjavesiin ja kulkeutuu sitä kautta kaivoon. Suolatavien ajoteiden tavoin lähimaastossa sijaitsevat teollisuuslaitokset sekä maataloustilat asettavat riskin niiden vaikutusalueella olevalle pohjavedelle. Näissä tapauksissa saattaa vesianalyysi paljastaa käyttövedestä vakaviakin ongelmia, jotka liittyvät yleensä kemikaalien ja bakteerien aiheuttamiin saastumiin vedessä. Nämä pohjavesien laatuongelmat eivät ole yksin rengaskaivojen ongelma, vaan samat riskit on huomioitava myös porakaivoissa, vaikka ne keräävät vesivarantonsa syvemmältä maaperän huokosista. Halkeamat maankuoressa aiheuttavat yleensä porakaivoille saastumisongelmat. [2.]

Viimeisenä oleellisena huomionkohtana rengaskaivon suunnittelussa on kiinnittää huomiota pintavesiin. Pintavesien sekoittuminen kaivoveteen ilmenee yleensä korkeina humuspitoisuuksina sekä maku- ja hajuhaittoina. Pintavesien sekoittumisen estämiseksi tehokkain keino on huolehtia kaivon hyvästä ja tiiviistä rakenteesta sekä rakenteiden ulottamisesta tarpeeksi maanpinnan yläpuolelle. Maa-ainesta tulisi rakentaa kaivon ympärille siten, että se johtaisi pintavedet valumaan pois päin kaivosta. Heikkolaatuisesti rakennetut rengaskaivot saattavat pahimmillaan kerätä pintavesien lisäksi jopa pieneläimiä [2]. Kuvassa 2 on esitelty hyvänrakennustavan mukainen rengaskaivo. Kuva 3 esittää maaston pinnanmuotojen huomioonottamista rengaskaivoa suunniteltaessa.



Kuva 2. Rengaskaivon tavoitteellinen rakennustapa [2].



Kuva 3. Rengaskaivon sijoittaminen suhteessa maaston pinnanmuotoihin [2].

2.4 Käyttövesi vesistöistä ja merestä

Tontin läheisyydestä löytyviä vesistöjä voidaan käyttää käyttöveden tuottamiseen siinä missä erityyppisiä kaivojakin. Suomesta löytyy paikoin paljonkin järviä, joiden tarjoama makeavesi on erittäin hyvälaatuista. Aistinvarainen tarkastelu ei ole kuitenkaan koskaan riittävä, vaan päällisin puolin laadukkaaltakin vaikuttava vesi tulisi aina analysoida ennen sen saattamista pidempiaikaiseen käyttöön.

Käyttöveden ottamista järvestä suunniteltaessa oleellisin seikka on huomioida syvyys, josta vesi pumpulla imetään. Sopiva paikka on reilusti vedenpinnan alapuolella, mutta ei kuitenkaan aivan pohjassa, jotta lietteet ja muut mekaaniset epäpuhtaudet eivät tule turhaan mukana. Tarpeeksi syvälle asetettu imuputki on tehokkain esto levän joutumiselle järvestä imettävän veden sekaan. Harvoissa tapauksissa kun levää kuitenkin tavataan käyttöveden joukosta, on käytännössä edessä uuden vedenottoaikan suunnitteleminen. Teoriassa pieniä määriä levää voidaan hallita aktiivihiihisuodattimella. Hie-mankin isommat määrät vaatisivat monimutkaisempia saostusprosesseja, joiden toteuttaminen pientaloon ei ole mielekäästä.

Mekaanisen piensuodattimen sekä aktiivihiihisuodattimen asentaminen käyttövesilin-jaan on aina suositeltavaa, kun käyttöveden lähteenä toimii järvivesi. Rakennukseen imettävän käyttöveden mukana tulee yleensä pieniä mekaanisia epäpuhtauksia, jotka eivät kaikki jää pumpun karkeasuodattimeen. 80 µm:n erotuskyvyllä suodattava me-kaaninen suodatin on varsin riittävä tähän tarkoitukseen. Mikäli käytössä ei ole vasta-virtahuhtelevaa suodatinta, tulisi suodatinpatruunaa vaihdella noin kuuden kuukauden välein, riippuen kuitenkin käytön määrästä. Tukkoinen suodatin voi laskea rakennuksen hanapisteille tulevan vedenpaineen käyttömukavuutta häiritsevän alhaiselle tasolle. Aktiivihiihisuodattimella pyritään poistamaan järvivedestä tulevat maku- ja hajuhaitat.

Kun pientalon käyttövesi päädytään ottamaan suoraan merestä tai murtovesialueelta, voidaan olla varmoja, että vesi tulee tarvitsemaan jo hieman vaativampia prosesseja ennen kuin se on käyttövedeksi kelpaavalla tasolla. Suurimman ongelman muodostaa veden suuri suolapitoisuus. Merivesi on ihmisen elimistöön nähden liian väkevä liuos, eikä kelpaa juotavaksi ilman veden käsittelemistä. Tyypillisin tapa tuottaa merivedestä käyttövesikelpoista on ajaa vesi käänteisosmoosiprosessin lävitse. Käänteisosmoosi poistaa käsiteltävästä vedestä suolat, tehden sen suolapitoisuuksiltaan juomakelpoi-

seksi. Käänteisosmoosin tarkempi toimintaperiaate tullaan käymään läpi myöhemmissä luvuissa.

3 Veden laadullinen jaottelu ja vedenkäsittelyprosessien valintakriteerit

3.1 Vedestä tutkittavien aineiden ja ominaisuuksien jakaminen ryhmiin

Sosiaali- ja terveysministeriön laatimassa asetuksessa 401/2001 yksityisten talouksien omavedenhankinnasta on jaettu vedestä tutkittavat aineet ja pitoisuudet neljään pääryhmään. Näiden pääryhmien tehtävänä on jakaa vedestä tutkittavat haitalliset aineet ja ominaisuudet niiden yleisen haitallisuuden perusteella. Pääryhmät on jaettu seuraavasti:

- mikrobiologiset laatuvaatimukset
- kemialliset laatuvaatimukset
- laatusuositukset
- muut aineet ja ominaisuudet.

Pääryhmistä kaksi ensimmäistä, mikrobiologiset laatuvaatimukset sekä kemialliset laatuvaatimukset, ovat terveyden kannalta merkittävimmät ryhmät. Näihin kahteen ryhmään on koottu kemialliset aineet ja patogeenejä ilmentävät bakteerit, jotka vedestä tulee ehdottomasta käsitellä pois ennen veden käyttöönottoa. [3.]

Laatusuositukseen on koottu vedestä tutkittavat terveydelle vähemmän haitalliset aineet. Tähän ryhmään kuuluvat veden yleistä laadukkuutta osoittavat aineet ja ominaisuudet. Näiden aineiden ja ominaisuuksien haittavaikutukset ovat pääasiallisesti kosmeettisia, värjäten vettä tai tuottaen siihen ikäviä makuja ja hajuja. Laatusuosituksen alaisiin aineisiin ja ominaisuuksiin tulee kuitenkin soveltaa yleistä kohtuutta, sillä mitkään tähän ryhmään kuuluvista veden epäpuhtauksista tai ominaisuuksista eivät ole terveyttä edistäviä. Tämän vuoksi huomattavat poikkeamat asetetuista laatusuosituksista tulisi ottaa vakavasti ja pyytää asiaan perehtyneen ammattilaisen näkemystä asiasta. [3.]

Viimeiseen ryhmään on koottu ne aineet ja ominaisuudet, joille sosiaali- ja terveysministeriö ei ole asettanut omaa raja-arvoaan, tämän vuoksi ryhmä on nimetty nimellä muut aineet ja ominaisuudet. Huomionarvoisena aineena tästä ryhmästä voidaan kuitenkin erottaa uraani. Vaikka Suomen sosiaali- ja terveysministeriö ei olekaan tälle aineelle määrännyt raja-arvoa, Säteilyturvakeskus on kuitenkin asettanut raja-arvon uraanille sen tuottaman säteilyn perusteella. [3.]

Liitteessä 1 on taulukoituna valtion ympäristöhallinnon kokoama lista tärkeimmistä tutkittavista aineista ja ominaisuuksista sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen 401/2001 pohjalta. Liite 1 on hyvä katsoa läpi ennen seuraaviin lukuihin siirtymistä, jotta saataisiin parempi käsitys yksittäisten aineiden ja ominaisuuksien jakautumisesta ryhmittäin.

3.2 Vedenkäsittelyprosessien valintakriteerit

Tämän työn pääaiheena olevat vedenkäsittelyprosessit ovat esitetty tulevissa luvuissa kunkin vedestä tutkittavan haitallisen patogeenin, aineen tai ominaisuuden yhteydessä. Vedenkäsittelyprosessien tärkeimpänä valintakriteerinä on käytetty niiden tarkoituksenmukaisuutta käyttäjälleen sekä käyttökohteelle. Tarkoituksenmukaisuus kattaa sisälleen yksityiskäyttöön soveltuvan prosessin helppokäyttöisyyden sekä maltilliset investointi- ja käyttökustannukset. Osana tarkoituksenmukaisuutta voidaan pitää myös prosessien tehokasta toimintaa tehtävässään. Esiteltäviksi prosesseiksi on valittu tieteellisesti teoriatasolla ja myös käytännössä toimivat ratkaisut.

Valintakriteereistä puhutaan sen vuoksi, että usealle veden laadulliselle ongelmalle on olemassa monia ratkaisumalleja. Tämän takia on oleellista haarukoida parhaiten tarkoitukseensa sopivat ratkaisut.

4 Mikrobiologisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat bakteerit

4.1 *Escherichia coli*

Escherichia coli tunnetaan paremmin nimellä kolibakteeri. Yleisesti *E. coli* -bakteerit ovat ihmisille hyödyllisiä tarkoituksenaan estää tauteja aiheuttavia mikrobeja leviämästä isäntänsä suolistoon. Osa *E. coli* -bakteereista on kuitenkin muuntautunut muotoon, jossa se ihmisen ruoansulatukseen joutuessaan aiheuttaa ripulia ja vatsatautia [4].

STM on asettanut *Escherichia coli* -bakteerille raja-arvoksi 0 pmy / 100 ml (pmy = pesäketä muodostavaa yksikköä). *E. coli* -bakteerien löytyminen kaivovedestä indikoi yleensä alueella vallitsevan veden ulosteperäisestä saastuneisuudesta. Koska *E. coli* -bakteerin on tarkoitus toimia indikaattoribakteerina, käytännössä sitä havaittaessa voidaan olettaa vedessä olevan myös muita bakteeritartuntoja, viruksia sekä alkueläimiä. Yleisimmät syyt bakteerien löytymiselle vedestä ovat esimerkiksi lähistöllä sijaitsevat käymälät, karjatilat tai muu maataloustuotanto. Bakteeri voi myös olla levinnyt huonokuntoiseen tai heikosti tehtyyn kaivoon pieneläinten ulosteesta pintavesien mukana. Tarkempi syy tulisi aina tutkia perusteellisesti, sillä saastunut pohjavesi pitää usein sisällään muitakin ikäviä yllätyksiä ja monissa tapauksissa paras keino asiassa eteenpäin pääsemiseksi on siirtää kaivonpaikka tai päätyä kokonaan ottamaan käyttövesi muualta. [3.]

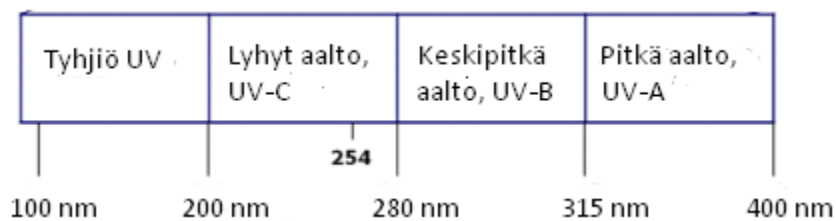
E. coli -indikaattoribakteerin ja sen mukana ilmenevien muiden patogeenien desinfioimiseen käytetyt yleisimmät keinot ovat UV-desinfiointi, klooraus sekä otsonointi. Seuraavaksi esitellään kuitenkin pientalokäytössä yleisimmät menetelmät, UV-desinfiointi ja klooraus. Otsonointia käytetään yleisesti teollisuudessa ja isompien vesilaitosten prosesseissa.

STM suosittelee, että veden laatu on syytä tarkastaa *E. coli* -bakteerin osalta vähintään 3 vuoden välein. Muuten kiinteistön myynnin yhteydessä, jos taloudessa odotetaan perheenlisäystä tai jos on syytä epäillä terveyshaittaa käyttövedessä. [3.]

4.1.1 *Escherichia coli* -bakteerin tuhoaminen ultraviolettidesinfioinnilla

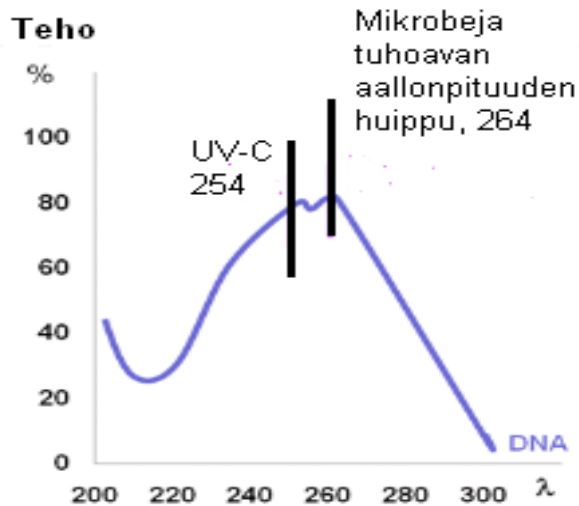
Mikäli kuitenkin käyttövedessä havaitun *E. coli* -bakteeritartunnan jälkeen päädytään ratkaisuun, jossa vedenlähde ei haluta tai voida muuttaa, voidaan ongelmaan käyttää ratkaisuna veden desinfiointia ultraviolettivalon avulla. UV-desinfiointiprosessin teho perustuu ultraviolettivalon kykyyn tuhota bakteerin DNA. UV-desinfiointi itsessään ei aiheuta vedelle mitään muutoksia, ja tämän vuoksi ei ole ympäristölle haitallinen. Tulee huomioida kuitenkin että tämä desinfiointitapa ei anna vedelle pidempiaikaista suojausta kuten esimerkiksi kloorin käyttäminen. UV-desinfioitu vesi on siis heti käsittelyn jälkeen täysin haavoittuvainen uusille mikrobitalunnoille, mikäli prosessissa ei ole huolehdittu veden jälkisuojauksesta. Tämän vuoksi UV-sterilaattori tulisi sijoittaa mahdollisimman lähelle hana- tai muita vesipisteitä, jotta voidaan minimoida veteen muodostuvat uudet mikrobipitoisuudet.

Ultraviolettisäteily on sähkömagneettista säteilyä. Sähkömagneettinen säteily jakautuu osa-alueisiin säteilyn aallonpituuden perusteella. Ultraviolettisäteily on aallonpituudeltaan lyhyempi aaltoista kuin näkyvä valo, tämän vuoksi ultraviolettisäteilyä ei voida havaita silmällä. Sähkömagneettisessa spektrissä ultraviolettivalo on vielä jaettu neljään ryhmään. Tässä spektrissä aallonpituudet vaihtelevat välillä 100–400 nm. [5.]



Kuva 4. Ultraviolettivalon spektri aallonpituuksiin jaettuna [5].

UV-desinfiointiprosessin kannalta merkityksellisintä on lyhytaaltainen UV-C-valo. UV-C -säteily pystyy tunkeutumaan parhaiten steriloitavan mikrobin sisälle, aiheuttaen pysyviä vaurioita sen sisältämään DNA:han [5]. Kuvaan 4 tehty merkintä aallonpituuden 254 nm kohdalle osoittaa yleistä käytettyä ultraviolettisterilaattoreiden desinfiointiin käyttämää aallonpituutta. Käytettävä aallonpituus on lähes optimaalinen, sillä muutokset aallonpituudessa lyhyemmäksi tai pidemmäksi laskevat merkittävästi mikrobien absorboimaa säteilyn määrää. [5.]



Kuva 5. Aallonpituuden merkitys mikrobiin absorboituvan UV-C-säteilyn suhteen [5].

Kuvassa 5 esitetään mikrobeihin absorboituvan säteilyn määrää suhteessa aallonpituuteen. Käyrästä voidaan todeta kuinka lyhyemmällä aallonpituudella teho ei ole riittävä, sillä suurin osa säteilystä absorboituu jo ympärillä olevaan ilmaan sekä veteen saavuttamatta ikinä kohteena olevaa mikrobin DNA:ta. Liian pitkä aallonpituus toisaalta taas ei pysty tunkeutumaan tarpeeksi tehokkaasti mikrobien sisään.

Toimivan prosessin perustana on tietää käsiteltävän veden UV-C-valon läpäisevyys. Veden läpäistävyys vaikuttaa suurelta osin desinfiointiprosessin tehokkuuteen. Mitä vähemmän UV-C-valoa absorboituu veteen, sitä enemmän tehoa on jäljellä absorboitua vedestä tuhoaviin bakteereihin ja muihin patogeeneihin. Kaivo- ja järvesissä läpäisykykyä heikentävät usein vedessä olevat epäpuhtaudet. Läpäisykyky ilmoitetaan yleensä prosenteissa, ja se määritellään väliaineeseen (tässä tapauksessa vesi) tulevan ja siitä poistuvan intensiteettien suhteena. Intensiteetti on fysikaalinen suure, joka ilmoittaa, kuinka paljon energiaa aikayksikössä siirtyy aallon mukana pinta-alayksikköä kohden [6]. Yleinen tapa on mitata veden läpäistävyttä 10 mm:n matkalla. Intensiteettierojen välinen suhde lasketaan kaavan 1 mukaan seuraavasti.

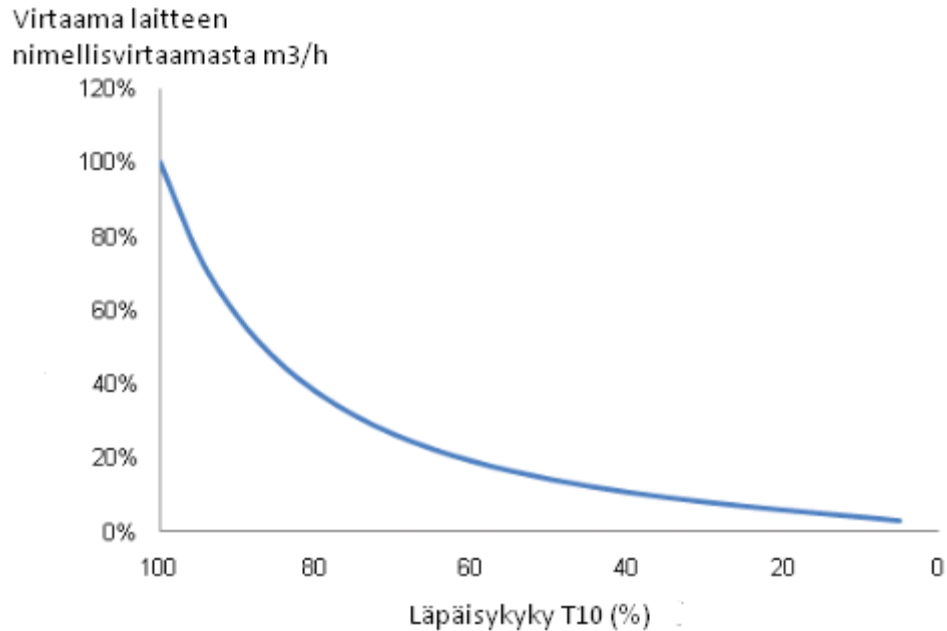
$$T_{10}(\%) = \frac{I\left(\frac{W}{m^2}\right)}{I_0\left(\frac{W}{m^2}\right)} \quad (1) [5]$$

T_{10} on UV – C – valon läpäisykyky vedessä, %

I on 10 mm vedessä kulkeneen UV – C – valon intensiteetti, W/m^2

I_0 on veteen tulevan valon intensiteetti, W/m^2 .

Heikkoa veden läpäisevyysarvoa voidaan kuitenkin kompensoida kasvattamalla veden altistumisaikaa UV-C-säteilylle reaktorin sisällä. Käytännössä tämä toteutetaan mitoittamalla UV-sterilaattori isommaksi, jolloin veden keskimääräistä virtausnopeutta saadaan hidastettua.



Kuva 6. UV-sterilaattorin kapasiteetti suhteessa läpäisykykyyn [5].

Kuvasta 6 selviää, kuinka paljon pienempi veden mitoitusvirtaaman tulisi olla UV-sterilaattorin nimellisvirtaamaan nähden, kun läpäisykyky vedessä heikkenee. UV-sterilaattoreiden nimellisvirtaama on yleensä määritetty T10 = 99 % -läpäisevällä nesteellä. Pientalojen omavesijärjestelmissä UV-sterilaattorin nimellisvirtaamien mitoitus perustuu sen läpi virtaavalle vedelle annettavalle 300–400 J/m²:n annosteholle, joka on esimerkiksi tässä kappaleessa käsittelemällemme *E. coli* -indikaattoribakteerille tuhoisa annos. Taulukossa 1 on kuvattu eräiden bakteerien tuhoamiseen tarvittavia säteilymääriä. Taulukossa esiintyvillä prosentuaalisilla arvoilla viitataan desinfiointiprosessin tehoon.

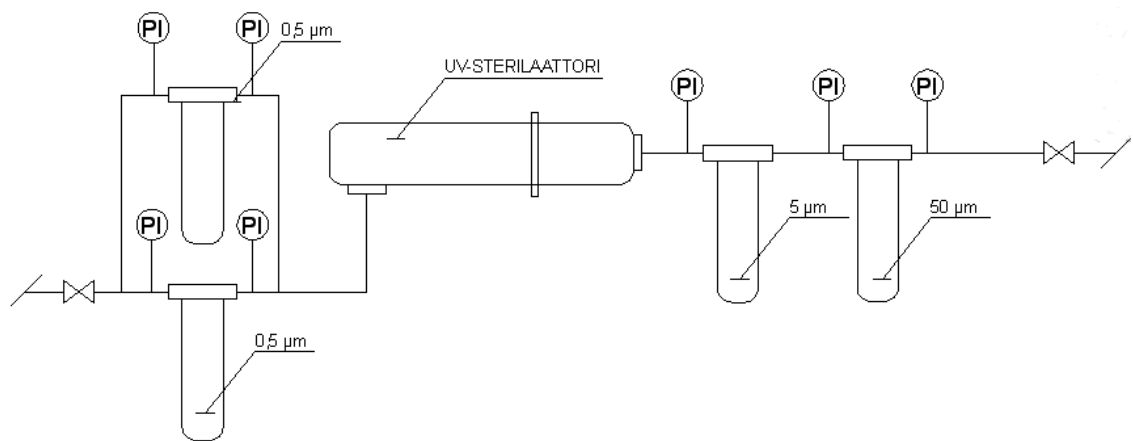
Taulukko 1. Eräiden bakteereiden sterilointiin tarvittavia UV-annoksia [7, s. 22].

Keskimääräinen tarvittava UV-annos sterilointiin (J/m ²)				
Patogeeni	90 %	99 %	99,9 %	99,99 %
	1-Log	2-Log	3-Log	4-Log
Cryptosporidium parvum oocysts	130	250	430	570
Giardia lamblia cysts	30	70	130	170
Vibrio cholerae	80	140	220	290
Escherichia coli	150	280	410	560
Shigella dysenteriae	50	120	200	300

Laadukkaan UV-sterilaattorin ominaisuuksiin kuuluu kyky antaa tasainen määrä säteilytehoa koko reaktorin läpi virtaavalle vesimassalle. UV-sterilaattorin bakteereja tuhoava teho laskee huomattavasti jo muutamien senttimetrien etäisyydellä lampusta. On olemassa useita eri metodeja, kuinka voidaan huolehtia siitä, ettei reaktorin reunoissa kulkeva virtaus jää liian vähälle säteilylle (jos oletetaan että sterilaattori on yksilamppuinen ja lamppu sijaitsee reaktorin keskellä). UV-reaktorit ovat siihen johtavaa vesiputkea leveämpiä, ja täten myös tilavampia. Tämä johtaa siihen, että virtaama reaktorin sisällä on luonnostaan laminaarista, ellei sitä erikseen reaktorin sisällä olevien muotojen avulla saateta turbulenttiseksi. Reaktorityyppi, jonka sisällä vesivirta saatetaan pyörteleväksi, toimii sillä ajatusmallilla, että pyörteinen vesimassa saa keskimäärin saman säteilytehon reaktorin lävitse kulkemallaan matkalla. Koska virtaus ei kulje tasaisena, ei ole suurta riskiä sille, että sama vesimassa pääsisi kulkemaan koko reaktorin lävitse olematta missään vaiheessa läheisessä kosketuksessa lamppuun. Toisenlainen ratkaisumalli on antaa veden kulkea laminaarisena virtauksena koko reaktorin lävitse, mutta ohjailla virtauksen nopeutta reaktorin sisällä. Tässä toteutustavassa virtaaman nopeutta ohjaillaan reaktorin alkupäässä olevalla reikälevyllä, jonka tarkoituksena on saattaa vedelle hitaampi virtausnopeus reaktorin laidoille kuin lampun läheisyyteen keskelle. Tällöin laidoilla virtaava vesimassa saa pidemmän altistusajan, joka kompensoi heikompa tehoa johtuen etäisyydestä lamppuun. Lähellä lampua kulkeva virtaus taas ohjataan nopeammin reaktorin lävitse, tämän saadessa tarpeellisen määrän säteilytehoa pienemmässä ajassa. [5.]

Hyvin suunniteltuun UV-desinfiointiprosessiin suositellaan myös käytettäväksi mekaanista suodatusta. UV-sterilaattorin jälkeen linjaan asennetaan steriloitujen bakteerien

keräämiseen tarkoitettu bakteerisuodatin. *E. coli* -bakteerin koko leveysuunnassa on noin $1,5 \mu\text{m}$, kun bakteerien koko keskimäärin vaihtelee väliltä $0,1\text{--}600 \mu\text{m}$ [8]. Tämän vuoksi bakteerisuodattimen erotuskyvyn tulisi olla vähintään $0,5 \mu\text{m}$. Hyvin tiheään erotuskykynsä vuoksi prosessissa kulkeva virtaama tulee useissa tapauksissa jakaa kulkemaan useamman rinnakkain asennetun bakteerisuodattimen lävitse, jotta painehäviö ei muodostuisi liian suureksi. Suunnittelua varten tulee aina selvittää suodattimien virtaamakohtaiset painehäviökäyrät laitetoimittajalta. Jotta bakteerisuodattimien ennenaikainen tukkeutuminen pystyttäisiin estämään, tulisi niille kulkeva vesi käsitellä useamman muunkin prosessin lävitse. Käytännössä tämä kuitenkin lisää kustannuksia merkittävästi ja asia hoidetaan yleensä asettamalla esimerkiksi $50 \mu\text{m}$:n ja $5 \mu\text{m}$:n mekaaniset suodattimet sarjaan ennen UV-sterilaattoria.



Kuva 7. Virtauskaavioesimerkki UV-desinfiointiprosessista.

Kuvassa 7 on esitettyä esimerkkimalli UV-desinfiointiprosessin suunnittelemisesta. Veden virtaamasuunta tässä on oikealta vasemmalle. Raakavesi siis käsitellään ensin mekaanisilla suodattimilla vedessä olevien kiinteiden partikkeleiden poistamiseksi. UV-desinfiointiprosessin jälkeen vesi kulkee bakteerisuodattimien lävitse.

4.1.2 *Escherichia coli* -bakteerin tuhoaminen kloorauksella

Käyttöveden desinfioiminen kloorausmenetelmällä on edelleen maailmanlaajuisesti yleisin tapa desinfioida vesi. Se ei kuitenkaan ole yksityiseen pientalokäyttöön yhtä ihanteellinen ratkaisu kuin esimerkiksi ultraviolettidesinfiointi. Toimivan kloorauspro-

sessin ylläpitäminen vaatii käyttäjältä osaamista ja ymmärtämistä sekä ajoittaista kemiaalien kanssa tekemisissä oloa. Toisaalta aina pelkkä ultraviolettidesinfiointi ei ole riittävä, vaan on käytettävä kloorausta tuottamaan käyttövedelle jälkisuojaus bakteereita vastaan.

Kloorin kyky desinfioida vettä perustuu sen voimakkaaseen hapettavaan ominaisuuteen. Se tuhoaa vedessä patogeenien selviämisen kannalta elintärkeät entsyymit. Kloori hapettaa vedessä erinäisiä aineita, jonka jälkeen sitä on jäätävä vielä niin sanotuksi klooriylijäämäksi veteen tuottamaan jälkisuojavaa vaikutusta. Tämän vuoksi klooria tulisi annostella käyttövedeen oikea määrä. Annostelun suhteen yleinen pelko on, että klooria tulee annosteltaessa liikaa veteen. Todellisuudessa klooria annosteltaessa realistisempi riski on se, että annosteltu määrä jää liian pieneksi, jolloin tarpeellista ylijäämää ei saada aikaiseksi. [9, s. 171.]

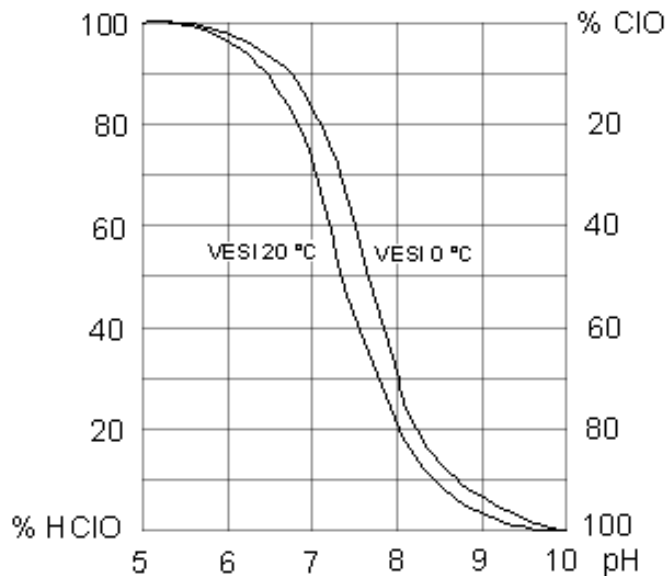
Kloori sanana on muodostunut kansankielessä tarkoittamaan sekä itse alkuainetta että sen erilaisia vedenkäsittelyyn tarkoitettuja johdannaisia. Kloori voidaan lisätä veteen erilaisina yhdisteinä, riippuen käyttötarkoituksesta. Käytettyjä kemikaaleja ovat nestemäinen natriumhypokloriitti (NaClO), raemainen kalsiumhypokloriitti ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), kloorikaasu (Cl_2) sekä klooriamiiniliuokset (NH_2Cl). Näistä natriumhypokloriittia voidaan pitää suositeltavimpana vaihtoehtona pientalojen kloorauskäyttötarkoituksiin sen helppokäyttöisyytensä vuoksi. Natriumhypokloriitin suurin ongelma on sen heikko säilyvyys. Sitä ei tulisikaan varastoida kerralla yli 3 kuukauden tarvetta isompia määriä. Paras tapa maksimoida sen säilyvyys on varastoida se viileään ja valolta suojattuun paikkaan. [10, s. 8.]

Natriumhypokloriitin joutuessa veteen se reagoi veden kanssa seuraavien reaktioyhtälöiden osoittamalla tavalla.



Kun natriumhypokloriitti on reagoinut veden kanssa, muodostuu veteen reaktioyhtälön 3 mukaisesti alikloorihapoketta (HOCl) sekä hypokloriitti-ioniä (OCl^-). Veden lämpötila ja pH-arvo vaikuttavat siihen, kumpaa edellä mainituista muodostuu enemmän. Disosioitumaton alikloorihapoke on tavoiteltavampaa, sillä se on huomattavasti tehok-

kaampi bakteerien tappaja kuin sen dissosioitunut muoto. Veden matala pH-arvo suosii alikloorihapokkeen syntymistä suhteessa hypokloriitti-ioniin. Kuvassa 8 on esitetty veden pH-arvon vaikutus alikloorihapokkeen ja hypokloriitti-ionin väliseen tasapainotilaan vedessä. Alikloorihapoke ja hypokloriitti-ioni muodostavat yhdessä veteen vapaan klooriylijäämän [10, s. 8]. Kuvasta 8 voidaan todeta käsiteltävän veden pH-arvon ja lämpötilan vaikutus vedessä tapahtuviin reaktioihin.



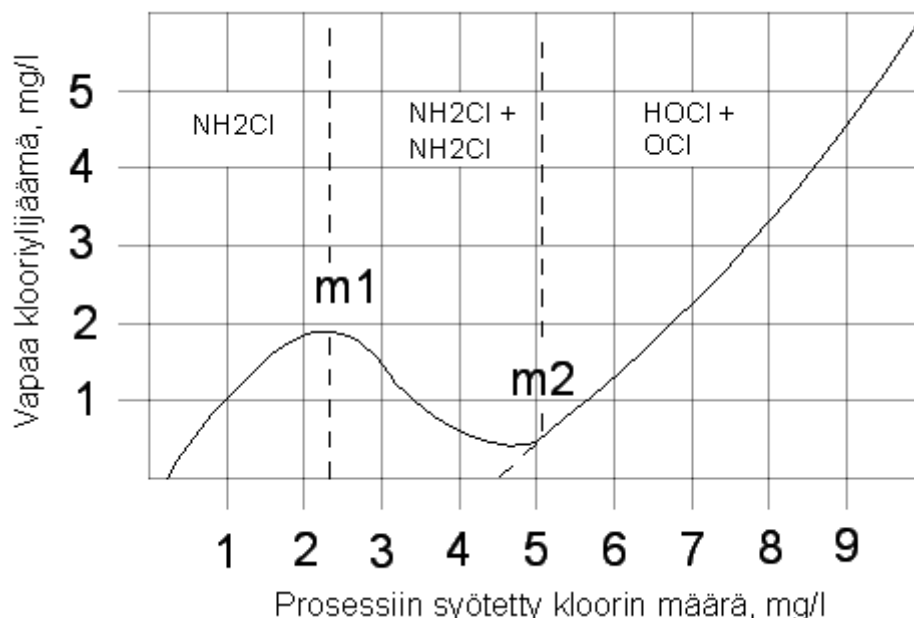
Kuva 8. Veden pH-arvon vaikutus alikloorihapokkeen ja hypokloriitti-ionin tasapainotilaan [11, s. 402].

Happamampi vesi on siis ihanteellisempaa tehokkaan kloorausprosessin kannalta. Haittapuolena kuitenkin voidaan todeta, että liian hapan vesi kuluttaa putkistoa sekä vesipisteitä huomattavasti nopeammin.

Kloorausprosessin tehoa voidaan parantaa käsittelemällä vedestä pois siinä esiintyvät orgaaniset ja epäorgaaniset aineet. Voimakkaana hapettimena natriumhypokloriitti pyrkii hapettamaan nämä vedessä esiintyvät aineet. Natriumhypokloriitti hapettaa esimerkiksi vedestä rautaa, mangaania sekä nitriittiä. Kaikki tämä on pois veteen jäävästä vapaasta klooriylijäämästä, kuten kappaleen alussa todettiin. Toisaalta tilannetta voidaan kompensoida lisäämällä prosessiin syötettävän natriumhypokloriitin määrää. Hapettuneet orgaaniset ja epäorgaaniset yhdisteet tulisi kerätä vedestä kuitenkin mekaanisen suodatuksen avulla pois. [10, s. 8–9.]

Humuksen esiintyminen kloorattavassa käyttövedessä muodostaa isoimman ongelman, ja se on poistettava vedestä ennen veden klooraamista. Humuksen hajoamistuotteina syntyy asetyylejä, jotka reagoivat kloorin kanssa. Näistä reaktioista syntyy mm. kloroformia, joka on syöpävaarallinen aine. [10, s. 9.]

Kloorauksen mitoittamista varten tulee huomioida useita lopputulokseen vaikuttavia tekijöitä. Kuvasta 8 nähtiin että veden pH-arvo vaikuttaa merkittävästi tehokkuuteen. Muita vaikuttavia asioita ovat veden lämpötila, veteen jäävä vapaa klooriylijäämä sekä kloorin kontaktaika desinfioitavassa vedessä. Kloorauksen tehokkuutta voidaan arvioida kloorikokeman avulla. Termillä kloorikokema tarkoitetaan pitoisuuden ja viipymän tuloa, ja sitä voidaan kutsua CT-arvoksi. *E. coli*-bakteerille on annettu tietty CT-arvo eri lämpöisissä ja pH-arvon sisältävissä vesissä. Jotta kyseinen bakteeri saadaan vedestä tuhottua, tulee vähintään tämä annettu arvo saavuttaa mitoittaessa kloorausprosessia. CT-arvon muodostavista tekijöistä voidaan päätellä, että pitkällä kontaktaijalla (viipymä) pystytään vähentämään veteen syötettävän natriumhypokloriitin määrää, sekä toisaalta päinvastoin. Huomioitavaa on, että C-termillä viitataan vedessä olevaan vapaaseen klooriylijäämään mg/l, joka on siis luonnollisesti matalampi arvo kuin veteen alun perin syötetty kloorin määrä, johtuen veden epäpuhtauksien hapettumisen kuluttavasta vaikutuksesta. [10, s. 10.]



Kuva 9. Prosessiin syötetyn kloorin ja vedessä olevan vapaan klooriylijäämän välinen yhteys [11, s. 402].

Kuvassa 9 on esitetty erään veden vapaa klooriylijäämä-pitoisuus tunnin jälkeen kloorin syöttämisestä prosessiin. Kuvaajassa oleva m2-merkki osoittaa hetkeä, jolloin veteen lisättävä kloori alkaa vasta muodostaa vapaata klooriylijäämää. Ennen m2-merkkiä veteen ei pääse muodostumaan vapaata klooriylijäämää, sillä kloorin yhdisteet reagoivat vedessä olevan ammoniumin kanssa muodostaen kloramiineja. Kuvasta ei voida päätellä tarkkoja arvoja juuri käsiteltävälle vedelle, koska siinä olevat hapettuvat pitoisuudet saattavat erota kuvaajassa olevan veden sisältämistä. Käsiteltävästä vedestä tulisikin itse mitata vapaa klooriylijäämä annostelupumppua säätäessä. Kuvassa esiintyvä käyrä on kuitenkin standardimuotoinen, ja kaikki kloorattavat vedet noudattavat annetun käyrän muotoja tutkittaessa syötetyn kloorin ja vapaan klooriylijäämän välisiä vastaavuuksia. [11, s. 402–403.]

Mitoittaminen on hyvä aloittaa tarkastelemalla kuinka iso vesisäiliö omavesijärjestelmässä on käytössä. Säiliön koon ja mitoitusvirtaaman avulla voidaan laskea käytettävissä oleva viipymä. Kun tiedetään viipymä, voidaan määrittää tarvittava vapaa klooriylijäämä. Pientalojen ollessa kyseessä putkistojen tilavuuksia ja niiden pituuksien aiheuttamia virtaama-aikoja ei ole syytä huomioida, koska ne ovat häviävän pieniä.

$$t = \frac{(V_{\text{Säiliö}})}{\frac{q}{60}} \quad (4)$$

t on kloorin kontaktaika veden kanssa, minuuteissa

$V_{\text{Säiliö}}$ on vesisäiliön tilavuus, litroissa

q on mitoitusvirtaama, $\frac{1}{s}$

CT-arvoa laskettaessa tulee huomioida, että vesi voi kulkeutua säiliön sisään tulevan veden yhteestä pois lähtevään käyttövesiyhteeseen nopeammin kuin vesisäiliön tilavuuden ja mitoitusvirtaaman välinen osamäärä antaisi olettaa. Mikäli säiliössä ei ole mitään esteitä rajoittamassa veden vapaata kulkeutumista, tulisi käyttää F-kertoimena arvoa väliltä 0,1–0,3. Esimerkiksi putkistoissa tätä ei tarvitse huomioida, koska siellä vesimassa kulkee yhtenä yksikkönä tietyllä vauhdilla eikä pysty oikaisemaan, kuten sillä on mahdollisuus vesisäiliössä. Putkistossa F-arvo on 1, mikäli se huomioidaan laskuissa. [12, s. 9–11.]

$$CT_{\text{Saavutettu}} = C * F * t \leftrightarrow C = \frac{CT_{\text{Saavutettu}}}{F * t} \quad (5) \text{ [12, s. 8-12]}$$

$CT_{\text{Saavutettu}}$ on vapaan klooriylijäämän ja kontaktiajan tulo, $\frac{\text{mg}}{\text{min} * \text{l}}$

F on kerroin veden vapaan kulkemisen estymiselle vesisäiliössä

C on vapaa klooriylijäämä, $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$

$CT_{\text{Saavutettu}}$ -paikalle voidaan valita taulukosta tarkistettava CT-arvo *E. coli* -bakteerille tietyllä veden lämpötilalla, tietyllä veden pH-arvolla. Tällöin yhtälö antaa ratkaisuksi tarvittavan vapaan klooriylijäämän määrän joka vedessä on oltava. Veden lämpötila vaikuttaa klooraukseen siten, että kylmempi vesi vaatii suuremman CT-arvon kuin lämpimämpi vesi. Tämä johtuu siitä, että kylmemmässä kloorin reaktiot hidastuvat. Mitoittaessa voidaan käyttää mielellään alhaisinta mahdollista lämpöä, jossa vesi tulee kloorattavaksi. Tällä tavoin vältytään heikolta desinfiointitulokselta kylmillä ilmoilla, jos klooraus olisikin mitoitettu esimerkiksi veden kesälämpötilojen mukaisesti.

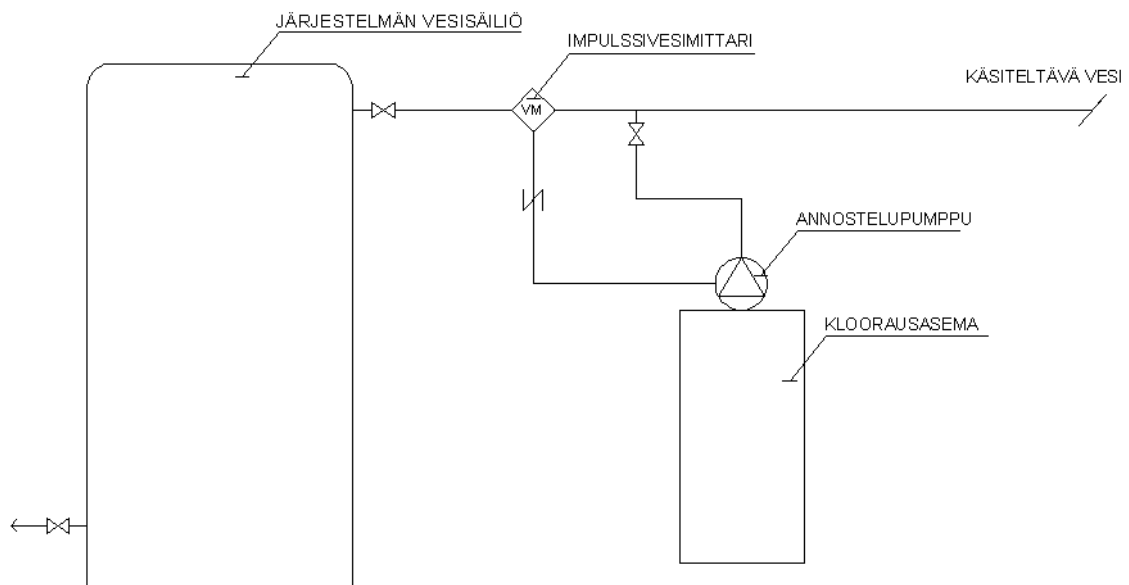
Taulukko 2. *E. coli* -bakteerin tuhoutumiseen vaadittava CT-arvo olosuhteista riippuen [13, s. 42].

Escherichia coli, 99% desinfektio			
Yhdiste	pH	Lämpötila (°C)	CT -arvo mg/min*l
HClO	6.0	5	0.04
HClO/ClO	6.5	5	0.09
HClO/ClO	7	5	0.18
HClO/ClO	7.5	5	0.42
HClO/ClO	8	5	0.65
HClO/ClO	8.5	5	0.78
HClO/ClO	9	5	0.87
HClO/ClO	9.5	5	0.90
ClO	10	5	0.92

Taulukossa 2 on *Escherichia coli* -bakteerin tuhoutumiseen vaadittavia CT-arvoja riippuen kloorattavan veden pH-arvosta. Terveysviranomaiset ovat julkaisseet kattavia määriä CT-arvojen taulukoita, joista voi katsoa omiin käyttötarkoituksiinsa sopivan arvon. Kun tiedetään tarvittava vapaa klooriylijäämä, voidaan kuvasta 9 katsoa suuntaa

antava määrä sille, paljonko natriumhypokloriittia tulisi syöttää. Natriumhypokloriitti myydään aina kuluttajille laimennettuna. Laimennussuhde tulee huomioida annostelupumpun virtaamaa asetettaessa.

Mitoituksen onnistuminen pitää tarkistaa aina uudella vesianalyysillä, josta voidaan varmuudella todeta, onko vedessä enää *E. coli* -bakteereja klooraustoimenpiteiden jälkeen. Onnistunut klooraaminen on hyvin monimutkainen ja useista asioista riippuvainen prosessi.



Kuva 10. Virtauskaavioesimerkki kloorausprosessin toteuttamista pientaloon.

Kuvassa 10 on toteutus esimerkki kloorausprosessista. Kloorausasema sijoitetaan ennen järjestelmän vesisäiliötä, jotta vesisäiliön kapasiteettiä voidaan käyttää kloorin viipymäajan kriittisenä lisääjänä. Impulssivesimittari ohjaa annostelupumpun toimintaa. Tällä tavoin käsiteltävä vesi saa aina oikean (pumppuun asetetun) klooriannoksen virtaamaansa nähden.

4.2 Suolistoperäiset enterokokit

Suolistoperäiset enterokokit toimivat *E. coli* -bakteerin tavoin veden ulosteperäisen saastumisen indikaattorina. Enterokokkeja voi esiintyä ihmisten sekä eläinten ulosteissa, tai ne voivat olla peräisin ympäristöstä. Enterokokit säilyvät vedessä huomattavasti kauemmin kuin *E. coli* -bakteeri, minkä vuoksi niiden avulla voidaan määrittää veden

saastuneisuus pidemmänkin ajan takaa. *E. coli* -bakteeri indikoi täten tuoreempaa saastumista. Erityisen hyvänä indikaattorina suolistoperäisiä enterokokkeja voidaan pitää merestä otetun käyttöveden mikrobiologisen laadun tarkastelussa, sillä enterokit kestävät hyvin suolaista vettä. [14; 15, s. 5.]

Suolistoperäisiä enterokokkilajeja ovat *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* ja *E. hirae*. Enterokokkibakteerit aiheuttavat pääasiallisesti virtsatieinfektioita ja vatsavaivoja, ne kuitenkin tarttuvat heikommin terveisiin ihmisiin. Heikentynyt immuunipuolustus mahdollistaa infektion saamisen helpommin. [15, s. 5]

STM:n asetuksessa 401/2001 on säädetty raja-arvoksi kaivovedestä löytyville suolistoperäisille enterokokeille 0 pmy / 100 ml. Mittausta suositetaan suoritettavaksi, mikäli käyttöveden nauttimisen jälkeen on syytä epäillä vedessä olevaa terveysriskiä. [3.]

Suolistoperäisten enterokokkien desinfiointiin käytetään samoja vedenkäsittelyprosesseja kuin luvussa 3.2 esitetyille *E. coli* -indikaattoribakteerille. Lähtökohtaisesti UV-desinfiointin ja kloorauksen mitoittamiselle voidaan käyttää samoja arvoja kuin *E. coli* -bakteerinkin kanssa, ellei ole erikseen tarjolla parempaa tietoa desinfiointiin tarvittavista annosmääristä. Annoskokoja voidaan kasvattaa, mikäli ensimmäisen mitoituksen jälkeen havaitaan vesianalysissä vielä bakteereja. Markkinoilla on tarjolla myös palveluita, joiden tarkoitus on suorittaa kertaluontoisia tehokkaita puhdistuksia kaivoihin, esimerkiksi klooraamalla. Tämänkaltaista prosessia käytettäessä tulisi huomioida, että niiden pitkäaikainen hyöty on mitätön, mikäli kaivon saastuminen on aktiivista. Näissä tapauksissa ainoa pidempiaikainen kestävä ratkaisu on järjestää luvun 3.2 mukaisia desinfiointiprosesseja käyttövedelle tai liittyä kunnalliseen vesiverkkoon.

5 Veden kemiallisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat aineet

5.1 Arseeni

Arseeni (As) on myrkyllinen alkuaine, jota esiintyy kalliopohjavesissä. Arseeni on lähtökohtaisesti ongelma ainoastaan tietyillä maa-alueilla olevissa porakaivovesissä. Sitä voidaan pitää yhtenä vaarallisimpana käyttövedestä löytyvänä aineena. Olemukseltaan se on mauton ja hajuton, joten sen tunnistaminen vedestä aistinvaraisesti on mahdollista.

Luonnossa arseeni ei käytännössä ikinä esiinny vapaana, vaan muodostaa yhdisteitä rikin, hapen ja raudan kanssa. Pohjavedessä arseeni yhtyy hapen kanssa muodostaen arsenaattia (AsO_4^{3-}) ja arseniittia (AsO_3^{3-}). Arseenilla on muitakin kemiallisia muotoja, riippuen hapetusasteesta, mutta nämä ovat vallitsevimmat luonnontilassa. Arsenaatti voi myös esiintyä nimellä As(V) ja arseniitti As(III). Muodostuminen riippuu pohjavedessä vallitsevasta hapen määrästä. Yleisempi esiintymismuoto on As(V), mutta syvemmällä, vähähappisemmassa pohjavedessä syntyy taas arseniittia, As(III). Veden pH-arvon ollessa välillä 4–10 arseniitti-ionit ovat varaukseltaan neutraalia ja arsenaatti-ionit taas negatiivisesti varautuneet. [16, s. 1.]

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut kaivosta otettavan käyttöveden arseenipitoisuuden raja-arvoksi 0,01 mg/l, hyvän kaivoveden pitoisuuden tulisi kuitenkin olla alle 0,001 mg/l. Pitkäaikainen yli raja-arvojen olevan veden nauttiminen altistaa krooniselle arseenimyrkytykselle. Yleisiä oireita krooniselle arseenimyrkytykselle ovat ruokatorven ärsyyntyneisyys, yleinen pahoinvointi, ääreishermohäiriöt sekä muutokset ihossa. Tyypillisiä iho-oireita ovat tummat ja harmaat laikut iholla. Krooniselle arseenin aiheuttamalle myrkytykselle riittävä määrä arseenia voi olla jopa vain yli 0,05 mg/l pitkäaikaisesti nautittuna. [3; 17, s. 2.]

Arseenin poistamiseksi käyttövedestä on olemassa monia erilaisia prosesseja. Valitettavasti mikään niistä ei ole yhtäaikaisesti halpa ja yksinkertainen. Tässä luvussa esitellään kaksi pientalokäyttöön sopivaa ratkaisua, kalvojen (käänteisosmoosi tai nanokalvo) avulla erottaminen sekä ioninvaihto. Alumiinioksidin avulla suodattamista ei käsitellään hankalan, yksityiskäyttöön heikosti sopivan rikkihapolla toimivan elvytysprosessinsa vuoksi. [16, s. 1.]

5.1.1 Arseenin poistaminen vedestä kalvotekniikalla

Kalvotekniikalla viitataan puoliläpäisevien kalvojen käyttöön arseenin erottamiseksi vedestä. Arseenin poistoon soveltuvina kalvoina voidaan pitää käänteisosmoosikalvoa sekä sitä hieman huokoisempaa nanokalvoa. Molempien kalvojen suodatustiheyksien kohdalla puhutaan alle 0,001 μm :n erotuskyvystä, joka on soveltuva kokoluokka liuenneen arseenin erottamiseen. Käänteisosmoosiprosessin teoreettinen toimintaperiaate käydään tarkemmin lävitse kloridia käsittelevässä kappaleessa. [16, s. 31–44.]

Kalvoerotusta käytettäessä käsiteltävän veden laatu on merkittävässä roolissa, veden muut pitoisuudet sekä sen lämpötila vaikuttavat huomattavasti prosessin onnistumiseen. Kalvoerotusmenetelmä ei ole suositeltava, jos vedessä on arseenin lisäksi muitakin huomattavia laatuongelmia eikä niitä varten haluta järjestää esikäsittelyä. Esimerkiksi vedessä mahdollisesti vallitsevat rauta- ja mangaanipitoisuudet vaurioittavat kalvoa aiheuttamalla saostumia sen pintaan.

Markkinoilla on myös niin sanottuja mikro- ja ultrakalvoja. Näiden suodatustarkkuus ei kuitenkaan riitä liuenneen arseenin poistamiseen ilman saostuskemikaalin käyttöä. Liukenemattoman arseenin kanssa nämä ratkaisut voivat osittain toimia, mutta eivät ole silti suositeltavia. Pohjavedessä olevasta arseenista on keskimäärin yli 90 % liuenneessa muodossa. [16, s. 31–44.]

Tehdessä valintaa käänteisosmoosikalvon ja nanokalvon väliltä voidaan huomioida seuraavat asiat. Nanokalvo vaatii pienemmän paineen raakavesipuolelle valmistukseen saman verran tuotevettä kuin käänteisosmoosikalvo. Arseeninpoistoprosessi nanokalvon lävitse toisaalta ei ole yhtä tehokas kuin käänteisosmoosikalvon lävitse. Prosessin teholla ei kuitenkaan ole erityisen suurta merkitystä, mikäli käsiteltävän veden arseeniarvot eivät ole kohtuuttoman isot, sillä molemmat kalvot pystyvät saavuttamaan kohtalaisen hyviä suodatustuloksia arseenille. Nanokalvolla on yksi huomattavan suuri etu käänteisosmoosikalvoon nähden. Käytettäessä nanokalvoa tuoteveden sisältämä määrä mineraaleja on edelleen sopivalla tasolla kelvatakseen juomavedeksi. Nanokalvo suodattaa pääasiassa divalentitiset ionit (magnesium, kalsium, jne.) ja päästää lävitseen monovalentitiset suolat (natrium, kloori, jne.) Käänteisosmoosikalvo taas ei päästä lävitseen oikeastaan muuta kuin pelkän puhtaan veden. Täysin mineraalittoman veden juominen ei ole suositeltavaa. [16, s. 31–44.]

Käänteisosmoosikalvon läpi prosessoituun veteen olisi hyvä lisätä hieman mineraaleja ennen sen juomista. Tämä voidaan toteuttaa esimerkiksi ajamalla käsitelty vesi kalkkimassalla täytetyn neutralointisuodattimen läpi, tai sekoittamalla hieman raakavettä valmiin tuoteveden sekaan. Sekoittamista ei kuitenkaan tulisi tehdä jos käsiteltävän raakaveden arseenipitoisuus on merkittävän suuri.

Arseenia kalvosuodatusprosessilla poistettaessa lopputulokseen vaikuttaa se, kuinka paljon käsiteltävästä vedestä on arsenaatin ja kuinka paljon arseniitin muodossa. Tutkimuksen mukaan käänteisosmoosiprosessilla pystyttiin keskimäärin saavuttamaan 95 %:n poistoteho arsenaatille (As(V)) sekä 75 %:n poistoteho arseniitille (As(III)) [16, s. 43]. Nanokalvoilla suodatetun prosessin voidaan olettaa olevan jonkin verran heikompi vedestä pois saadun arseenin suhteen. Prosessin tehokkuutta voidaan parantaa hapettamalla vettä prosessissa ennen sen joutumista kalvoyksikköön. Hapetus muuttaa heikommin suodattuvan arseniitin (As(III)) paremmin suodattuvaan arsenaatin (As(V)) muotoon. Veden hapettaminen voidaan suorittaa esimerkiksi syöttämällä veteen kaliumpermanganaattia. [16, s. 31–44.]

Kalvosuodatusprosessin mitoittaminen on yksinkertaista. Laittevalmistajat tarjoavat aina kalvotekniikalla toimiviin laitteisiinsa tuoteveden virtaaman, johon laite pystyy. Huomioitavaa on kuitenkin, että käsiteltävän veden lämpötilalla on vaikutus veden viskositeettiin, joka taas vaikuttaa tuotettavan veden määrään. Tämän vuoksi tulisi katsoa aina, millä veden lämpötilalla luvattu tuoteveden virtaama on valmistajan toimesta laskettu ja korjata tuoteveden virtaama korjauskertoimen avulla vastaamaan käsiteltävänä olevaa vettä. Nyrkkisääntönä on, että kylmempi vesi aiheuttaa aina pienemmän tuoteveden määrän. Lämpötilasta riippuvat korjauskertoimet esitellään kloridia koskevassa luvussa.

5.1.2 Arseenin poistaminen vedestä ioninvaihdolla

Ioninvaihto terminä tarkoittaa prosessia, jossa tietyllä varauksella oleva ioni vaihtaa paikkaa toisen samalla varauksella olevan ionin kanssa. Ionit voidaan jakaa kahteen ryhmään: kationit ja anionit. Kationi on positiivisesti varautunut ioni ja anioni negatiivisesti varautunut ioni. Käytännössä siis ioninvaihtosuodattimessa sisällä oleva hartsi sisältää positiivisesti tai negatiivisesti varautuneita ioneja, jotka vaihdetaan käsiteltävästä vedestä pois haluttavien ionien kanssa. Suodattimen sisältävä hartsi on yleensä polystyreenin kaltaista muovista, rakeista ainetta, jolla on hyvä ominaisuus vastaanot-

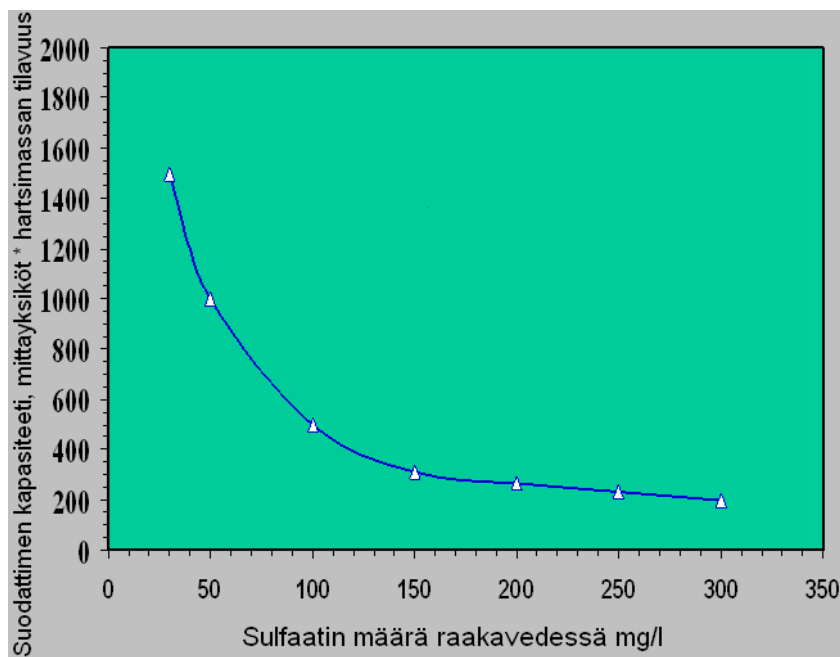
taa ioneja itseensä vastakkaisen varauksensa vuoksi. Kationeja vastaanottava hartsi on siis negatiivisesti varautunut ja anioneja vastaanottava hartsi positiivisesti varautunut. Kationeita vastaanottavaa hartsia kutsutaan kationihartsiksi ja anioneja vastaanottavaa hartsia anionihartsiksi. Sekä Kationi- että anionihartsit voidaan vielä jakaa vahvoihin ja heikkoihin hartseihin. [18, s. 20.]

Arseenin poistamisen vedestä käytetään anionivaihdinta, koska arseenin muodostamat arsenaatti ja arseniitti ovat negatiivisesti varautuneita ioneja. Tarkemmin sanottuna arseniitti on neutraalisti varautunut alle 9,2 pH-arvon vedessä. Tämän vuoksi vesi tulisi hapettaa esimerkiksi kaliumpermanganaatilla ennen ioninvaihtoa, mikäli vedessä oleva arseeni on huomattavissa määrin arseniitin muodossa. Hapettamisprosessilla arseniitti saadaan muuttumaan arsenaatiksi.

Onnistuneeseen arseeninpoistoprosessiin ioninvaihdolla vaikuttavat käsiteltävän veden pH-arvo, suodattimessa käytettävän hartsin tyyppi, arseenin määrä vedessä sekä veden sisältämien kilpailevien ionien määrä. Kilpailevilla ioneilla tarkoitetaan vedessä olevia muita ioneja, joilla on suurempi kyky kiinnittyä hartsiin kuin arsenaatilla ja jotka pyrkivät täten kiinnittymään vastakkaisesti varautuneeseen hartsiin helpommin kuin vedestä pois haluttava ioni, varastaen näin kapasiteettia itse suodattimen käyttötarkoituksesta. [16, s. 24–31.]

Kun veden pH-arvo on välillä 6,5–9,0, ei sillä ole suurempaa merkitystä arsenaatinpoistoprosessiin, kun käytetään vahvaa hartsia. Tämän rajauksen ulkopuolella olevat pH-arvot heikentävät merkittävästi prosessin onnistumista. [16, s. 24.]

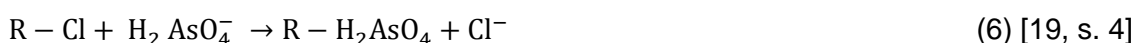
Arsenaatti kiinnittyy hyvin vahvaan hartsiin, mutta sillä myös voimakkaasti kilpaileva ioni, sulfaatti-ioni. Sulfaatti-ioni pyrkii kiinnittymään hartsimassaan myös. Tämän vuoksi sulfaatti-ioni tulisi poistaa vedestä ennen arseenin käsittelyä. Pahimmillaan käsitelty vesi voi sisältää enemmän arseenia kuin raakavesi, sillä jo aiemmin hartsiin kiinnittyneenä olleet arseeni-ionit korvautuvat raakavedestä tulevalle sulfaatti-ionilla ja irtoavat käsitellyn veden mukaan, mikäli eivät löydä enää vapaata hartsia, johon tarttua uudelleen. Yleistäen voitaisiin sanoa, että ioninvaihtoa ei voida käyttää vedelle, jonka sulfaattipitoisuus on yli 120 mg/l tai TDS-arvo yli 500 mg/l. [16, s. 24–31.]



Kuva 11. Raakaveden sulfaattipitoisuuden vaikutus suodattimen kapasiteettiin [19, s. 17].

Kuvassa 11 on esitetty, kuinka käsiteltävässä vedessä oleva sulfaattipitoisuus heikentää ioninvaihtosuodattimen kapasiteettia. Y-akselilla olevat yksiköt kuvaavat hartsimassan tilavuutta vastaavaa käsiteltävissä olevaa vesimäärää suhteessa veden sisältämään sulfaattimäärään ennen suodattimen läpilyöntiä.

Arsenaattipitoisen raakaveden kulkiessa anionivaihtimen lävitse, tapahtuu vaihtimen sisällä seuraavan reaktioyhtälön mukainen tapahtuma.



R-termi kuvastaa hartsia, jossa on kiinnittyneenä ioni. Reaktiossa siis täydessä kapasiteetissa oleva ioninvaihtosuodatin sisältää hartsia, jossa on klorideja kiinnittyneinä. Käsiteltävän veden kulkiessa hartsimassan lävitse arsenaatti-ioni vaihtaa paikkaa kloridin kanssa jättäen arsenaatti-ionin suodattimen sisälle ja päästää kloridin lävitse virtaamaan veteen.

Anionivaihtimen sisältämä hartsi tulee jossain vaiheessa kylläiseksi arsenaatista eikä pysty enää poistamaan sitä läpi kulkevasta virtaamasta. Tässä vaiheessa suodatin tulee regeneroida, eli elvyttää. Elvytys on vastakkainen prosessi suodatusprosessille, ja se toimii natriumkloridin avulla. Elvytysprosessissa käsiteltävän veden kulkeminen

suodattimen lävitse katkeaa, ja suodatin imee sisäänsä hyvin vahvaa natriumkloridiliuosta. Tämän jälkeen natriumkloridiliuos valuu hartsimassan lävitse, jolloin negatiivisesti varautunut kloridi kiinnittyy hartsiin vapauttaen arsenaatin irti. Arsenaattipitoinen liuos ohjataan pois suodattimesta, jonka jälkeen suodatin (yleensä aina automaattisia) suorittaa nopean hartsin huuhtelun. Suodatin imee yleensä elvytykseen tarvitsemansa natriumkloridin vieressään sijaitsevasta säiliöstä. Valmiin elvytysprosessin jälkeen anioninvaihdin on jälleen valmis vastaanottamaan arsenaattipitoista raakavettä. [16, s. 28–29.]

Tutkimuksen mukaan 90 sekuntia on riittävä aika käsiteltävälle vedelle olla kontaktissa hartsin kanssa tehokkaan arsenaatin poiston saavuttamiseksi [16, s. 30]. Jos kuitenkin mitoitus jostain syystä ei tuo riittävää tehoa, voidaan tehoa kompensoida lisäämällä kontaktiaikaa. Suodattimeen tarvittava hartsimassan määrä voidaan mitoittaa seuraavasti.

$$EBCT = \frac{V_{\text{harts}}}{q} \leftrightarrow V_{\text{harts}} = EBCT * q \quad (7) [19, s. 16]$$

EBCT on käsiteltävän veden kontaktiaika hartsin kanssa (90), sekunneissa

V_{harts} on suodattimen sisältävän hartsimassan tilavuus, litroissa

q on mitoitusvirtaama, $\frac{l}{s}$

Elvytys voidaan mitoittaa käyttämällä suolaa 0,13–0,23 kg jokaista hartsilitraa kohden [19, s. 24]. Elvytysvälin mitoittaminen riippuu monista tekijöistä vedessä, sitä voidaan jossain määrin arvioida kuitenkin kuvan 11 perusteella. Turvallisin tapa on elvyttää suodatin tarpeeksi usein, jotta suodatin ei pääse läpilyöntitilaan asti.

5.2 Fluoridi

Fluoridi on fluorin ionimuoto. Fluori on halogeeneihin kuuluva alkuaine, ja vapaana alkuaineena myrkyllinen. Fluoridipitoisuudet vesistöissä vaihtelevat maaperän ja vesistötyypin mukaan. Merivesissä tyypilliset fluoridipitoisuudet ovat 1 mg/l, kun järvi- ja jokivesistöissä havaitut pitoisuudet ovat yleensä alle 0,5 mg/l. Kaivovesien laatuun vaikuttavissa pohjavesissä pitoisuudet voivat heitellä reilummin, maaperästä riippuen. Yleis-täen voidaan sanoa, että eniten fluoridia esiintyy rapakivialueella, pääosin porakaivois-

sa. Maaperän vähäisen kalsiumpitoisuuden on todettu myös vaikuttavan pohjaveteen keskimääräistä reilumpina fluoridipitoisuuksina. [20, s. 1–6.]

Fluoridilla voidaan todeta olevan ihmiselle sekä edullisia että haitallisia vaikutuksia. Pienissä määrissä (0,7–1,2 mg/l) sillä on todettu olevan hammaskariesta estävä vaikutus. Terveyden kannalta liiallisina määrinä fluoridin on todettu edistävän luunmurtumia sekä heikentävän hampaiden kiilteen laatua ja tuottavan laikkuja hampaiden pinnalle. [20, s. 1-6.]

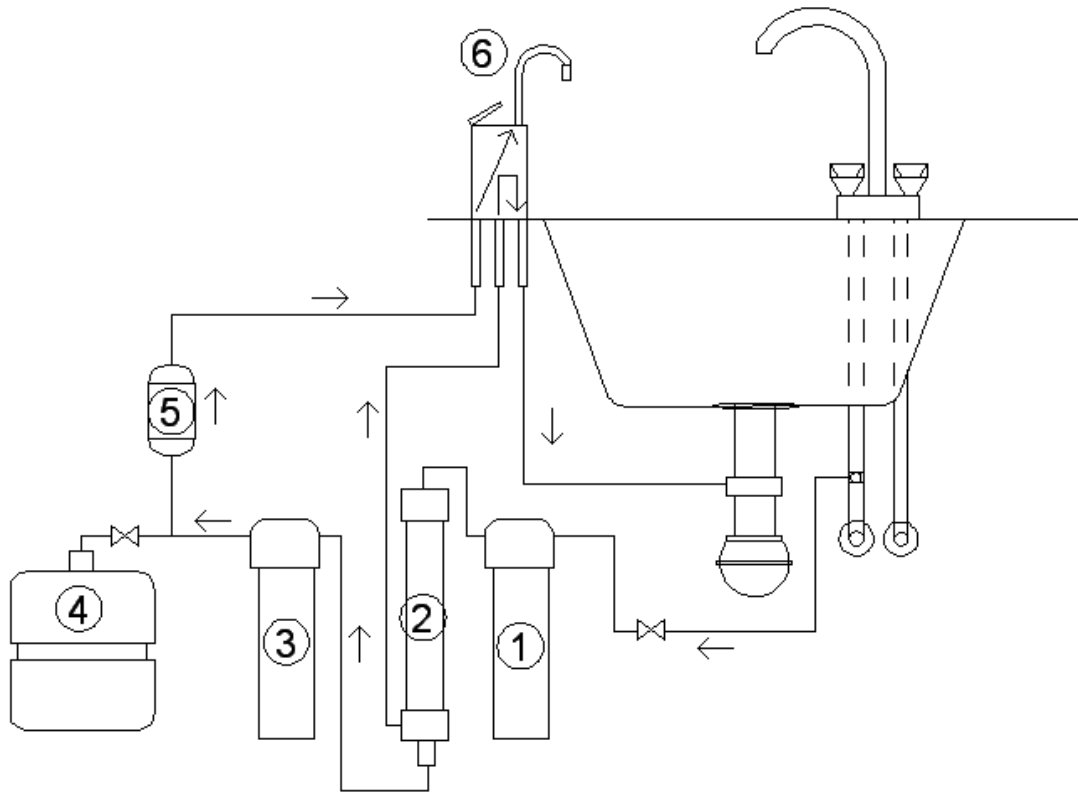
STM on asettanut laadullisen vaatimuksen kaivovesissä esiintyvälle fluoridille, 1,5 mg/l. Tämä vaatimus koskee juotavaksi tarkoitettua vettä, muuhun käyttötarkoitukseen vaatimusrajana on 5 mg/l. Vesianalyysin teettämistä fluoridin osalta suositellaan 6 vuoden välein, tai jos perheeseen odotetaan lasta. [3.]

Yleisimmät tavat poistaa fluoridia käyttövedestä on käyttää joko käänteisosmoosia tai alumiinioksidisuodatinta. Pientalokäytössä suosittuna ratkaisuna on toteuttaa hanapistekohtainen suodatus fluoridille.

Fluoridin poistaminen vedestä kalvotekniikalla

Tässä jaksossa esitellään hanapistekohtaisen käänteisosmoosilaitteen toimintaperiaate. Hanapistekohtaista käänteisosmoosilaitetta voidaan käyttää myös muidenkin sille soveltuvien haitallisten aineiden käsittelyyn silloin kun ei ole tarve käsitellä suurempia virtaamia. Tarkempi käänteisosmoosin teoria käsitellään kloridia koskevassa kappaleessa.

Pientalojen fluoridin puhdistusprosessina käytetään yleisesti kalvotekniikkaan perustuva käänteisosmoosilaitetta. Kun vedestä käsiteltävä aine on fluoridi, toteutetaan suodatus yleensä käyttämällä hanapistekohtaista käänteisosmoosilaitetta. Suurimmassa osassa tapauksista, joissa fluoridi ylittää juotavaksi kelpaavuuden rajan, voidaan sitä kuitenkin käyttää vielä talouden pesuvedenä. Veden fluoridipitoisuuden tulee kuitenkin olla alle 5 mg/l.



Kuva 12. Hanapistekohtainen fluoridin poistamiseen suunniteltu prosessi.

Kuvassa 12 on esitetty virtauskaaviona malliesimerkki siitä kuinka hanapistekohtainen kalvotekniikkaan perustuva fluoridinpoisto voidaan toteuttaa. Prosessi alkaa raakaveden johtamisella komponenttiin numero 1. Tämän tarkoituksena on poistaa vedestä siihen liukenemattomia epäpuhtauksia, jotta vesi olisi laadullisesti tarpeeksi hyvää siirtymään käänteisosmoosikalvolle. Suodattimen erotuskyky on oltava todella hyvä, esimerkiksi 5 μm . Mekaanisen esisuodatuksen jälkeen vesi kulkee komponentin 2 (käänteisosmoosikalvo) lävitse. Riippuen hieman kalvon laadusta noin puolet vedestä menee rejektivetenä hanan kautta viemäriin. Rejektivesi sanana tarkoittaa kalvon hylkäämää vettä, jossa ovat lähes kaikki vedessä olleet epäpuhtaudet. Rejektivesi johdetaan tässä esimerkissä hanan kautta viemäriin. Hanan tehtävänä on tuottaa kalvon toiminnalle tarvittu vastapaine. Käänteisosmoosikalvon jälkeen noin puolet siihen syötetystä vedestä tulee tuotevetenä ulos siirtyen komponenttiin 3. Tämä komponentti on aktiivihiilisuodatin, joka tekee veteen laadullisia korjauksia maun ja hajun suhteen. Jos käsitellyn veden hana (komponentti 6) on suljettuna, siirtyy käsitelty vesi varastosäiliöön, muussa tapauksessa se tulee hanalle suoraan. Komponentti numero 5 on toinen aktiivihiilisuodatin, jonka tehtävänä on poistaa maku- ja hajuhaittoja varastosäiliöstä tuleva vettä. Esimerkiksi kalvopaisuntasäiliö saattaa tuottaa veteen sivumakuja.

Edellä kuvattu järjestelmä toimii kokonaan ilman sähköä ja pelkällä pumpun raakavedelle antamalla tulopaineella. Tästä syystä varastosäiliön käyttäminen on tarpeellista. Käänteisosmoosikalvon läpi saatava tuoteveden virtaama on niin vähäinen, että sitä kompensoidaan varastosäiliöön valmiiksi tehdyllä vedellä. Silloin kun käsitellyn veden hana on kiinni, prosessi tuottaa käsiteltyä vettä varastosäiliöön valmiiksi tulevaa käyttöä varten.

5.3 Nitraatti ja nitriitti

Nitraatti(NO_3^-) ja nitriitti(NO_2^-) ovat typen ja hapen muodostamia negatiivisesti varautuneita ioneja, eli anioneja. Ne ovat hajuttomia ja mauttomia, eikä niitä pysty ihmisäitein tunnistamaan. Nitraatti-ionin sisältämiä typpihapon(HNO_3) suoloja kutsutaan nitraateiksi. Nitraatteja esiintyy luonnossa maaperässä ja vedessä. [21.]

Nitraatit ovat kasvikunnan tärkein typenlähde. Tästä syystä niitä käytetään paljon osana kasveille annettavia lannoitteita. Nitraatti muodostuu ongelmaksi vasta silloin, kun sitä on käytetty lannoitteena niin paljon, että kasvit eivät pysty enää kuluttamaan kaikkea typen määrää. Tästä seuraa nitraatin imeytyminen maahan, josta se päätyy pohjavesiin. Karu maaperä on tässä mielessä otollisempaa aluetta havaita nitraatteja pohjavedestä. Nitraatteja voi joutua maaperään myös jätevesien joukosta. [21.]

Nitraatti on erityisen vaarallinen vastasyntyneille lapsille. Nitraatti muuttuu kehossa bakteerin vaikutuksesta vaarallisempaan muotoon, nitriitiksi. Nitriitti reagoi lapsen kehossa veren hemoglobiinin kanssa, josta seuraa hemoglobiinin muuttuminen methemoglobiiniksi. Methemoglobiini ei pysty kuljettamaan happea soluille veren mukana, mistä seuraa tukehtumisen kaltaisia oireita. Ensioireena on kasvoilta sinertäväksi muuttuva iho. [21.]

Tärkeimpänä on kaivon paikkaa suunniteltaessa huomioida lähettyvillä sijaitsevat lannoitettavat viljelmät, maatilat sekä mahdollinen jäteveden pääsy maaperään. Mikäli nitraatteja havaitaan kaivovedestä, ei kaivon paikan vaihtamisesta lyhyellä säteellä ole hyötyä. Nitraatti on yksi harvoista aineista, joka ei varsinaisesti suodatu pois maaperässä veden mukana liikkeessaan. [21.]

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut nitraatin raja-arvoksi kaivovesistä 50 mg/l ja nitriitin 0,5 mg/l. Riippuen vesianalyysin tehneestä laboratoriosta raja-arvot saatetaan myös ilmoittaa nitraattityyppinä ja nitriittityyppinä. Nitraattityyppinä ilmoitettuna raja-arvo on 11 mg/l ja nitriittityyppinä 0,15 mg/l. Hyvälaatuisessa vedessä raja-arvo nitraatin osalta on alle 5 mg/l (nitraattityyppinä alle 1,1 mg/l) ja nitriitin osalta alle 0,01 mg/l (nitriittityyppinä alle 0,001 mg/l). Veden laatu tulisi tarkistaa molempien osalta 6 vuoden välein, tai jos talouteen odotetaan lasta. [3.]

Pientalokäytössä nitraatti- ja nitriittipitoinen vesi pystytään käsittelemään vaarattomaksi anioninvaihto- tai käänteisosmoosiprosessilla. Koska nämä prosessit toimivat samalla periaatteella kuin arseenia poistettaessa, ei näitä käydä tässä luvussa uudelleen lävitse. Ioninvaihdon osalta voidaan kuitenkin huomioida muutama asia. Koska nitraatit ja nitriitit ovat anioneja, käytetään niiden kanssa anioninvaihtomassaa suodattimen sisällä. Suodattimen massa on täten natriumkloridilla elvytettävää. Nitraattien ja nitriittien poistoon tarkoitettuihin ioninvaihtimiin on saatavilla trietyyliamiini- ja tributyyliamiini-massoja. Näiden massatyyppien erikoispiirteenä on, että nitraatit tarttuvat niihin sulfaatteja helpommin, kuin tavallisemmilla vaihtoehdoilla asia on päinvastoin. Näistä on kuitenkin lähinnä hyötyä niissä tapauksissa, kun käsiteltävä vesi sisältää myös sulfaattia. [21.]

6 Hyvän käyttöveden laatusuositukseen kuuluvat aineet ja ominaisuudet

6.1 Koliformiset bakteerit

Vesianalyysissä tutkittavat koliformiset bakteerit toimivat yleisindikaattorina veden bakteeripitoisuudelle. Luvussa 3.2 esitelty *E. coli* -bakteeri on erotettu näistä sen vuoksi, että sillä pyritään osoittamaan selvästi ulosteperäisien bakteereiden tartuntaa vedessä. Koliformiset bakteerit voivat tarttua kaivoveteen maasta, kasveista tai jätevesistä. Voidaan sanoa, että niiden avulla pystytään arvioimaan parhaiten käytettävän veden yleistä mikrobiologista laatua. Osa vedessä olevista mahdollisista patogeeneistä ja viruksista voi olla hyvinkin hankalasti havaittavia edes laboratorio-olosuhteissa. Koliformisista bakteereista taas osa todetaan helposti vedestä. Tämän vuoksi pystytään tekemään oletuksia vedessä olevista muistakin, vaikeammin havaittavista tartunnoista. [22, s. 14–16.]

Suurimmassa osassa tapauksista bakteerit ja muut patogeenit ovat päässeet kaivovee-
teen pintavesistä. Tämä käytännössä tarkoittaa heikosti tehtyä tai heikkokuntoista kai-
voa. Toisaalta bakteerit pystyvät myös kulkeutumaan maa-aineksen lävitse joitakin
matkoja, eli syy voi löytyä jopa omalta tai läheiseltä pihamaalta. Tartunta voi myös tulla
putkistosta, mikäli vesinäyte analyysiä varten on otettu hanasta, eikä suoraan kaivosta.
Näissä tapauksissa on syytä varmistaa todellinen lähde ennen toimenpiteisiin ryhtymis-
tä. Pelkästään putkistossa olevat bakteerit voidaan käsitellä lyhytaikaisella kloorauskä-
sittelyllä, eikä pysyviä toimenpiteitä välttämättä tarvita. Toki on hyvä selvittää, miksi
bakteerit ovat päässeet putkistoon kasvamaan ja tulleet sieltä ulos. Mahdollisuus on
myös, että bakteerit ovat joutuneet kaivoon sitä valmistettaessa. Tällöin hyvä puoli asi-
assa on se, että tartunta ei ole aktiivista. [22, s. 14–16.]

Käyttövedessä todettujen koliformisten bakteerien vaikutuksesta vettä juovan ihmisen
terveydelle on mahdotonta sanoa mitään hyvin tarkkaa. Terveysvaikutukset riippuvat
monestakin asiasta kuten siitä, mitä kaikkia patogeeneja vedessä tarkalleen on, ja
kuinka tehokas immuniteetti vettä juoneella näitä kohtaan on. Yleisimpiä oireita kuiten-
kin ovat ripuli, kuume ja heikottava olo. [22, s. 14–16.]

Sosiaali- ja terveysministeriön laatusuositus raja-arvo koliformisten bakteerien osalta
on 100 pmy / 100 ml. Jos vedestä kuitenkin havaitaan pienempiä arvoja kuin asetettu
raja-arvo, olisi mahdollisuuksien mukaan syytä tehdä asialle parantavia toimenpiteitä.
Havaitut indikaattoribakteerit eivät aina ole korrelaatiossa todellisen bakteerimäärän
kanssa, eivätkä myöskään tarkalleen ilmennä, mitä kaikkia bakteereja vedessä on.
Kaivo- ja järvivesi (siltoin kun käyttöveden lähteen on järvi) tulisi analysoida koliformis-
ten bakteerien osalta aina silloin kun on syytä epäillä siinä olevaa terveyshaittaa. Muu-
ten tätä toimenpidettä suositellaan kolmen vuoden välein. [3.]

Koliformisten bakteerien osoittamaan veden laadulliseen ongelmaan pystytään tehok-
kaasti puuttamaan luvuissa 3.2.1 ja 3.2.2 esitetyillä desinfiointiprosesseilla. Prosessien
mitoituksia voidaan muuttaa, kun tarkentuu, minkälaisia patogeeneja käyttövedessä
tarkalleen esiintyy.

6.2 Alumiini

Alumiini (Al) on metalleihin kuuluva alkuaine. Alumiini ei kuitenkaan luonnossa esiinny vapaassa muodossa, vaan ainoastaan toisiin aineisiin sitoutuneina yhdisteinä. Maan-kuoressa olevista metalleista se on yleisin. Alumiinia esiintyy oikeastaan kaikissa pintavesissä ja kaivovesissä, hieman maaperästä riippuen. Sitä tavataan yleisimmin maa-alueilla, joiden vallitseva tyyppi on savimaa. [23, s. 1–3.]

Alumiini liukenee helposti veteen happamissa olosuhteissa. Tähän osittain myös viittaa happamien sateiden lisääntyessä korrelaatio alumiinimäärien kasvuun kaivo- ja pintavesissä. Tästä voidaan päätellä, että alumiinia ylipäänsä havaitaan todennäköisemmin matalista kaivoista. Normaalialueen korkeampaan alumiinipitoisuuteen kaivovedessä viittaa vaalean sameaksi värjäytynyt vesi. [23, s. 1–3.]

Alumiinin on todettu olevan mahdollisesti haitallista dialyysipotilaille [3] ja on esitetty, että sillä voisi olla tekemistä dementian, Parkinsonin taudin ja Alzheimerin taudin kanssa. Pääasiallisesti alumiinin ei voida kuitenkaan todeta aiheuttavan käyttövedessä konkreettisia terveysriskejä. [24, s. 51–55.]

Sosiaali- ja terveysministeriön laatusuosituksellinen raja-arvo alumiinille on 0,2 mg/l. Hyvälaatuisissa vesissä raja-arvo on 0,1 mg/l. Vesianalyysin teettämistä suositellaan, mikäli vesi on väriltään maitomaisen sameaa. [3.]

Alumiinin käsitteleminen pois vedestä voidaan toteuttaa ioninvaihdolla tai käänteisosmoosiprosessilla. Ioninvaihto alumiinin poistamiseksi ei ole kuitenkaan suositeltava ratkaisu yksityiskuluttajille, sillä ioninvaihtomassan elvyttämisen prosessi toimii periodihapolla. Käänteisosmoosiprosessi on hyvä ratkaisu alumiiniongelmien ja pystyy poistamaan käytännössä kaiken alumiinin vedestä.

6.3 Ammonium

Ammonium (NH_4^+) on positiivisesti varautunut ioni. Veteen se päätyy yleensä ammoniakkinä (NH_3), tyyppiyhdisteiden hajoamistuotteena. Vedessä ammoniakki ionisoituu ammoniumin muotoon, kuitenkin veden pH-arvosta riippuen. Normaalit veden pH-arvot

suosivat ammoniakkin muuntumista ammoniumiksi. Todella emäksisissä vesissä ammoniakki pysyy NH_3 -muodossaan.

Ammoniakkia syntyy luonnossa enimmäkseen kasvien orgaanisten materiaalien kompostoitua sekä kuolleista eläimistä. Kohonneita ammonium ja ammoniakki pitoisuuksia kaivovedessä pidetään yleisesti merkinä veden saastuneisuudesta. Useasti asia myös näin onkin, sillä pohjavesissä luonnostaan on hyvin matalat ammoniakkipitoisuudet. Syvällä maankuorissa on kuitenkin todettu harvakseltaan suuriakin ammoniakkipitoisuuksia. Tämä riski koskee siis ensisijaisesti syviä porakaivoja [25, s.3–4]. Ihmisten aiheuttamat suuret ammoniakki- ja ammoniumpitoisuudet vesistöissä ovat seurausta teollisuuden jätteistä ja reilusta lannoitteiden käytöstä maanviljelyssä.

Ammoniumista ei ole suurempia haittoja ihmiselle niissä määrissä kuin sitä yleensä kaivo- ja pintavesistä tavataan. Kuitenkin mainittavaa on, että ammoniumpitoista vettä klooratessa syntyy kloramiineja. Nämä reaktiot osaltaan johtavat hieman heikentyneeseen klooraustulokseen, ja myös jotkut kloramiinit muodostavat veteen epämiellyttäviä hajuja ja makuja. [10, s. 9; 25, s. 25–27.]

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut laatusuosituksellisen raja-arvon ammoniumille, 0,5 mg/l (ammoniumtyyppiä 0,4 mg/l). Hyvälaatuisessa vedessä arvon tulisi kuitenkin olla alle 0,05 mg/l. [3.]

Suosittelavin ratkaisu pientaloja varten ammoniumin poistoon on käänteisosmoosilaitte. Tutkimusten mukaan käänteisosmoosiprosessilla päästään keskimäärin yli 90 %:n poistotuloksiin, riippuen veden muista laadullisista ominaisuuksista. [25, s. 17.]

6.4 Kloridi

Kloridi(Cl^-) on klooriatomin negatiivisesti varautunut ioni. Kloridi muodostaa suolayhdisteitä positiivisesti varautuneiden ionien kanssa. Tunnetuin suola on natriumkloridi, eli ruokasuola. Tässä yhdisteen muodostavat natriumioni ja kloridi-ioni.

Kloridi päätyy kaivoveteen yleensä joko maaperän runsaasta suolapitoisuudesta tai rannikkoalueilla meriveden välityksellä. Kaivon lähellä sijaitsevat talvisin suolattavat autotiet aiheuttavat myös potentiaalisen riskin kloridin joutumiselle pohjaveteen. Sisä-

maassakin voidaan havaita erittäin runsaita kloridipitoisuuksia kaivovesistä. Näissä tapauksissa on yleensä selityksenä alueella sijaitseva muinainen merenpohja, joka on jättänyt maankuoreen suolataskuja. Kaivon rakentaminen rannikkoalueelle on aina tietoinen riskinotto kloridipitoisen veden suhteen. Kun käyttövesi tuotetaan suoraan merivedestä, voidaan olla varmoja edessä olevasta kloridiongelmasta. [3.]

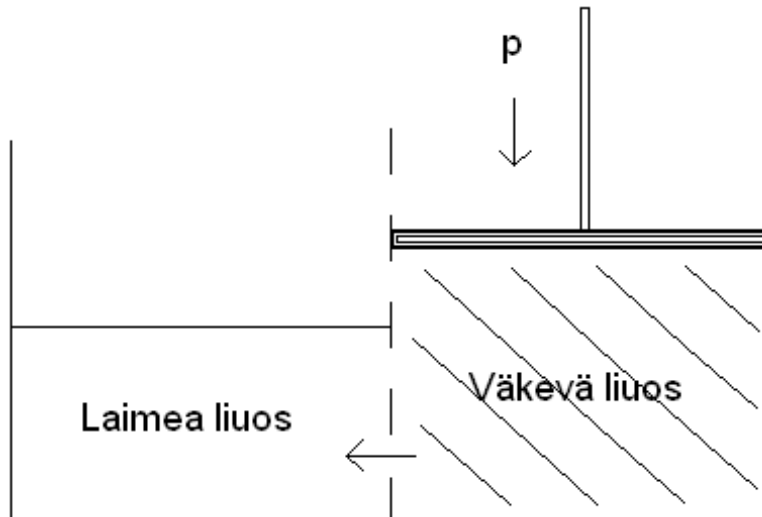
Kloridin itsessään ei tiedetä aiheuttavan ihmiselle oleellisia terveyshaittoja. Ensisijaiset haitat ovat käyttöveteen tulevat makuhaitat ja käyttövesiputkien korroosio. Makuhaitat alkavat muodostua pitoisuuksissa 150–200 mg/l, riippuen hieman maistajasta ja siitä, minkä kationin kanssa kloridi on suolan muodostanut. Putkikorroosiota alkaa syntyä jo pitoisuuksilla 50 mg/l. Putkikorroosion syntymiseen vaikuttaa myös putkien valmistusmateriaali. [3.]

Sosiaali- ja terveysministeriön laatusuositus kaivoveden kloridipitoisuudelle on 100 mg/l. Hyvälaatuisen veden osalta raja on alle 10 mg/l [3]. Kuten aikaisemmin on todettu, kloridi olisi hyvä pitää alle suositetun raja-arvon jo pelkästään siksi, että välttäisiin ennenaikaisilta putkiremonteilta.

Suolan poistaminen koko pientalon käyttövedestä on aina hieman hankala ja kallis prosessi. Yksityisiin pientaloihin suositeltavimmat vaihtoehdot ovat uuden kaivon tekeminen tai vaihtoehtoisesti kloridipitoisen veden käsitteleminen käänteisosmoosilaitteella.

Kloridin poistaminen vedestä käänteisosmoosiprosessilla

Osmoosilla luonnonilmiönä tarkoitetaan veden itsestään tapahtuvaa siirtymistä laimeammasta liuksesta vahvempaan liukseen puoliläpäisevän kalvon lävitse. Liuosten välisten väkevyyksien ero aiheuttaa osmoottisen paineen väkevämmän liuksen puolelle. Käänteisosmoosiprosessissa taas pyritään väkisin työntämään väkevämpää liuosta laimeamman liuksen puolelle. Liuoksen siirtyessä väkevämmästä laimeampaan niiden välissä oleva puoliläpäisevä kalvo pidättää liuksessa olleet aineet itseensä ja päästää puhtaan veden läpi. Jotta käänteisosmoosi saadaan toimimaan, tulee väkevempi liuos painaa kovemmalla paineella kalvon lävitse kuin liuosten välisten väkevyyserojen aiheuttama osmoottinen paine on. Kuvailtujen ominaisuuksien perusteella voidaan todeta, että käänteisosmoosiprosessia pystytään käyttämään hyvänä ratkaisuna silloin kun suolapitoisesta kaivovedestä tai merivedestä tulee saada suola ja vesi erilleen. [18, s. 65–66.]



Kuva 13. Käänteisosmoosin toimintaperiaate.

Kuvassa 13 on esitetty käänteisosmoosiprosessin toimintaperiaate. Liusten välissä oleva katkoviiva kuvastaa puoliläpäisevää kalvoa. Prosessiin johdettava paineen tulosuunta on kuvattu nuolella (p).

Moitteettomasti toimivan käänteisosmoosiprosessin suunnittelu vaatii kuitenkin muuta kuin oikein mitoitettun käänteisosmoosilaitteen. Käänteisosmoosikalvolle ajettavan raakaveden tulee olla monilta ominaisuuksiltaan hyvälaatuista, jotta välttyttäisiin kalvon ennenaikaiselta tukkeutumiselta tai rikkoutumiselta. Kalvojen valmistajat määrittelevät yleensä tarkemmat veden pitoisuudet raakaveden sallittujen epäpuhtauksien osalta. Yleistäen kuitenkin voidaan sanoa, että vedessä ei saisi olla rautaa, mangaania, kiinteitä epäpuhtauksia, humusta, kalkkia, kalsiumsulfaattia, bakteereja tai klooria. Monissa tapauksissa käsiteltävä raakavesi ei pysty täyttämään näitä ehtoja ja vaatii siksi esikäsittelyä.

Käänteisosmoosiprosessissa paineenkorotuspumppu nostaa käsiteltävän raakaveden paineen ennalta mitoitettuun arvoon. Tämän jälkeen käsiteltävä vesi kulkee käänteisosmoosipatruunalle (tai isommissa prosesseissa patruunoille), joka sisältää käänteisosmoosikalvon. Patruunan sisällä puhtaat vesimolekyylit lävistävät kalvon päätyen tuotevesiputkeen, ja pidättyneet suolat ja muut epäpuhtaudet virtaavat patruunan läpi kohti rejektivesiputkea (rejektivedellä tarkoitetaan prosessin hylkäämää vahvempaa

liuosta). Rejektivesi ohjataan viemäriin. Hylkyyn menevää veden määrää voidaan säädellä sen linjassa olevalla venttiilillä. Mitä suurempi osa raakaveden virtaamasta ohjataan hylkyyn, sitä parempilaatuisempaa tuotevettä saadaan. Toisaalta taas jos hylkyyn päästetään liian vähän vettä, tuoteveden laatu alkaa heikkenemään ja käänteis-osmoosikalvo tukkeutumaan. Kaavasta 8 voidaan todeta, miten prosessin hyötysuhde saadaan laskettua.

$$\eta = \frac{q_{\text{tuotevesi}}}{q_{\text{raakavesi}}} * 100 \quad (8)$$

η on prosessin hyötysuhde, prosenteissa

$q_{\text{tuotevesi}}$ on prosessista saatu käsitellyn veden virtaama, $\frac{1}{s}$

$q_{\text{raakavesi}}$ on prosessiin syötetyn veden virtaama, $\frac{1}{s}$

Prosessin kykyä poistaa suoloja ja muita epäpuhtauksia voidaan myös mitata. Vesi itse ei johda sähköä ollenkaan, vaan sen sisältämät epäpuhtaudet. Tätä ominaisuutta voidaan hyödyntää mittaamalla syötetyn raakaveden sähköjohtavuutta ja verrata sitä prosessista saatavan tuoteveden sähköjohtavuuteen.

$$\text{Pidätyskyky} = \frac{(TDS_{\text{raakavesi}} - TDS_{\text{tuotevesi}})}{TDS_{\text{raakavesi}}} * 100 \quad (9)$$

Pidätyskyky on prosessissa poistundeiden epäpuhtauksien määrä, prosenteissa

$TDS_{\text{raakavesi}}$ on prosessiin syötettävän raakaveden sisältämä epäpuhtauksien määrä, ppm

$TDS_{\text{tuotevesi}}$ on prosessista saatavan tuoteveden sisältämä epäpuhtauksien määrä, ppm

Prosessin pumpun tuottama virtaama ja paine sekä kalvon koko on laitetoimittajan osalta valmiiksi oikein määritettyjä. Nämä mitoitetaan loppukäyttäjän antaman halutun tuoteveden virtaaman perusteella. Prosessin tuottaman virtaaman mitoittamiseksi tulee kuitenkin vielä huomioida käsiteltävän veden lämpötila. Veden viskositeetti muuttuu sen lämpötilan mukana, mikä osaltaan vaikuttaa oleellisella tavalla tuoteveden virtaamaan. [26, s. 17.]

Taulukko 3. Lämpötilan korjauskertoimet [26, s.17].

Raakaveden lämpötila (°C)	korjauskerroin
10	0.63
11	0.67
12	0.71
13	0.74
14	0.77
15	0.81
16	0.86
17	0.89
18	0.93
19	0.96
20	1
21	1.04
22	1.07
23	1.11
24	1.14
25	1.18
26	1.23
27	1.26
28	1.31
29	1.36
30	1.40

Taulukossa 3 on esitetty raakaveden lämpötilan vaikutus saatavaan tuoteveden määrään. Tässä taulukossa laitteen nimellisvirtaama on laskettu 20 asteen lämpötilalle. Yleensä kuitenkin kaivosta saatava vesi on viileämpää, joten käänteisosmoosilaitteen tuottama nimellisvirtaama tulisi korjata laskemalla korjauskertoimen ja laitteen nimellisvirtaaman tulo. Tarkat kertoimet saattavat vaihdella käänteisosmoosikalvon laadun mukaan, mutta annetut kertoimet ovat kuitenkin suuntaa antavia.

Käänteisosmoosijärjestelmää pientaloon suunniteltaessa on syytä huomioida, että tämän kokoluokan käänteisosmoosilaitteet eivät pysty ikinä tuottamaan niin suurta virtaamaa, että sillä voitaisiin tuottaa mitoitusvirtaamaa vastaavaa määrää tuotevettä. Tämän vuoksi järjestelmiin täytyy suunnitella varastosäiliöt joihin tuotevesi kerääntyy esimerkiksi yön aikana. Tarpeeksi isolla vesisäiliöllä pystytään takaamaan tarpeenmukainen puskuri, jotta vedentulo ei lakkaa edes suihkun käytön aikana.

Käänteisosmoosiprosessin läpikäynyt vesi ei sisällä käytännössä ollenkaan ihmiselle tärkeitä mineraaleja, joita käsittelemättömässä vedessä normaalisti on. Ongelma ei

varsinaisesti ole erityisen suuri, sillä ruoasta saatavat mineraalit korvaavat yleensä tämän. Jos käsitelty vesi halutaan kuitenkin mineraalipitoiseksi, tulee rakentaa ohituslinja käänteisosmoosilaitteen ohitse. Liuoslaskuja suorittamalla voidaan laskea kuinka paljon ohituslinjasta tulee virrata vettä tuoteveesisäilöön, jotta lopputulokseksi saataisiin hyvää juomavettä. Tilanne voidaan ratkaista myös kytkemällä neutralointisuodatin käänteisosmoosin jälkeen. Neutralointisuodatin sisältää kalkkimassa, joka luovuttaa sen läpi kulkevalle vedelle mineraaleja.

6.5 Rauta ja mangaani

Tässä luvussa käsitellään rauta ja mangaani samassa, sillä ne esiintyvät usein yhtäaikaisesti veden laatua analysoitaessa. Myös niiden käsittelyyn käytettävät menetelmät ovat samat.

Rautaa ja mangaania voidaan pitää yhtenä yleisimmistä kaivoveden laatuongelmista. Ne ovat molemmat maankuoressa esiintyviä alkuaineita, esiintyen vedessä eri asteittain hapettuneissa muodoissa. Kummatkin näistä ovat käytännössä niin yleisiä vedessä, että etukäteen tehdyllä kaivon suunnittelulla ei pystytä vaikuttamaan merkittävästi lopputulokseen. Rautaa ja mangaania voidaan havaita sekä rengaskaivovesistä, että porakaivovesistä. Porakaivojen osalta maassa vallitseva kallioaines vaikuttaa rauta- ja mangaanipitoisuuksiin, kun taas rengaskaivojen kohdalla tasaiset pinnanmuodot ja savipitoinen maa edesauttaa. [18, s. 17.]

Rauta ja mangaani eivät muodosta ihmiselle terveydellistä riskiä järkevissä rajoissa nautittuna. Suurimmat aiheutuneet ongelmat ovat pääosin esteettisiä. Rauta aiheuttaa veden punertavaa tai kellertävää sameutta, metallista makua sekä värjää pintoja. Mangaani aiheuttaa pääosin samankaltaisia ongelmia, joskin huomattavasti jo pienemmissä pitoisuuksissa. Mangaanin aiheuttama hajuhaitta vedessä on myös selvästi pistävämpi kuin raudalla. [18, s. 17.]

Raudan käsitteleminen vedestä ei ole aina täysin yksinkertainen prosessi, sillä rautaa esiintyy vedessä liuenneessa (hapettumaton muoto) sekä liukenemattomassa (hapettunut muoto) muodossa. Mangaani on pääosin aina liuenneessa muodossa. Veden matala pH-arvo aiheuttaa raudanpoiston suhteen ongelman, koska hapanta vettä pyrkii estämään raudan hapettumisen vedestä. Liuenneen raudan hapettaminen liukenemat-

tomaan muotoon on oleellinen osa hapettavalla periaatteella toimivaa raudanpoistoprosessia. Rauta voi lisäksi esiintyä vedessä sitoutuneena orgaanisiin aineisiin, kuten humukseen. [18, s. 17.]

Raudan ja mangaanin poistamiseksi käyttövedestä on olemassa useita mahdollisia prosesseja. Pientalokäytössä parhaimmat ratkaisut ovat ioninvaihto sekä erilaiset hapettamismenetelmät. Hapettavista menetelmistä seuraavassa tullaan esittelemään hapetuksen ja suodatuksen muodostama yhdistelmä. Pelkkä kaivossa tapahtuva raudan ja mangaanin hapettaminen ei ole siinä mielessä suositeltava menetelmä, että tällä tavoin kaivon pohjasta tehdään käytännössä saostusallas. Pitkän ajan kuluessa kaivon pohjalle kertynyt hapettunut rauta ja mangaani alkavat väkisin nousta käyttöveden mukana ylös kaivosta.

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut laatusuosituksen raja-arvoksi raudalle kaivovedessä 0,4 mg/l ja mangaanille 0,1 mg/l. Hyvän veden raja-arvot ovat raudan osalta alle 0,1 mg/l ja mangaanin osalta alle 0,05 mg/l. Vettä suositellaan analysoitavaksi raudan ja mangaanin osalta kuuden vuoden välein, tai jos vesi on väriltään ruskehtavaa. [3.]

6.5.1 Raudan ja mangaanin poistaminen vedestä hapettamalla

Tämä vedenkäsittelyprosessi perustuu toimintaan, jossa rauta ja mangaani hapetetaan pois liuenneista muodoistaan. Tämän jälkeen hapettunut rauta ja mangaani poistetaan vedestä keräämällä se esimerkiksi suodatinmassaan. Veteen liennut rauta on muodossa Fe^{+2} . Hapettamisen jälkeen tämä muoto muuntuu rautahydroksidiksi ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Mangaanin liennut muoto on Mn^{+2} , josta se hapettumisen jälkeen muuntuu muotoon MnO_2 . [18, s. 36–37]

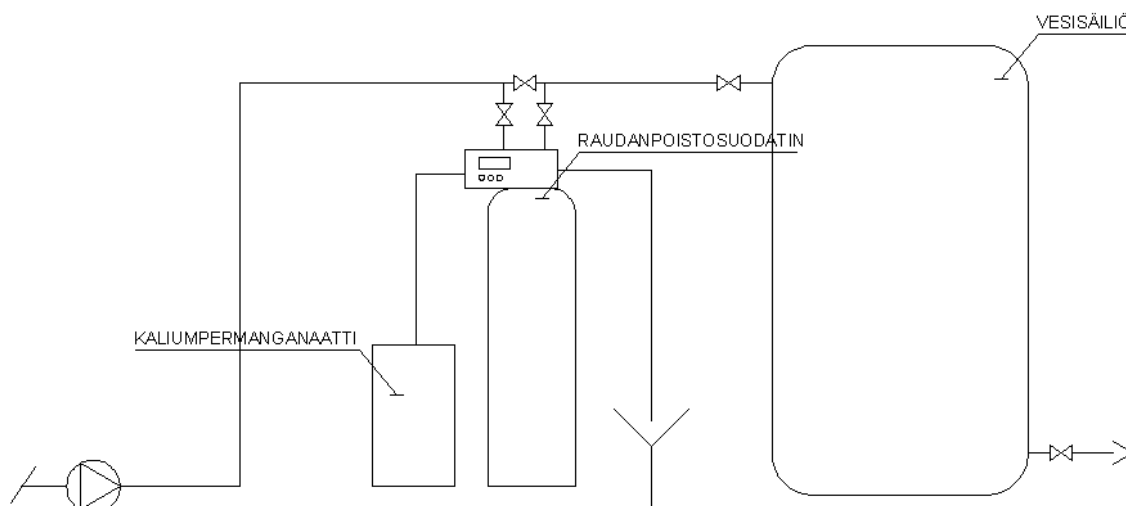
Käsiteltävän veden hapettaminen voidaan tehdä usealla eri keinolla, esimerkiksi ilmastamalla, klooraamalla tai kaliumpermanganaatilla. Tässä esitellään kaliumpermanganaatin ja katalyyttisen suodatusmassan yhteistoiminta. Katalyyttisen massan tarkoituksena on nopeuttaa kaliumpermanganaatin aiheuttamaa hapetusreaktiota.

Veden hapettaminen voidaan suorittaa joko ennen katalyyttistä massaa sisältävää suodatinta tai itse suodattimessa. Suodattimen sisällä tapahtuva hapetus on suositeltavampi vaihtoehto yksityiskäyttöön, koska tällä vältytään annostelupumpun tarpeelta.

Ennen suodattimen käyttöönottoa katalyyttinen suodatusmassa käsitellään kaliumpermanganaatilla, joka jää pinnoitteeksi suodatusmassan pinnalle. Kun käsiteltävä vesi tulee suodattimeen, reagoivat siinä liuenneena olevat rauta ja mangaani voimakkaasti kaliumpermanganaatin kanssa. Tämän seurauksena raudan ja mangaanin muoto muuttuvat liukenemattomaan muotoon. Liukenematon rauta ja mangaani taas pysähtyvät tähän samaan suodatusmassaan, jonka pinnalla kaliumpermanganaatti oli. Ajan myötä kaliumpermanganaatti kuluu suodatusmassan pinnalta pois, jolloin vedessä olevat liuenneet rauta ja mangaani eivät enää pysähdy suodattimeen. Tämä johtuu siitä, että hapettavaa reaktiota ei enää tapahdu. Tässä tilanteessa suodatin tulee elvyttää, eli palauttaa takaisin toimintakykyiseksi. Ensinnäkin suodatusmassa huuhdellaan saostuneesta raudasta ja mangaanista käyttäen vastavirtahuuhtelua tekniikkana. Tämän jälkeen suodattimeen imetään sisään kaliumpermanganaattia, jotta sen kyky hapettaa rautaa ja mangaania palaisi jälleen takaisin. [18, s. 40–42.]

Voidaan siis sanoa, että suodattimen sisältävä katalyyttinen massa toimii samanaikaisesti kemiallisena ja mekaanisena suodattimena. Katalyyttisiä massoja on olemassa useita erilaisia, ja oikeanlainen massa tulisi valita veden sisältämien muiden ominaisuuksien perusteella.

Suodattimen virtaustekniseen puoleen tulisi myös kiinnittää huomiota. Hapettuneet rauta- ja mangaanihiukkaset eivät muodosta minkäänlaisia kemiallisia sidoksia suodatetun massan kanssa. Tämä tarkoittaa sitä, että suuret ja jatkuvat muutoksen virtaamassa suodattimen sisällä aiheuttavat rauta- ja mangaanihiukkasten irtoamista massasta suodatetun käyttöveden sekaan. Käytännössä tasaista virtaamaa ei pystytä ikinä tarjoamaan suodattimelle. Jatkuvat vaihtelut virtaamassa pystytään kuitenkin minimoimaan asettamalla suodatin linjaan ennen talon vesisäiliötä. Tällöin vältytään siltä jatkuvasta virtaaman vaihtelulta, joka syntyy, kun talossa avallaan hanapisteitä. [18, s. 42.]



Kuva 14. Suodattimen virtauskaavio.

Kuvassa 14 on esitetty vedenkäsittelyratkaisu suodattimessa tapahtuvalla hapetuksella. Mikäli raudan ja mangaanin hapetus haluttaisiin järjestää ennen suodatinta, tulisi hapettava kemikaali syöttää pumpun ja suodattimen välissä. Tämänkaltainen prosessi on kyseessä esimerkiksi silloin, kun rauta hapetetaan syöttämällä klooria käyttövesilinjaan ennen suodatinta.

6.5.2 Raudan ja mangaanin poistaminen vedestä ioninvaihdolla

Yksi yleisimmistä tavoista poistaa pieniä määriä rautaa ja mangaania vedestä on käyttää vedenpehmittä. Vedenpehmittä on kationivaihdin, jolla voidaan poistaa vedestä kovuutta, rautaa sekä mangaania. Kationivaihdinta käytettäessä on kuitenkin huolehdittava siitä, että rauta ja mangaani ovat vedessä liuenneena, eivätkä hapettuneena. Hapettuneet rauta- ja mangaanihiukkaset voivat tukkia vaihtimen hartsimassan ennenaikaisesti. Toimintamalli on siis tämän osalta käytännössä päinvastainen kuin katalyyttistä massaa käyttävällä rautasuodattimella. [18, s. 22].

Raakavedessä olevat rauta- ja mangaaniyhdisteet vaihtavat kationinsa (rauta- ja mangaani-ioni) suodattimessa olevan suodatushartsin sisältämään natriumioniin. Ioninvaihdin elvytetään siinä vaiheessa, kun sen kyky vastaanottaa raakavedestä poishaluttavia ioneja lakkaa. Tämä tarkoittaa tilannetta, jossa kaikki suodattimen sisältämät hartsit

ovat luovuttaneet natrium-ioninsa ja vastaanottaneet tilalleen mangaani- ja rautaioneja. Suodattimen elvytys suoritetaan ajamalla natriumkloridiliuosta hartsimassaan, jolloin tapahtuu päinvastainen reaktio. Päinvastaisessa reaktiossa hartsimassasta irronneet mangaani- ja rautaionit ohjataan viemäriin. Samassa yhteydessä suodattimelle tulisi suorittaa myös vastavirtahuuhtelu, joka puhdistaa hartsimassaa siihen kerääntyneistä epäpuhtauksista. Useat laitteet ovat automaattisia ja suorittavat tarpeelliset toimenpiteet itsenäisesti mitoitustietojen mukaan.

Raudan ja mangaanin poistamiseen käytettävän ioninvaihtimen elvytysväli voidaan mitoittaa kohtuullisen tarkasti, kun käsiteltävän veden kovuus, rauta- ja mangaanipitoisuus ovat tiedossa. Kokemusperäisten tulosten perusteella voidaan esittää arvio raudan ja mangaanin vastaavuuksista verrattuna veden kovuuteen saksalaisissa kovuusasteissa.

$$(\text{raudan määrä vedessä} * 2) + \text{veden kovuus} = \text{kokonaiskuormitus} \quad (10)$$

Raudan määrä vedessä on sijoitettava kaavaan yksikössä $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$

Veden kovuus on sijoitettava kaavaan saksalaisina kovuusasteina

Ioninvaihtimen kokonaiskuormitus on ratkaisu saksalaisina kovuusasteina

Mangaanin osalta laskentakaava on seuraava:

$$(\text{mangaanin määrä vedessä} * 4) + \text{veden kovuus} = \text{kokonaiskuormitus} \quad (11)$$

mangaanin määrä vedessä on sijoitettava kaavaan yksikössä $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$

Veden kovuus on sijoitettava kaavaan saksalaisina kovuusasteina

Ioninvaihtimen kokonaiskuormitus on ratkaisu saksalaisina kovuusasteina

Vedenpehmentimen elvytysvälin laskentaoppi esitetään veden kovuutta käsittelevässä luvussa. Kaavat 10 ja 11 ovat mahdollisesti helpompia ymmärtää, kun vedenpehmentimen elvytysvälin laskentaoppi on ensin katsottu.

6.6 Sulfaatti

Sulfaatti (SO_4^{2-}) on vesistöissä ja pohjavedessä yleisesti esiintyvä anioni. Se päätyy vesistöihin pääosin kallioaineksesta ja kipsipitoisesta maa-aineksesta. Veden suuret sulfaattipitoisuudet voivat osoittaa myös lähellä olevien teollisuuslaitosten ja maatalouden aiheuttamia päästöjä veteen. Suomessa sulfaattipitoisia vesiä on enimmäkseen rannikkoseutujen alunamailla. Rikkivedyn kanssa esiintyessä sulfaatti saattaa aiheuttaa veteen maku- ja hajuhaittoja. [27, s. 1; 3.]

Sulfaatin ei tiedetä aiheuttavan ihmiselle vakavia terveydellisiä vaikutuksia. Mahdollisia ongelmia saattaa esiintyä, kun sulfaattiin tottumaton ihminen juo sulfaattipitoista vettä. Oireet ilmenevät vatsataudin kaltaisina oireina. Korkeat sulfaattipitoisuudet vedessä aiheuttavat kuitenkin kiinteistön putkistojen ennen aikaista kulumista. Yleensä korroosiotapauksissa veden sulfaattipitoisuuden tulee kuitenkin ylittää 150 mg/l. [27, s. 1].

Sosiaali- ja terveysministeriön asettama suosituksellinen raja-arvo sulfaatin enimmäispitoisuudelle kaivovesissä on 250 mg/l. Hyvälaatuisten kaivovesien sulfaattipitoisuuden tulisi kuitenkin olla alle 20 mg/l. Veden sulfaattipitoisuutta suositellaan tutkittavaksi, jos on syytä epäillä veden syövyttävän vesijohtoja. [3.]

Sulfaattipitoisuudet voidaan poistaa vedestä käyttämällä kalvotekniikkaa (nanokalvoja tai käänteisosmoosia) tai ioninvaihtoa. Kalvotekniikalla on todettu päästävän jopa lähes täydelliseen sulfaatin poistumiseen vedestä. Ioninvaihtoa käytettäessä sulfaatti poistetaan anionivaihtimen avulla. Anionivaihtimessa voidaan erityisesti sulfaatinpoistoon tarkoitettua hartsia. Tämänkaltaisen hartsin toimintaperiaate perustuu sen kykyyn valikoida vedestä sulfaatti-ioneja paremmin kuin muita anioneja. [27, s. 1.]

6.7 KMnO_4 -luku (permanganaattiluku)

Permanganaattiluvulla kuvataan vedessä olevien kemiallisesti hapettuvien orgaanisten yhdisteiden määrää. Permanganaattilukua voidaan käytännössä verrata humuksen määrään tutkittavassa vedessä. Humus sanana tarkoittaa maan eloperäisiä aineita, kuten kasvien maatumistuotteita.

Luonnossa hajoavat orgaaniset yhdisteet ovat voineet päätyä kaivoveteen maaperästä, mutta todennäköisimmin kyse on pintavesien pääsystä kaivoon. Tämä taas viittaa kaivon huonoon kuntoon, sillä hyväkuntoisien kaivojen kuuluu pystyä pitämään pintavedet kaivon ulkopuolella. Mikäli käyttövesi otetaan järvestä, humuspitoisuudet saattavat olla hyvinkin korkeat. Humus on pääosin ongelma siis rengaskaivoissa ja järvivesissä, mutta sitä voidaan myös harvakseltaan tavata porakaivoista. Tähän on yleensä selityksenä maan sisällä kulkeva halkeama tai reitti, joka päästää pintaveden valumaan kaivoon läheisistä vesistöistä tai soista. [28, s. 18.]

Humuksen suurimmat haittavaikutukset ovat veden värjäytyminen sameaksi sekä veteen tulevat ikävät maut ja hajut. Humuspitoista vettä ei voi myöskään käyttää kunolla pyykin pesuun, sillä humuksesta irtoavat värihaitat tarttuvat vaatteisiin. Itse humus ei ole ihmisen terveydelle vaarallista. [3.]

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut permanganaattiluvulle laadulliseksi raja-arvoksi 20. Hyvälaatuisen kaivoveden arvot ovat kuitenkin alle 5. Permanganaattiluku voidaan myös ilmoittaa muodossa $COD_{Mn}(O_2)$. COD tarkoittaa kemiallista hapen tarvetta. Tässä muodossa ilmoitettuna raja-arvo on 4. [3.]

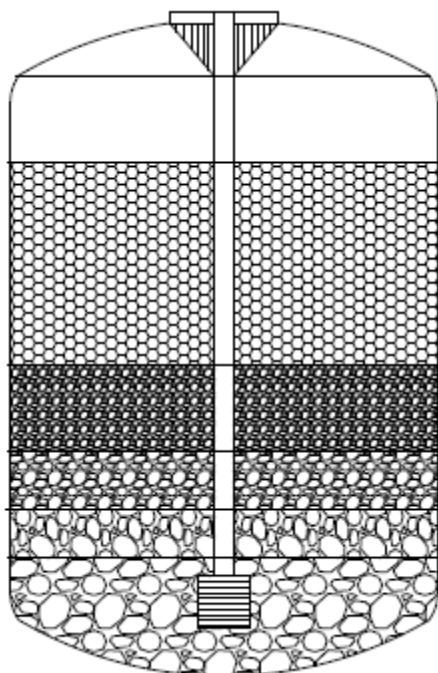
Humuksen poistaminen vedestä on yleensä hankala operaatio, varsinkin mikäli humusta on vedessä reilusti. Hyvin pieniä määriä voidaan poistaa aktiivihiihisuodatuksella, mutta isompiin pitoisuuksiin tulisi käyttää suodatuksen ja koagulanttien yhdistelmää. [9, s. 143.]

Humuksen ja kolloidien poistaminen vedestä monikerrossuodatuksella

Suurien humusmäärien poistaminen vedestä on hankala prosessi. Tämän vuoksi ensisijaisesti pientaloasukkaalle olisi helpoin ja edullisin ratkaisu kartoittaa kaivon kunto. Huonoon kuntoon päässeän kaivon kunnostaminen tai uuden tekeminen poistaa yleensä humusongelman vedestä.

Humuksen ja kolloidien poisto vedestä toteutetaan kemikaalien ja monikerrossuodatuksen yhteisprosessina. Veteen syötettävää kemikaalia kutsutaan koagulantiksi, jonka tarkoituksena on tehostaa suodatusprosessia suodattimessa. Yleisimmin käytetyt koagulantit ovat rauta- ja alumiinisuoloja. Rauta- ja alumiinisuolojen tarkempi tarkoitus on edesauttaa vedessä olevien kolloidien päätymistä lähekkäin yhteen, isompiin nippuihin.

Kolloidit ovat pääosin negatiivisesti varautuneita, ja ne pyrkivät tämän vuoksi olemaan erillään toisistaan. Erillään toisistaan olevia kolloideja taas on hankalampi saada jäämään suodattimen suodatusmassoihin kiinni kuin isommissa nipuissa olevia. Rauta- ja alumiinisuolojen tarkoitus on kumota kolloidien negatiivinen varaus. Koagulantit tulisi syöttää veteen juuri ennen veden kulkeutumista suodattimelle [9, s. 143]. Oikeantyyppisen koagulantin valintaan vaikuttaa käsiteltävän veden pH-arvo. Tämä tulisi aina huomioida koagulointia suunniteltaessa. [11, s. 63.]



Kuva 15. Erään monikerrossuodattimen hiekkakerrokset.

Kemikaalikäsittelyn jälkeen vesi virtaa monikerrossuodattimen sisään. Suodatin sisältää useita kerroksia erikokoista hiekkaa sekä antrasiittia [9, s. 92]. Hiekka- ja antrasiittimassojen on tarkoitus toimia samalla periaatteella kuin pohjavedeksi valuvan veden puhdistuminen maakerrosten läpi virratessaan. Toisaalta suodattavaa ainesta on suodattimessa huomattavasti vähemmän kuin luonnossa olevissa maakerrostumissa. Tämän vuoksi käytetään kemikaalia kompensoimaan pienempi suodatuspinta-ala. Kuvassa 15 on esitettyinä hiekka- ja antrasiittikerrokset suodattimen sisällä. Päälimmäisenä kerroksena on antrasiittia, ja alemmat kerrokset koostuvat eri raekoon suodatushiekoista.

Monikerrossuodattimet eivät pysty yleensä poistamaan kaikkea humusta ja kolloideja vedestä. Tämän vuoksi prosessia voidaan tehostaa käyttämällä tämän jälkeen vielä aktiivihiihisuodatinta. Aktiivihiihisuodatin poistaa veteen jääneet maut ja hajut, sekä osan jäljelle jääneistä kolloideista ja humuksesta. Aktiivihiihisuodatinta pelkästään voidaan myös käyttää humuksen ja kolloidien poistoon, mutta tällöin pitoisuuksien tulee olla hyvin pieniä, jotta välttyttäisiin aktiivihiihien nopealta tukkeutumiselta.

Monikerrossuodattimelle on suoritettava säännöllisesti vastavirtahuuhtelu, jonka tarkoituksena on puhdistaa suodattimen massat niihin kertyneistä epäpuhtauksista. Suodatuksessa käytetty vesi ohjataan viemäriin. Liian harvoin huuhdellut suodattimet aiheuttavat turhaa painehäviötä linjaan. Painehäviön määrää voidaan valvoa asettamalla veden painetta indikoivat mittarit suodattimen molemmille puolille. Näin voidaan valvoa suodatusmassojen puhtautta.

Mikäli koagulantin ja suodatuksen tuottama tulos ei ole tarpeeksi hyvä, voidaan prosessissa käyttää myös flokkaamista, eli saostusta. Tämän tarkoituksena on kerätä varauksiltaan neutraloituja kolloideja yhteen ja helpottaa näin suodattimen tehtävää. [11, s. 135.]

6.8 Radon

Radon on ainoa luonnossa esiintyvä kaasun muodossa oleva radioaktiivinen aine. Se on uraanin hajoamissarjan tuote. Olemukseltaan se on hajuton ja mauton, eikä sitä täten voi ihmisaistein havaita. Radonin kaasumaisen olemuksen vuoksi se pystyy siirtymään helposti vedestä ympäröivään ilmaan. Tästä syystä kaikki taloudessa käytössä oleva vesi tulisi käsitellä, pelkkä juotavaksi käytettävän veden käsitteleminen ei riitä. Radon syntyy maankuoressa ja kiviaineksessa, aiheuttaen pääosin ongelmia syvälle ulottuvien porakaivojen vesiin. Toisaalta rengaskaivokaan ei täysin sulje pois radonin mahdollisuutta vedessä, mutta se on harvinaisempaa. Suurimmat radonalueet Suomessa keskittyvät Etelä-Suomen alueelle, joskin mainittavia keskittymiä on myös Keski-Suomessa sekä Lapin läänin eteläosissa. [29.]

Radonin terveydelle aiheuttama haitta on lisääntynyt syöpään sairastumisen riski, joka korreloi kehon saaman kokonaissäteilyannoksen kanssa. Yleisimmät radonin aiheuttamat syöpätyypit ovat keuhkosityöpä, sisäelinsyövät sekä leukemia. Radonin lähettämä

alfasäteily pysähtyy helposti pintoihin, kuten ihoon, eikä mene tästä läpi. Hengitettynä ja juotuna radon kuitenkin vahingoittaa ihmisen herkkiä kudoksia. [30, s. 9–11.]

STM:n asetuksessa 401/2001 kaivovedelle on asetettu radonin osalta raja-arvoksi 1 000 bq/l (bq/l = becquereliä litrassa), toisaalta hyvälaatuiseksi laskettavasta kaivovdestä radonia ei saisi löytyä yli 150 bq/l. Suomalaisen normaalista taustasäteilystä saama määrä vuositasolla on noin 4 mSv (mSv = millisievert), mutta saatu säteilyannos lisääntyy aikuisellakin yli puolella, mikäli käyttöveden radonpitoisuus on 1 000 bq/l. Pienten lasten kohdalla saatu vuosittainen säteilyannos lähes kolminkertaistuu [30, s. 10]. Radonpitoisuus tulisi mitata kaivosta aina vesianalyysin avulla. [3.]

Radonin poistamiseen hyväksi havaituiksi menetelmiksi on todettu veden ilmastaminen sekä aktiivihiiilen käyttö. Aktiivihiiiltä ei kuitenkaan suositella enää ratkaisuna todella suurille radonpitoisuuksille. Seuraavissa luvuissa käydään tarkemmin lävitse näiden menetelmien toiminta. [29.]

6.8.1 Radonin poistaminen vedestä aktiivihiiisuodatuksella

Aktiivihiiilen käyttö radonin poistajana perustuu aktiivihiiilen kykyyn pidättää radonia huokosiin rakenteisiinsa. Prosessissa vesivirtaama ajetaan ajallista viipymää vastaavan kokoiseen aktiivihiiლისäiliöön, josta se poistuessaan sisältää käytännössä enää olemattoman määrän alkuperäisestä radonpitoisuudestaan. Radonin pitkäaikaisimman isotoopin ^{222}Rn :n puoliintumisaika on vain vajaa 4 vuorokautta, tästä johtuen hajoamisprosessi alkaa aktiivihiiilessä. Suodattimessa pyritään aiheuttamaan ns. tasapainotila, joka tarkoittaa sitä, että radon kerkeää hajoamaan aktiivihiiilessä yhtä nopeasti kuin uutta radonannosta tulee tilalle. Onnistuneen tasapainotilan saavuttamiseksi vaaditaan kuitenkin jossain määrin tasaisia virtaamia suodattimen käsiteltäväksi. Hyvin tehty mitoitus kuitenkin takaa sen, että radonia ei kerääny aktiivihiiileen enempää kuin sitä kerkeää hajoamaan. Tämän edellytyksenä on oikein mitoitettu määrä hiiltä. [30, s. 19–21.]

Useissa muissa käyttötarkoituksissa aktiivihiiisuodatinta puhdistetaan desinfioimalla suodattimen sisällä olevaa hiiltä tai vastavirtahuuhtelemalla hiiltä. Tämän tarkoituksena on estää bakteerikasvustojen syntymistä aktiivihiiilen huokosissa. Radonin poistamiseen tarkoitetuissa aktiivihiiisuodattimissa ei tulisi kuitenkaan suorittaa näitä toimenpiteitä, koska on tutkittu, että aktiivihiiilen radoninpoistokyky heikkenee hetkellisesti huuh-

telusta johtuen. Huuhtelu myös vapauttaa hiileen pidättäytyneitä radonia aiheuttaen huuhtelun jälkeiseen jo prosessoituun veteen kohonneita radonarvoja. Suositeltavin keino bakteerikasvustojen välttämiseksi on huolehtia suodattimen läpi usein kulkevista virtaamista. Pitkäaikaiset käyttämättömyysjaksot ovat otollisia tilanteita bakteerien kasvamiselle. [30, s. 19.]

Teoriassa tasapainotilassa toimivan aktiivihiiisuodattimen sisältämä hiili on hyvin pitkäikäistä. Käytännössä kuitenkin radonin hajoamistuotteet sekä vedessä esiintyvät epäpuhtaudet kuormittavat hiiltä. Asianmukaisen mekaanisen suodatuksen asentaminen ennen aktiivihiiisuodatin on tämän vuoksi syytä toteuttaa, jotta hiilen kaikki pidätyskapasiteetti voidaan tarjota radonille ja sen hajoamistuotteille. Suurimmassa osassa tapauksista hiilierän vaihtoväliksi voidaan määritellä yksi vuosi.

Aktiivihiiisuodatinta mitoittaessa tulee selvittää käytettävän aktiivihiiililaadun kyky sitoa radonia itseensä tasapainotilassa. Tätä kykyä kutsutaan adsorptio-hajoamisvakioksi (K_{SS}). Vakion suuruus korreloi kyseessä olevan aktiivihiiililaadun kykyyn sitoa radonia. Seuraavalla yhtälöllä voidaan arvioida radonpitoisuutta käyttövedessä tasapainotilassa olevan suodatusprosessin jälkeen. [30, s. 19–21.]

$$C_t = C_o * e^{-K_{SS}*t} \quad (12) \text{ [30, s. 20]}$$

C_t on radonkonsentraatio ajan t kuluttua

C_o on radonkonsentraatio raakavedessä

K_{SS} on tasapainotilan adsorptio – hajoamisvakio

t on raakaveden viipymä aktiivihiiisuodattimessa, minuuteissa

Ajan viipymä (t) voidaan laskea yhtälöstä valitsemalla haluttu konsentraation radonpitoisuus ajan t kuluttua. Kun tiedetään viipymä, voidaan laskea suodattimessa tarvittava aktiivihiihimassa seuraavan yhtälön avulla.

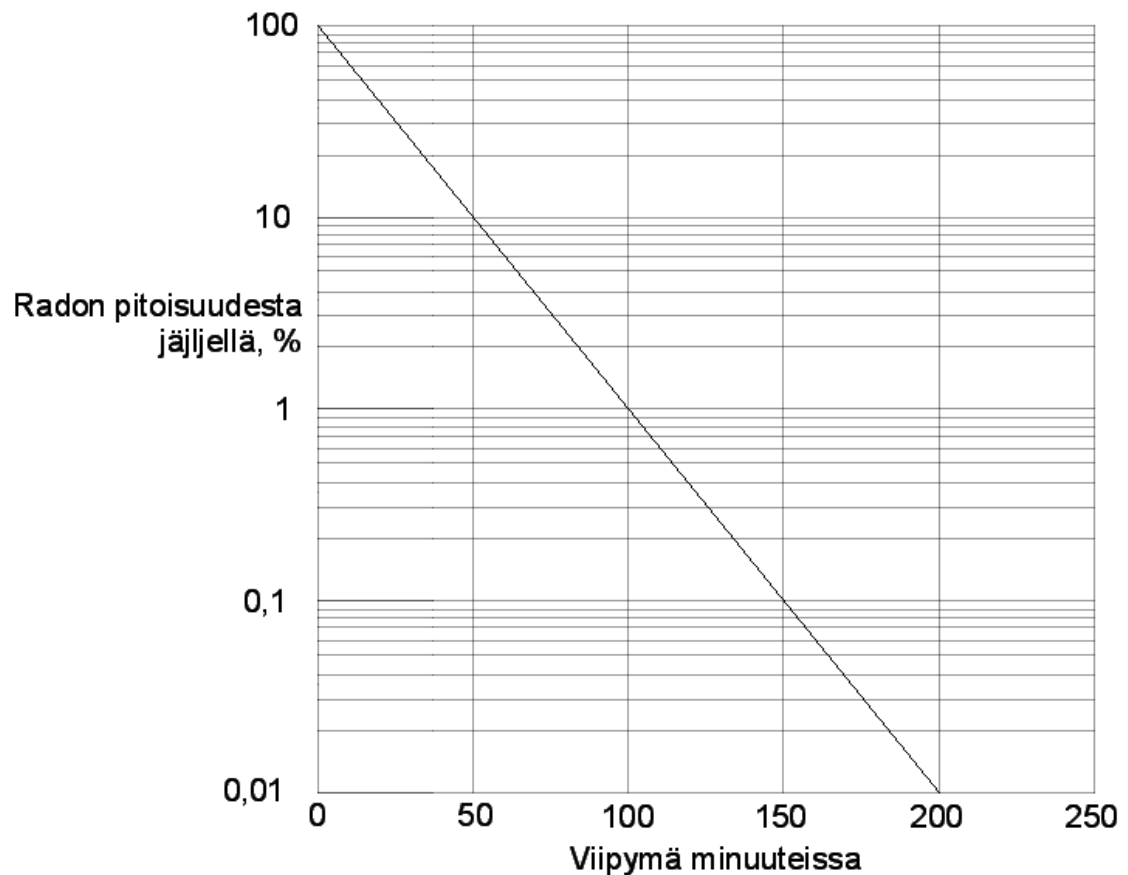
$$V = t * q \quad (13) \text{ [30, s. 20]}$$

V on aktiivihiihimassan tilavuus

t on raakaveden viipymä aktiivihiiisuodattimessa

q on veden mitoitusvirtaama

Kuvassa 16 on esitetty eräällä aktiivihiilityypillä konsentraatioissa jäljelle jäävän radonin määrä suhteessa veden viipymään suodattimen sisällä olevassa hiilimassassa.



Kuva 16. Raakaveden alkuperäisen radonpitoisuuden jäljelle jäävä osuus vedessä suhteessa viipymään [30, s. 20].

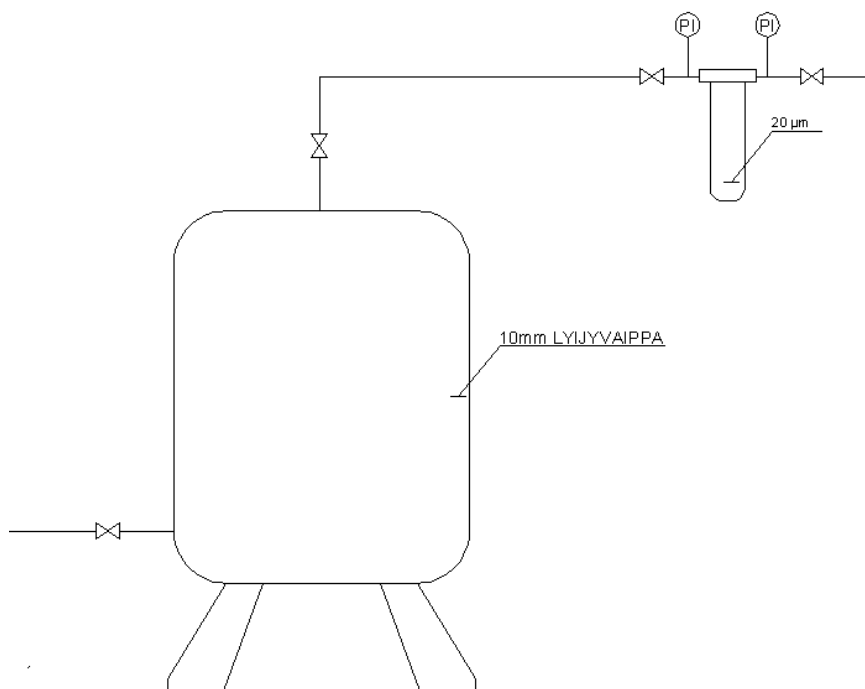
Mitoitettaessa aktiivihiilisuodatinta tulisi suodatin kuitenkin mitoittaa hieman saatua kokoluokkaa isommaksi. Pientalokäytössä virtaama ei käytännössä ikinä pysy vakiona, vaan vaihtelee vuorokauden kellonaikojen mukaan. Tästä syystä tasapainotila muuttuu jatkuvasti eikä laskelmoituja huippuarvoja pystytä saavuttamaan.

Silloin kun kaivovedestä havaitaan myös uraania, ei voida käyttää enää pelkkää aktiivihiilisuodatinta. Aktiivihiili toimii myös uraanin kanssa, mutta ongelmaksi muodostuu uraanin radonia huomattavasti pidempi puoliintumisaika. Pidempi puoliintumisaika aiheuttaa sen, että tarpeeksi nopeaa hajoamista ei tapahdu hiilissä, jolloin hiilimassan kapasiteetti tulee täyteen ennenaikaisesti. Uraanin tukkima suodatin aiheuttaa myös

terveysriskin, sillä läpilyönnin jälkeen suodattimesta tulee läpi sekä radon että uraani, ja osassa tapauksia myös sitomiskyvyttömästä hiilestä irtoaa uraania vielä veteen lisäksi. [30, s. 21.]

Aktiivihiiisuodattimen sijoituspaikaksi suositellaan erillistä ulkotilaa tai asuintiloista erillään olevaa teknistä tilaa [29]. Suodatin voidaan myös pitää esimerkiksi kellarissa, mutta tällöin on varmistuttava, että suodattimen ympärillä on riittävä suoja gammasäteilyä vastaan. Yhden senttimetrin paksuinen lyijyvaippa suodattimen ympärillä tulisi olla riittävä määrä suodattimesta ulospäin suuntautuvan säteilytason radikaaliin pudottamiseen. [30, s. 26]. Hyvä keino varmistua suodattimen ympärillä vallitsevasta säteilytasosta on tarkistaa asia geigermittarin avulla.

Käytöstä poistettava suodatushiili on aina ongelmallista jätettä. Hiilimassan vaihtoperiaation yhteydessä käytetty suodatushiili tulisi seisottaa suojatussa paikassa vähintään kolmen viikon ajan käytöstä poistamisen jälkeen. Kolmen viikon jälkeen hajoamistuotteista on jäljellä enää radonin hajoamissarjaan kuuluva ^{210}Pb . ^{210}Pb aiheuttaa jätteenpoiston kannalta suurimman ongelman, sillä sen puoliintumisaika on yli 20 vuotta. Yleensä kuitenkin kertynyt määrä on massana niin pieni, että tätäkään ongelmaa ei voida erityisen suureksi luonnehtia. [30, s. 25.]



Kuva 17. Radonin poistoon tarkoitetun aktiivihiiisuodattimen virtauskaavio.

Kuvassa 17 on esitettyä esimerkkipuhtauskaavio aktiivihiihluodattimen kytkemisestä käyttövesilinjaan. Tässä mallissa on huomioitu mekaanisten epäpuhtauksien pääsyn estäminen aktiivihiihlueseen. Mekaanisen suodattimen erotuskyvyksi on valittu 20 µm. Sopiva erotuskyky kuhunkin yksittäiseen prosessiin tulisi valita siten, että käytetään mahdollisimman tiheää mekaanista suodatinta kuitenkin aiheuttamatta merkittäviä painehäviötä virtaamalle.

6.8.2 Radonin poistaminen vedestä ilmastamalla

Radonin ilmastus käyttövedestä tarkoittaa menetelmää jossa radon poistetaan vedestä syöttämällä siihen ilmaa. Menetelmän toiminta teoriatasolla perustuu radonkaasumolekyylien siirtymiseen faasista toiseen Henryn lain mukaisesti. Henryn laki voidaan lausua seuraavasti; Kaasun osapaine veden yläpuolella olevassa ilmassa on verrannollinen sen konsentraatioon vedessä. Henryn vakio (K_H) ilmoittaa näiden suhteen seuraavasti. [30, s. 21–22.]

$$K_H = \frac{\text{Kaasun osapaine ilmassa}}{\text{Konsentraatio vedessä}} \quad (14) \text{ [30, s. 21]}$$

Huomioitavaa on, että Henryn vakio vaihtelee jopa samalle kaasulle eri lämpötilojen ja ilmastussysteemin kokonaispaineen mukaan. Ilmastusprosessiin kuluvaan aikaan vaikuttaa käsiteltävän raakaveden radonpitoisuus, veden ja ilman välinen kontaktipinta-ala, kontaktiaika sekä prosessia ympäröivä lämpötila. Kontaktipinta-alaa suurentamalla voidaan vaikuttaa prosessin tehostumiseen. Hyväksi havaittuja menetelmiä kontaktipinta-alan suurentamiseksi on ilman johtaminen veteen pienikokoisina kuplina tai vastavasti veden saattaminen ilmaan pieninä pisaroina. Yksityiskäyttöön suositeltavampi menetelmä on kuplatoiminen prosessi tämän edullisuutensa vuoksi verrattuna pisarasumutukseen. [30, s. 21–25.]

Ilmastusprosessissa radonpitoisuus pienenee käsiteltävästä vedestä negatiivisen eksponentin mukaisesti. Tämä tarkoittaa sitä, että tilanteessa, jossa uutta käsiteltävää vettä ei tule prosessiin, siirtyy koko ajan yhä pienempi määrä radonia vedestä ilmaan. [30, s. 22.]

Oikein suhteutettu ilma–vesi-suhde on tehokkaan prosessin perusta. Hyötysuhteeltaan hyvänä suhteena voidaan pitää yleensä noin kymmenkertaista ilman määrää suhte-

sa veden määrään, radonin pitoisuus vedessä vaikuttaa kuitenkin ihanteelliseen ilma-vesi-suhteen määrittämiseen. Vesikuplien avulla toimivan ilmastusprosessin oleellisena tekijänä on myös optimaalisen korkuinen vesimassa, jonka läpi ilmakuplat tulevat. Tässä tapauksessa ilmakuplat ovat keränneet täyden kapasiteettinsa radonia itseensä juuri pinnan saavuttaessa. Tätä kutsutaan Henryn vakion mukaiseksi konsentraatioiden tasapainotilaksi. Liian matalalla vesipatsaalla ilmakuplien täysi potentiaali ei tule käytetyksi, ja toisaalta taas liian korkealla vesipatsaalla kulutetaan turhaan energiaa siihen, että kuplia tuotetaan tarvittavaa korkeamman paineen alaisena. Tarvittavaa korkeampi vesimassa ei myöskään nosta prosessin tehokkuutta, sillä ilmakuplien kapasiteetin täytyessä, ne luovuttavat osittain takaisin veteen jo kerran itseensä keräämää radonia. [30, s. 22–24.]

Ilmastusprosessia suunnitellessa tulisi huomioida prosessoidulle vedelle tarpeeksi pitkä viipymäaika ilmastuksen ja käyttöhetken välille. Vaikka radon on poistettu vedestä, jää veteen yhä kuitenkin neljä radonin lyhytikäistä hajoamistuotetta, jotka ovat radonin tavoin säteilyriski. Näiden hajoamistuotteiden määrä kuitenkin vähenee radonin poiston jälkeen mitättömän pieneksi noin neljän tunnin kuluessa. Ilmastuksella toimivassa radoninpoistojärjestelmässä on myös huolehdittava hyvästä ja tiiviistä tavasta johtaa prosessista poistuva ilma ulos rakennuksesta. [30, s. 23.]

Ilmastusprosessi voidaan mitoittaa, kun tiedetään ilmastettavan veden tarvitsema ilma-vesi-suhde. Veteen syötettävä ilmamäärä saadaan ilmastusajan (veden viipymä altaassa) ja ilman virtaaman tulona seuraavasti.

$$V_i = t * q_i \quad (15) \text{ [30, s. 24]}$$

V_i on veteen syötettävä ilmamäärä, litroissa

t on prosessin ilmastusaika, minuuteissa

q_i on ilman virtaamaa, $\frac{\text{dm}^3}{\text{min}}$

Ilma–vesi-suhde seuraavasti.

$$X = \frac{V_i}{V_w} = \frac{t \cdot q_i}{V_{allas}} \quad (16) \text{ [30, s. 24]}$$

X on ilman ja veden välinen suhde

V_w on Ilmastettava vesimäärä, eli altaan vesitilavuus V_{allas} , litroissa

Mitoituksessa täytyy näiden lisäksi myös huomioida keskimääräinen vedenkulutus, joka vaikuttaa altaan kokoon ja sitä kautta viipymään.

$$t = \frac{V_{allas}}{Q_w} \quad (17) \text{ [30, s. 24]}$$

Q_w on keskimääräinen vedenkulutus, $\frac{\text{m}^3}{\text{h}}$

Kun yhtälöt (16) ja (17) yhdistetään, kyseessä on ideaalinen tilanne, jolloin vaiheittain tapahtuvan ilmastusten välillä ei kulu aikaa.

$$q_i = X \cdot Q_w \quad (18) \text{ [30, s. 24]}$$

Vaiheittain tapahtuvalla ilmastuksella tarkoitetaan tilannetta, jossa uutta radonpitoista vettä ei pääse virtaamaan koko ajan prosessiin. Pientalokäytössä prosessin lopputulokseen ei kuitenkaan juuri vaikuta se, toimiiko ilmastusprosessi jatkuvalla virtaamalla vai vaiheittain tapahtuvalla. Tämä johtuu yleisesti melko pienistä vesivirtaamista.

6.9 pH

Veden pH-arvo kuvaa vedessä vallitsevan happamuuden ja emäksisyyden suhdetta toisiinsa. Veden happamuuden ja emäksisyyden välistä tasapainoa mitataan asteikolla 0–14. Nolla on happamin mahdollinen, kun taas 14 on emäksisyyden huippu. pH-arvo 7 on neutraali, jolloin vedessä olevia vetyioneja ja hydroksidi-ioneja on yhtä paljon. Vetyionit (H^+) lisäävät veden happamuutta, kun taas hydroksidi-ionit (OH^-) lisäävät veden emäksisyyttä. [18, s. 10.]

Vallitsevien pohjavesien pH-arvo voi vaihdella välillä 3,5–9,0. Suuri vaihteluväli johtuu maaperässä tapahtuvista muutoksista ja osittain ihmisten vaikutuksesta. Hiekka- ja moreenialueilla kaivovedet ovat yleisesti happamia, vaihdellen keskimääräisesti välillä 6,3–6,5. Kesiarvoihin perustuvien tutkimusten mukaan rengaskaivoissa vesi on lievästi happamampaa kuin porakaivoissa. [3.]

Veden pH-arvoa mittaava taulukko on logaritminen. Tämä tarkoittaa sitä, että jokainen tasaluku on kymmenkertaisesti viereistään lukemaa isompi tai pienempi. Veden pH-arvo 6 on kymmenen kertaa happamampaa kuin vesi pH-arvolla 7. [18, s. 10.]

Hapan vesi pyrkii syövyttämään käyttövesiputkia, mikä saattaa osaltaan vaikuttaa vesianalyyssissä havaittaviin kuparipitoisuuksiin. Veden syövyttävyys alkaa nousta jyrkästi, kun pH-arvo laskee alle 6,8:n. Huomioitavaa on myös se, että tätä isommatkin pH-arvot saattavat olla syövyttäviä johtuen veden muista ominaisuuksista. Esimerkiksi syövyttävyttä käyttövesiputkissa voi aiheuttaa vedessä mahdollisesti oleva hiilihappoylijäämä. [18, s. 10; 9, s. 143–146.]

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut veden pH-arvoksi suosituksellisen raja-arvon välille 6,5–9,5. Veden pH-arvoa suositellaan mitattavan kolmen vuoden välein. [3.]

Veden pH-arvoa voidaan säädellä monilla tapaa. Pientalojen omavesijärjestelmissä yleisin toimenpide on nostaa happaman veden pH-arvoa alkaloimalla vettä. Happamuuden poistamiseksi on olemassa useita erilaisia keinoja, kuten neutralointisuodattimen käyttö tai lipeän lisääminen veteen. Näistä yksityiskäyttöön suositeltavampi ratkaisu on neutralointisuodattimen käyttö. Lipeänsyöttölaitteiston ylläpitäminen vaatii ammattitaitoa, ja voi väärin käytettynä johtaa ikäviin seurauksiin. Liian emäksisen veden tasapainoa voidaan laskea kytkemällä vesilinjaan haponsyöttöprosessi. Tämä ei ole myöskään missään mielessä suositeltava ratkaisu yksityiskäyttöön.

6.10 Sähkönjohtavuus

Sähkönjohtavuutta mittaamalla pyritään osoittamaan vedessä olevien suolojen määrä. Puhdas vesi itsessään ei oikeastaan johda sähköä, vaan siihen liuenneiden suolojen ionit. Veden johtokyvyllä tarkoitetaan periaatteessa samaa asiaa kuin TDS-arvolla. Selvästi koholla oleva johtokyky viittaa vahvasti vedessä olevaan liialliseen suolojen mää-

rään. Asia olisi hyvä selvittää tarkemmin välttyäkseen putkien syöpymiseltä. Yleisimmät syyt veden korkealle johtokyvyille ovat meri- tai murtovesien pääseminen vedenlähteeseen. Joissain tapauksissa myös maanteillä käytettävä suola voi päätyä pohjaveden mukana kaivoon.

Sosiaali- ja terveysministeriön suosituksellinen raja-arvo sähkönjohtavuudelle on 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Hyvälaatuisella käyttövedellä johtokyky on välillä 100–250 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Johtokyvyllä alle 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vesi saattaa olla mautonta johtuen veteen maun tekevien suolojen vähydestä. Veden sähköjohtavuutta suositellaan mitattavan kolmen vuoden välein. [3.]

Veden liiallista suolapitoisuutta voidaan hoitaa käänteisosmoosiprosessilla. Käänteisosmoosiprosessi on selitetty tarkemmin kloridia koskevassa luvussa.

6.11 Sameus ja väriluku

Veden sameudella ja väriluvulla mitataan osittain samoja. Väriä ja sameutta vedessä voivat aiheuttaa esimerkiksi alumiini, rauta, mangaani, sinkki, humus ja erilaiset maa-aineksesta irronneet muut väriä aiheuttavat partikkelit. Värilukua ja sameutta voidaan kuitenkin osittain erotella eri ryhmiin. Sameutta pääasiassa aiheuttavat maaperästä irronnut savi, alumiini sekä joskus uusissa porakaivoissa poraamisesta kaivoon hetkelisesti jäänyt porauspöly. Väriluvun aiheuttajina yleensä ovat rauta, mangaani, humus tai muut kaivoon päässet pintavedet. [28, s. 17.]

Väriluku ja sameus eivät siis suoranaisesti kerro sitä, mikä analysoitavassa vedessä on vialla, vaan toimivat enemmänkin indikaattoreina sille, että jotain ylimääräistä yleensä on. Normaalista poikkeavan väriluvun ja sameuden perusteella kannattaakin teettää mahdollisesti vielä tarkempi analyysi ja kohdistaa huomio värilukua ja sameutta aiheuttaviin yleisimpien tekijöiden raja-arvoihin. Tässäkin tapauksessa paras tapa lähestyä asiaa kattavamman analyysin lisäksi on tarkistaa kaivon kunto ja varmistaa, että sinne ei pääse pintavesiä.

Mikäli kuitenkin vesianalyysi ei osoita minkään muun väriä ja sameutta aiheuttavan tekijän olevan koholla, voidaan veden parantamiseksi kokeilla aktiivihiihli-suodatinta. Ak-

tiivihiihliisuodatin pystyy sitomaan hyvin maku-, haju- ja värihaittoja pois vedestä, mikäli niiden aiheuttajana ei ole jokin toisenlaista prosessia vaativa ongelma.

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut sameuden raja-arvoksi 1 NTU (nephelometric turbidity units). Väriluvun raja-arvo on 5. Sameus ja väriluku suositellaan mitattavan kolmen vuoden välein. [3.]

7 Vedestä tutkittavat muut aineet ja ominaisuudet

7.1 Alkaliteetti

Veden alkaliteetillä kuvataan sen kykyä vastustaa pH-arvon muuttumista. Sitä voidaan siis kutsua veden puskurikyvyksi. Alkaliteetti koostuu vedessä olevista vetykarbonaatti-, hydroksidi- ja karbonaatti-ioneista. Bikarbonaatti on vesien tavallisesti (normaaleilla pH-arvoilla) sisältämä puskurikykyä tuottava aine. [18, s. 11.]

Matalan pH-arvon vesissä myös alkaliteetti on matala, ja veden pH-arvo reagoi helpommin muutoksiin. Veden alkaliteetti voi toisaalta olla matala ilman matalaa pH-arvoa, tällöin vesi on myös herkempi pH-arvon muutoksille. Vesi jolla on korkeampi alkaliteetti, pystyy vastustamaan happamoitumista paremmin. Veden pH-arvo ei muutu samassa suhteessa kuin siinä olevien vetyionien määrä kasvaa, mutta alkaliteetti kuitenkin pienenee. Vedessä oleva alhainen alkaliteetti viittaa yleensä pohjaveden happamoitumiseen tai kalkkiköyhään maaperään. [18, s. 11; 3.]

Sosiaali- ja terveysministeriö ei ole asettanut alkaliteetille raja-arvoa. Voidaan kuitenkin todeta, että tavoitteellinen veden alkaliteetti-arvo on 1,5 mmol/l. Heikko puskurikyky on vesillä, joiden alkaliteetti on alle 0,6 mmol/l. Alkaliteetti suositellaan mitattavaksi kuuden vuoden välein. [3.]

Veden pH-arvon kohottaminen on yleensä paras tapa suojautua alhaisen alkaliteetin tuottamalle riskille veden syövyttäviä vaikutuksia vastaan. Veden alkalointi voidaan suorittaa esimerkiksi kalkkimassaa sisältävällä neutralointisuodattimella.

7.2 Happi

Veden happipitoisuudella pystytään arvioimaan vallitsevan kaivon tai vesistön veden laatua. Vedessä vallitseva happivajaus voi olla useiden tekijöiden aiheuttamaa. Järvien kohdalla hapettomuus voi johtua järven rehevöitymisestä tai sen koosta ja syvyydestä. Kaivojen hapettomuuden yleisimpiä aiheuttajia ovat alueella vallitseva savimaa tai jätevesien joutuminen kaivoon. Riittämätön kaivon tuuletus voi myös olla joissain tapauksissa syynä. [31, s. 4; 3.]

Vuodenajalla on merkitystä veden happipitoisuutta mitattaessa. Kylmä vesi pystyy vastaanottamaan itseensä happea paremmin kuin lämmin vesi. Myös omavesijärjestelmässä käytettävä vedenlähde vaikuttaa siihen, kuinka hyvin happi pääsee veden kanssa tekemisiin. [31, s. 4.]

Sosiaali- ja terveysministeriö ei ole asettanut veden happipitoisuudelle raja-arvoa. Hyvälaatuisen veden happipitoisuus on kuitenkin yli 3 mg/l (30 %). Pitoisuuksilla alle 1 mg/l vähäinen hapen määrä saattaa aiheuttaa veteen haittoja. Hapettoman veden haittoja ovat epämiellyttävä haju ja maku sekä rauta- ja mangaanipitoisuuksien lisääntyminen. Myös vedessä mahdollisesti olevat nitraatit voivat muuttua ammoniakiksi. [3.]

7.3 Kokonaiskovuus

Veden kovuudella tarkoitetaan pääasiassa sen sisältämien kalsium- ja magnesiumionien määrää. Kovuutta aiheuttavat pienissä määrin myös rauta- ja mangaani-ionit sekä muut kationit. Veteen nämä suolat päätyvät veden sisältämän hiilidioksidin joutuessa kontaktiin maankuoressa olevien mineraalilähteiden kanssa. [18, s. 16.]

Kovalla vedellä ei ole terveydelle varsinaisesti haitallisia vaikutuksia. Suurimmat ongelmat kovasta vedestä koituvat kun veden sisältämä suuri kalkkipitoisuus alkaa värjätä pesutilojen kaakeleita sekä tukkia hanapisteitä ja suuttimia. Lämmitystekniikan osalta kova vesi aiheuttaa ongelmia lämmönsiirtolaitteistossa muodostaessa kattilakiveä niihin ja siten heikentää niiden lämmönsiirtokykyä. Kova vesi heikentää myös merkittävästi pyykinpesutuloksia. [18, s. 16.]

Sosiaali- ja terveysministeriö ei ole asettanut veden kovuudelle raja-arvoa. Hyvälaatuisessa vedessä kovuus on kuitenkin välillä 0,5–1,0 mmol/l. Suomessa yleiset vedenkovuudet ovat usein alle 0,5 mmol/l. Veden kovuus vaihtelee kuitenkin huomattavasti alueellisesti. Taulukossa 4 on esitetty veden kovuudesta kertovat suureet eri mittayksiköillä sekä niiden verrannollisuus toisiinsa.

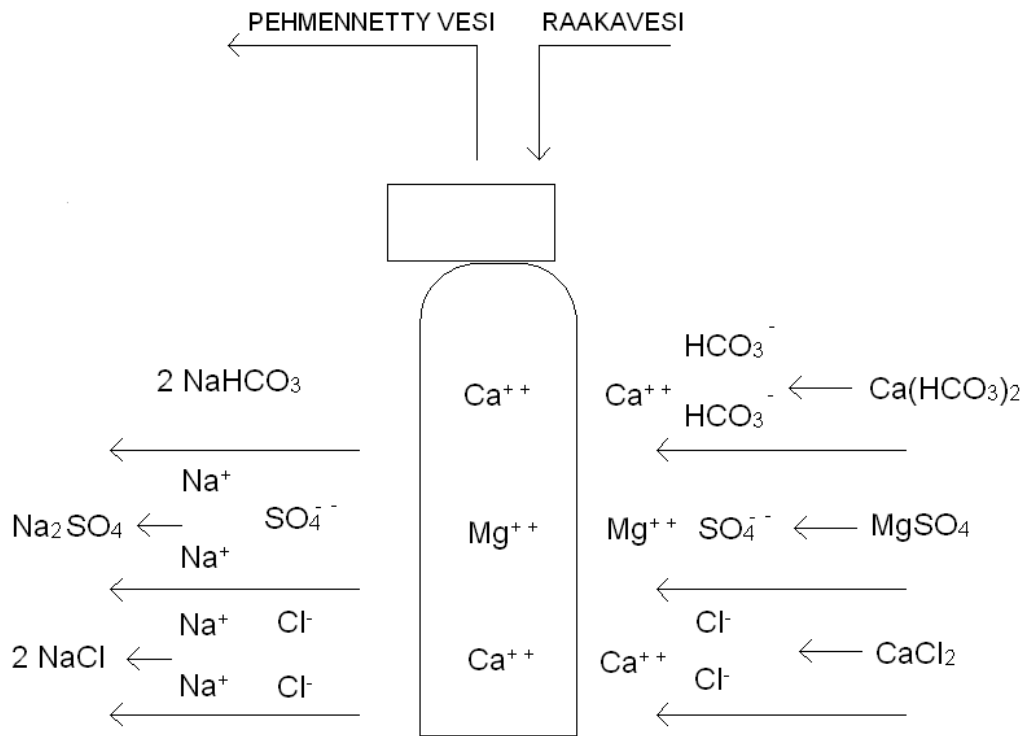
Taulukko 4. Veden kovuudet eri yksiköissä.

mval/l val/m ³	Saksa °dH	Ranska °	Englanti Clark	USA CaCO ₃	mmol/l
1	2,80	5,00	3,50	50,0	0,5
0,357	1	1,78	1,25	17,8	0,17
0,200	0,561	1	0,701	10,0	0,1
0,285	0,799	1,43	1	14,3	0,14
0,020	0,056	0,10	0,07	1	0,01
2	5,6	10,01	7,02	100,0	1

Veden kovuutta voidaan poistaa vedenpehmentimellä. Vedenpehmentin on yksinkertaisuudessaan kationivaihdin. Tämä on pientalokäyttöön hyvin sopiva ja toimiva ratkaisu.

Veden kovuuden poistaminen vedenpehmentimellä

Veden pehmentämiseen käytetään samalla periaatteella toimivaa ioninvaihdinta kuin raudan- ja mangaanipoistoprosessissa. Vedenpehennysprosessissa ioninvaihtimen sisältämä kationihartsin vastaanottaa vedestä kovuutta aiheuttavia ioneja. Kovuutta aiheuttavat kalsium- ja magnesiumioni (Ca²⁺ ja Mg²⁺) vaihtavat paikkaa suodattimen sisältämässä hartsissa olevan natriumionin (Na⁺) kanssa. Tässä vaiheessa kalsium ja magnesium poistuvat vedestä, ja tilalle käsiteltyyn veteen tulee natrium. Kuvassa 18 on esitetty pehennysprosessi, jossa kaikki kovuutta aiheuttavat ionit vaihtuvat natriumioneihin. [18, s. 21.]



Kuva 18. Veden pehmentymisen kemialliset reaktiot [21, s. 22].

Veden kovuudesta riippuen ioninvaihtomassa tulee jossain vaiheessa kylläiseksi kovuutta aiheuttavista ioneista. Ioninvaihtomassa saadaan toimintakykyiseksi suorittamalla vedenpehennyssuodattimelle elvytys. Elvytysprosessissa suodattimen läpi ajetaan natriumkloridiliuosta, jolloin ionit vaihtuvat päinvastaisesti kuin suodatusprosessissa. Kovuutta aiheuttavat ionit irtoavat siis hartsimassasta ja korvautuvat natriumioneilla. [18, s. 21.]

Vedenpehmentimen oikein suoritettu mitoittaminen perustuu suodattimen haluttuun elvytystiheyteen. Laittevalmistajat ilmoittavat yleensä vedenpehmentimiensä indeksikapasiteetin vesikuutioiden ja valitun kovuusasteen suhteena.

$$\text{Elvytysväli} = \frac{\text{pehmentimen indeksikapasiteetti}}{\text{käsiteltävän veden kovuus}} \quad (19)$$

Elvytysväli on aikaväli, joka kertoo kuinka monen vesikuution jälkeen suodatin on elvytettävä, m³

Pehmentimen indeksikapasiteetti on valmistajan ilmoittama, $\frac{\text{m}^3}{\text{°dH}}$

Käsiteltävän veden kovuus, °dH

Vedenpehmentimen mitoituksessa tulee huomioida vedessä kalsiumin ja magnesiumin lisäksi mahdollisesti oleva rauta ja mangaani. Luvussa 3.11.2 on esitetty, kuinka nämä huomioidaan mukaan mitoitukseen.

7.4 Uraani

Uraani on maankuoressa esiintyvä lievästi radioaktiivinen alkuaine. Luonnossa esiintyvistä uraanista 99 % on isotooppia ^{238}U . Uraanin isotooppi ^{238}U hajoaa erittäin pitkän ajan kuluessa mm. radoniksi ja radiumiksi. Uraani ei kuitenkaan esiinny luonnossa puhtaana alkuaineena, vaan mineraaleina. Pohjavesiin se liukenee hapettavissa olosuhteissa, tämän vuoksi sitä ei juurikaan havaita rauta- ja mangaanipitoisista vesistä. Suomessa uraania havaitaan eniten eteläisen Suomen graniittikivialueilla. Pääosin uraani on ongelma porakaivoissa radonin tapaan. [30, s. 16; 32, s. 1.]

Käyttöveden mukana nautittu uraani vahingoittaa pääasiallisesti munuaisia, mutta se kertyy pehmeisiin kudoksiin sekä luustoon. Vaikka uraani onkin radioaktiivinen aine, on sen ensisijainen ja suurin uhka juomavedessä kuitenkin uraanin sisältämä kemiallinen myrkyllisyys [9]. Tästä syystä STUK on asettanut käyttöveden uraanin raja-arvon milligrammoissa litraa kohden, eikä becquereleissä kuten radonin. Säteilyturvakeskuksen asettama raja-arvo 0,1 mg/l perustuu kyseisen määrän aiheuttamaan säteilyyn. WHO on kuitenkin asettanut raja-arvoksi 0,015 mg/l. WHO:n asettama raja-arvo perustuu uraanin kemiallisiin vaikutuksiin. Pientalojen kaivovesien kanssa tulisikin kiinnittää huomiota juuri tähän pienempään raja-arvoon. STM ei ole toistaiseksi vielä määritellyt mitään raja-arvoa uraanille viimeisimmässä asetuksessaan. [3.]

Uraania poistetaan vedestä pääosin kahdella eri menetelmällä, ioninvaihdolla ja käänteisosmoosilla. Molemmat menetelmät pystyvät poistamaan kaiken uraanin käyttövedestä. Tässä käsitellään kuitenkin ainoastaan ioninvaihto, koska se on huomattavasti edullisempi ratkaisu yksityiseen pientalokäyttöön kun halutaan käsitellä kaikki rakennukseen otettava vesi. Käänteisosmoosista voidaan kuitenkin todeta, että on olemassa edullisia ratkaisuja, joissa käänteisosmoosi asetetaan toimimaan vain yhteen hanapisteeseen pelkän veden tulopaineen avulla. [30, s. 16.]

Uraanin poistaminen vedestä ioninvaihdolla

Uraania pystytään poistamaan vedestä tehokkaasti ioninvaihtomenetelmällä. Ioninvaihtimessa tulee käyttää anionihartsia, sillä ne valikoivat uraania hyvin vedestä. Uraania pystytään poistamaan vedestä pieniä määriä myös kationivaihtimella, mutta tämä ei ole kovinkaan tehokas ja suositeltava tapa. [30, s. 16.]

Tutkimusten mukaan uraanipitoista vettä pystytään suodattamaan ioninvaihtimen läpi huomattavia määriä ennen kuin ioninvaihdin tulee elvyttää. Elvytysvälejä saneleekin enemmän tarve päästä vastavirtahuuhtelevaan suodatin sinne muodostuneista mahdollisista likakertymistä ja muista orgaanisista aineista. [30, s. 16–17.]

Uraanin poistamiseen käytettävä anionivaihdin voidaan elvyttää vahvalla natriumkloridiliuoksella. Liuoksen vahvuudella voidaan säädellä käänteisesti tapahtuvan ioninvaihdon tehokkuutta. Vahvemmalli liuoksella saadaan uraani poistumaan tehokkaammin suodattimesta.

8 Loppusanat

Tässä insinööriyössä tarkoituksena oli tuottaa kunnallisen vedenjakeluverkoston ulkopuolella asuville mökki- ja pientaloasukkaille opasmuotoinen kirja vedenkäsittelystä. Ajatuksena oli käydä veden laatuongelmat ja niihin liittyvät prosessit läpi siten, että hyödyllistä tietoa olisi mahdollisimman suurelle yleisölle. Asioiden kertominen yksinkertaisesti ja samalla tarpeeksi teoreettisesti osoittautui hyvinkin vaativaksi, mutta tästä selvittiin kuitenkin hyvin.

Työssä pyrittiin lähestymään vedenkäsittelyyn liittyviä prosesseja esittelemällä ensin kaivo- ja järvivesissä vastaan tulevia veden laadullisia ongelmia. Lähtökohtana tässä ajatusmallissa oli, että vedestään vesianalyysin saanut omavesijärjestelmän varassa asuva henkilö pystyy näin helpommin hakemaan opasmuotoisesta työstä eniten omia tarpeitaan palvelevat asiat. Tämän suunnitelman noudattaminen onnistui erittäinkin hyvin laatimalla työ sosiaali- ja terveysministeriön asetusta 401/2001 mukailten.

Vaativimmaksi osuudeksi tässä insinööriyössä osoittautui aihepiirin laajuus. On selvää, että kaikkea mahdollista aiheeseen liittyvää teoriaa ei pystytä tämän kokoluokan

työhön mahdollittamaan. Tässä voidaankin todeta, että kirjoittajan ammattitaitoa sekä teoriaosaamista aihealueen sisällöstä koetellaan, kun tulee osata arvioida, mitkä asiat kertoa ja miten. Useista vedenkäsittelyprosesseista pystyisi kirjoittamaan paljon lisää tarkentavia tietoja sekä käymään läpi tilanteita, joissa vedestä käsitellään useampaa laadullista ongelmaa yhtäaikaisesti. Moniongelmaisten vesien käsitteleminen vaatisi kuitenkin laajuudeltaan lähes toisen insinööriyön. Tämän vuoksi parempi ratkaisu on käydä työssä esitellyt asiat läpi syvällisesti kuin pyrkiä mahdollittamaan työhön mahdollisimman monta asiakokonaisuutta.

Tämän insinööriyön laatiminen lisäsi kirjoittajan omaa osaamista vedenkäsittelyalasta huomattavia määriä. Monet tässä työssä läpikäytyt asiat olivat entuudestaan hyvin hallussa, mutta opinnäytetyön vaatimaa laatutasoa kunnioittava asioiden tarkastelun tarkkuus vaati paneutumaan tuttuihinkin asioihin syvällisemmin.

Lähteet

- 1 Porakaivon suunnittelu ja toteutus. 2009. Verkkodokumentti. Suomen kaivonpo-rausurakoitsijat ry. <<http://www.poratek.fi/fi/porakaivot/>>. Luettu 11.2.2013
- 2 Hyvä kaivo -esite. 2007. Verkkodokumentti. Suomen ympäristökeskus. <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=118642&lan=FI>>. Luettu 12.2.2013
- 3 Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 401/2001. 2001. Verkkodokumentti. Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu. <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=13095&lan=FI>>. Päivitetty 11.5.2011. Luettu 11.2.2013
- 4 *Escherichia coli* / EHEC (VTEC / STEC) ruokamyrkytysten aiheuttajana. 2012. Verkkodokumentti. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. <http://www.evira.fi/portal/fi/elintarvikkeet/tietoa_elintarvikkeista/elintarvikevaarat/ruokamyrkytykset/ruokamyrkytyksia_aiheuttavat_mikrobit/escherichia_coli>. Päi- vitetty 22.8.2012. Luettu 14.2.2013.
- 5 UV Technology & Design. 2013. Verkkodokumentti. Van Remmen UV Technik BV. <<http://www.vanremmen.nl/index.php?id=19>>. Luettu 14.2.2013.
- 6 Hatakka, Jukka; Saari, Heikki; Sirviö, Jorma; Viiri, Jouni; Yrjänäinen Sari. 2005. *Physica 3 - Aallot*. Porvoo: WSOY.
- 7 Lang, Bruce. 2010. UV Disinfection Basics. Viqua, a Trojan Technologies Com- pany.
- 8 Abedon, Stephen T. 1998. Bacteria Cell Shapes and Arrangements. Supple- mental lecture. Verkkodokumentti. Ohio State University. <<http://www.mansfield.ohio-state.edu/~sabedon/biol2010.htm>>. Updated 28.3.1998. Luettu 18.2.2013.
- 9 Salmi, Veli; Mäkelä, Antti; Kalvas, Arto; Tolvanen, Tapio. 1998. Vesikirja. Insinöö- ritoimisto Kaiko Oy. Helsinki: Amer-yhtymä Oy Weilin+Göös.
- 10 Valve, Matti & Isomäki, Eija. 2007. Klooraus – tuttu ja turvallinen. Vesitalous 4/2007, s. 6-11.
- 11 Water Treatment Handbook. 1979. Degrémont. New York: John Wiley & Sons, inc.
- 12 Rush, Brock. 2002. CT Disinfection Made Simple. Alberta Environment.

- 13 Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. 2004. World Health Organization. London: IWA Publishing.
- 14 Fecal Bacteria. Verkkodokumentti. United States Environmental Protection Agency. <<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms511.cfm>>. Luettu 28.2.2013
- 15 Raatikainen, Jonne. 2010. Pitkien vesilinjojen vaikutus juomaveden laatuun. Insiööriyö. Mikkelin ammattikorkeakoulu.
- 16 Technologies and Costs for Removal of Arsenic from Drinking Water. 2000. United States Environmental Protection Agency.
- 17 Vu, K.B.; Kaminski, M.D.; Nuñez, L. 2003. Review of Arsenic Removal Technologies for Contaminated Groundwaters. University of Chicago.
- 18 Technical Seminar: Basic of Water Treatments. 2010. Culligan Italiana S.p.A.
- 19 Chiwirka, Joe & Thompson, Bruce. Arsenic Removal by Ion Exchange. United States Environmental Protection Agency.
- 20 Fluoride in Drinking-water. 2006. World Health Organization. London: IWA Publishing.
- 21 Runyan, Craig. 2002. Nitrate in Drinking Water. Verkkodokumentti. New Mexico State University. <http://aces.nmsu.edu/pubs/_m/m-114.html>. Updated 9/2002. Luettu 23.3.2013.
- 22 Pitkänen, Tarja. 2003. Koliformiset bakteerit talousvedessä. Vesitalous 4/2003, s. 14-16.
- 23 Aluminium in Drinking-water. 2003. World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- 24 Othman, Mohamad Nasir; Abdullah, Pauzi; Aziz, Yang Farina. 2010. Removal of Aluminium from Drinking Water. Universiti Kebangsaan Malaysia.
- 25 Ammonia in Drinking Water. 2013. Health Canada.
- 26 M001-79 Technical Manual. 2010. Culligan Italiana S.p.A.
- 27 Jurenka, Bob. 2010. Sulfate. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation.
- 28 Nummelin, Ari. 2001. Kaivotietoa. Turun ammattikorkeakoulu.

- 29 Juomaveden radioaktiivisuus. 2008. Verkkodokumentti. Säteilyturvakeskus. <http://www.stuk.fi/sateilytietoa/sateily_ymparistossa/radon/fi_FI/mita_radon_on/_files/84706380500108098/default/juomaveden_radioaktiivisuus_huhtikuu_2008.pdf>. Luettu 20.2.2013
- 30 Myllymäki, Pauliina. 1996. Radonin ja uraanin poisto kalliopohjavedestä. Diplomityö. Helsinki: Oy Edita Ab.
- 31 Oravainen, Reijo. 1999. Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi havaintoesimerkein varustettuna. Tampere.
- 32 Fact Sheet: Uranium in Drinking Water. 2006. Connecticut Department of Public Health.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 401/2001

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 401/2001			
<i>Mikrobiologisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat bakteerit</i>			
<i>Tutkittava aine</i>	<i>Raja-arvo</i>		
Escherichia coli	0 pmy/100ml		
Suolistoperäiset enterokokit	0 pmy/100ml		
<i>Kemiallisiin laatuvaatimuksiin kuuluvat aineet</i>			
<i>Tutkittava aine</i>	<i>Raja-arvo</i>		
Arseeni	0,01 mg/l		
Fluoridi	1,5 mg/l		
Nitraatti	50 mg/l (nitraattityyppinä 11 mg/l)		
Nitriitti	0,5 mg/l (nitriittityyppinä 0,15 mg/l)		
<i>Laatusuosituksiin kuuluvat aineet ja ominaisuudet</i>			
<i>Tutkittava aine</i>	<i>Raja-arvo</i>		
Koliformiset bakteerit	100 pmy/100ml		
Alumiini	0,2 mg/l		
Ammonium	0,5 mg/l (ammoniumtyyppä 0,4 mg/l)		
Kloridi	100 mg/l		
Mangaani	0,1 mg/l		
Rauta	0,4 mg/l		
Sulfaatti	250 mg/l		
KMnO ₄ -luku (permanganaattiluku)	20 (tai 5 COD _{Mn} (O ₂))		
Radon	1000 bq/l		
pH	6,5 - 9,5		
Sähkönjohtavuus	2500 µS/cm		
Sameus	1 NTU		
Väriluku	5		
<i>Muut aineet ja ominaisuudet</i>			
<i>Tutkittava aine</i>	<i>Raja-arvo</i>		
Alkaliteetti	ei määräystä		
Happi	ei määräystä		
Kokonaiskovuus	ei määräystä		
Uraani	ei määräystä (STUK antanut 0,1 mg/l)		

