

Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa

Vesilaitosyhdistyksen
monistesarja nro 42

Helsinki 2016



Julkaisun myynti:

Vesilaitosyhdistys
Ratamestarinkatu 7 B
00520 Helsinki

puh. (09) 868 9010
fax. (09) 8689 0190
sähköposti: vy@vy.fi
kotisivu www.vy.fi

ISSN-L 2242-7279
ISSN 2242-7279

ISBN 978-952-6697-17-8

Helsinki 2016

KUVAILEHTI			
<i>Julkaisija</i>	Suomen Vesilaitosyhdistys ry		
<i>Tekijät</i>	Suomen Vesilaitosyhdistys ry		
<i>Julkaisun nimi</i>	Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa		
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 42		
<i>Julkaisun teema</i>	Jätevesien käsittely, ravinteiden poisto, haitta-aineiden poisto, jäteveden hygienisointi, fosforin talteenotto		
<i>Saatavuus</i>	Julkaisu on tilattavissa nidottuna Vesilaitosyhdistykseltä.		
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Jätevesien käsittelyn tehostaminen jätevedenpuhdistamoilla on yksi mahdollisista tavoista vähentää kuormitusta vesistöihin, vähentää haitallisten aineiden leviämistä ympäristöön sekä parantaa mm. fosforin kierrätystä. Tässä selvityksessä on tarkasteltu erilaisia yhdyskuntajätevesien käsittelyn tehostamisen menetelmiä ravinteiden poiston, hygienisoinnin, haitta-aineiden ja mikromuovien poiston sekä fosforin talteenoton näkökulmasta. Menetelmien soveltuvuutta suomalaisille jätevedenpuhdistamoille on arvioitu ja niiden vaikutusta energiankulutukseen suhteessa mahdollisiin energiatehokkuus ja –tuottoimiin on arvioitu.</p> <p>Käsittelyn tehostamiseen eri tavoin ja eri asteelle on olemassa useita vaihtoehtoisia soveltuvia menetelmiä, jotka ovat kustannustasoltaan samalla tasolla. Lisäksi erityisesti haitta-aineiden poistomenetelmiä ja fosforin talteenottoa kehitetään aktiivisesti jatkuvasti ja jokin nyt kehitteillä olevista menetelmistä voi osoittautua tehokkaammaksi ja kustannustehokkaammaksi kuin nykyiset menetelmät.</p> <p>Käsittelyn tehostamisen kustannusvaikutus vesihuollon maksuihin olisi huomattava. Suurin kustannusvaikutus olisi haitta-aineiden poiston tehostamisella, joka vaatisi 700 – 1400 miljoonan euron investoinnit ja kasvattaisi vesihuollon vuosittaisia kustannuksia 100 – 220 miljoonalla eurolla. Tämä vastaa 20 – 30 %:n korotusta nykyisiin jätevesimaksuihin. Fosforin ja typen poiston tehostaminen vaatisi 300 – 600 miljoonan euron investoinnit. Hygienisoinnin tehostaminen olisi tehtävissä noin 100 miljoonan euron investoinnilla. Mikromuovien poistamiseksi ei ole tarpeen ottaa käyttöön erillisiä prosessiyksiköitä, vaan ne poistuvat tehokkaasti nykyisissä prosesseissa. Fosforin lietteestä erottamisen lisäkustannus olisi 60 – 90 miljoonaa euroa vuositasolla. Erityisesti haitta-aineiden poiston tehostaminen kasvattaisi energiantarvetta puhdistuksessa (30 – 80 % nykyisestä).</p>		
<i>Avainsanat</i>			
<i>Rahoittaja/toimeksiantaja</i>	Suomen Vesilaitosyhdistys ry		
	<i>ISBN)</i> 978-952-6697-17-8	<i>ISSN</i> 2242-7279	
	<i>Sivuja</i> 122	<i>Kieli</i> suomi	<i>luottamuksellisuus</i> julkinen
<i>Julkaisun jakelu</i>	Vesilaitosyhdistys, www.vvy.fi		
<i>Painopaikka ja -aika</i>	Helsinki 2016		

BESKRIVNINGSBLAG			
<i>Publicerat av</i>	Finlands Vattenverksförening r.f.		
<i>Författare</i>	Finlands Vattenverksförening r.f.		
<i>Publikationens titel</i>	Teknisk-ekonomisk översikt av effektivisering av behandlingen av avloppsvatten i Finland		
<i>Publikationsseriens titel och nummer</i>	Vattenverksföreningens publikationsserie nr 42 (Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 42)		
<i>Publikationens tema</i>	Behandling av avloppsvatten, borttagning av näringsämnen, borttagning av skadeämnen, hygienisering av avloppsvatten, tillvaratagande av fosfor		
<i>Tillgänglighet</i>	Publikationen kan beställas häftad från Vattenverksföreningen		
<i>Sammanfattning</i>	<p>Effektivisering av behandlingen av avloppsvatten vid avloppsreningsverken är ett av flera möjliga sätt att minska belastningen på vattendragen, minska spridningen av skadliga ämnen i miljön och förbättrar återvinningen av bl.a. fosfor. I denna utredning granskas olika metoder för effektivisering av behandlingen av samhällsavfallsvatten ur perspektivet för borttagning av näringsämnen, hygienisering, borttagning av skadeämnen och mikroplaster samt tillvaratagande av fosfor. Metodernas lämplighet för finländska avloppsreningsverk har bedömts liksom även metodernas inverkan på energiförbrukningen i relation till eventuella åtgärder kring energieffektivitet och -produktion. Det finns flera lämpliga metoder för och grader av effektivisering av behandlingen som kostnadseffektivt ligger på samma nivå. Metoder för borttagning av i synnerhet skadeämnen och för tillvaratagande av fosfor utvecklas dessutom aktivt fortlöpande och någon metod som nu är under utveckling kan visa sig vara effektivare och kostnadseffektivare än nuvarande metoder. Effektivisering av behandlingen skulle ha betydande kostnadskonsekvenser för avgifterna för vattenförsörjning. Den största kostnadskonsekvensen skulle orsakas av effektivisering av borttagningen av skadeämnen. Detta skulle kräva investeringar på 700–1 400 miljoner euro och öka de årliga kostnaderna för vattenförsörjningen med 100–220 miljoner euro. Detta motsvarar en höjning av de nuvarande avloppsavgifterna med 20–30 procent. Effektivisering av borttagningen av fosfor och kväve skulle kräva investeringar på 300–600 miljoner euro. Effektivisering av hygieniseringen kunde genomföras med en investering på cirka 100 miljoner euro. För borttagning av mikroplaster är det inte nödvändigt att ta separata processenheter i bruk, plasterna avlägsnas effektivt i nuvarande processer. Den extra kostnaden på årsnivå för separering av fosfor ur slam skulle vara 60–90 miljoner euro. Särskilt skulle effektivisering av borttagningen av skadeämnen öka energibehovet vid reningen (30–80 procent jämfört med nuläget).</p>		
<i>Nyckelord</i>			
<i>Finansiär/uppdragsgivare</i>	Finlands Vattenverksförening r.f.		
	<i>ISBN (inbunden)</i> 978-952-6697-17-8	<i>ISSN</i> 2242-7279	
	<i>Sidantal</i> 122	<i>Språk</i> finska	<i>Konfidentialitet</i> offentlig
<i>Distribution av publikationen</i>	Vattenverksföreningen, www.vvy.fi		
<i>Tryckort och tidpunkt för tryck</i>	Helsingfors 2016		

DESCRIPTION SHEET			
<i>Publisher</i>	Finnish Water Utilities Association		
<i>Contributors</i>	Finnish Water Utilities Association		
<i>Title of publication</i>	Technical-financial study of increasing the efficiency of wastewater treatment in Finland		
<i>Name and number of publication series</i>	Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 42		
<i>Subject of publication</i>	Wastewater treatment, nutrient removal, removal of harmful substances, wastewater purification, phosphorus recovery		
<i>Availability</i>	The publication is available online: www.vvy.fi		
<i>Abstract</i>	<p>Making the processing of wastewater at wastewater treatment plants more efficient is one of the possible ways to reduce the load on water systems and the spread of harmful substances into the environment, and improve e.g. the recycling of phosphorus. This report studies the different methods of making the treatment of municipal wastewater more efficient from the point of view of nutrient removal, purification and removal of harmful substances and microplastics, as well as phosphorus recovery. The suitability of the methods for Finnish wastewater treatment plants has been assessed and their effect on energy consumption in relation to possible energy efficiency and production measures has been estimated. There are several suitable alternative methods at the same cost level for making the processing more efficient on different levels and in different ways. In addition, the methods of removing harmful substances and recovering phosphorus in particular are being actively and continuously developed, and one of the methods currently in development may prove to be more effective and cost-efficient than the current methods. In order to make the processing more efficient, the cost effect on the water management fees would be significant. The largest cost effect would be in improving the efficiency of removing harmful substances, which would require an investment of EUR 700–1,400 million and increase the annual costs of water management by EUR 100–220 million. This corresponds to an increase of 20–30% of the current wastewater fees. Making the removal of phosphorus and nitrogen more efficient would require an investment of EUR 300–600 million. Improving the efficiency of purification would be possible with an investment of approximately EUR 100 million. It is not necessary to introduce separate process units to remove microplastics; they can be removed effectively in the current processes. The additional cost of separating phosphorus from the sludge would be EUR 60–90 million on the annual level. Improving the efficiency of removing harmful substances in particular would increase the need for energy in treatment (30–80% from the current level).</p>		
<i>Key words</i>			
<i>Financed/ sponsored by</i>	Finnish Water Utilities Association		
	<i>ISBN</i> 978-952-6697-17-8		<i>ISSN</i> 2242-7279
	<i>Pages</i> 122	<i>Language</i> Finnish	<i>confidentiality</i> public
<i>Distribution</i>	Finnish Water Utilities Association, www.vvy.fi		

Esipuhe

Jätevesien käsittelyn tehostaminen jätevedenpuhdistamoilla on yksi mahdollisista tavoista vähentää yhdyskunnan kuormitusta vesistöihin ja samalla vähentää haitallisten aineiden leviämistä ympäristöön. Tässä selvityksessä on tarkasteltu teknis-taloudellisesta näkökulmasta, miten käsittelyä voitaisiin nykytilanteesta vielä tehostaa. Hankkeessa selvitettiin erityisesti yhdyskuntajätevesien käsittelyn tehostamisen varteenotettavimpia menetelmiä ja arvioitiin niiden soveltuvuutta suomalaisille jätevedenpuhdistamoille. Tavoitteena oli lisäksi arvioida menetelmien vaatimia resursseja, erityisesti taloudellisia vaikutuksia sekä laitosmit-takaavassa että valtakunnallisella tasolla. Hankkeen tuloksia voidaan hyödyntää laajasti ja ne ovat käytettävissä vesihuoltolaitoksille, konsultti- sekä viranomaistoiminnassa, laiteval-mistajille sekä muille alalla toimiville tahoille.

Selvityksen ovat laatineet Anna Mikola, Niko Rissanen ja Teemu Koskinen Ramboll Finland Oy:stä. Oppaan laatimista ohjasi työryhmä, johon kuuluivat Mari Heinonen (HSY), Pentti Kangas (Levin vesihuolto Oy), Pekka Laakkonen (Tampereen Vesi), Tiina Oksanen (Riihi-mäen vesi), Risto Saarinen (Porvoon vesi), pj. Petri Tuominen (Jyväskylän Seudun Puhdis-tamo Oy) ja Saijariina Toivikko (Vesilaitosyhdistys).

Vesilaitosyhdistys kiittää kaikkia selvityksen tekemiseen osallistuneita heidän aktiivisesta panostuksestaan.

Helsingissä 19.2.2016
Vesilaitosyhdistys

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO	1
OSA I SKENAARIOT JA TEKNIIKAT		
2	TARKASTELUN SKENAARIOT	2
2.1	Skenaarioiden muodostaminen.....	2
2.2	Haitta-aineet	2
2.3	Tarkempaa tarkasteluun valitut mikropollutantit	4
2.4	Hygienisointi	10
2.5	Mikromuovit	11
2.6	Tehostettu typenpoisto	12
2.7	Tehostettu fosforinpoisto.....	13
2.8	Fosforin talteenotto	13
2.9	Energia- ja resurssitehokkuustarkastelu	15
3	KÄSITTELYN TEHOSTAMISEEN SOVELTUVAT MENETELMÄT	17
3.1	Skenaario 1: Haitta-aineiden poistoteho 50 %	17
3.1.1	Pitkän lieteiän aktiivilieteprosessi + tertiäärikäsittely	17
3.1.2	Kalvobioreaktori (MBR).....	17
3.1.3	Jälkilammikointi ja pintavalutuskentät	18
3.1.4	Nanosuodatus	19
3.1.5	UV-valo.....	19
3.2	Skenaario 2: Haitta-aineiden poistoteho 80 %	19
3.2.1	Jauhemainen aktiivihili (PAC)	19
3.2.2	Aktiivihillisuodatin GAC.....	20
3.2.3	MBR + PAC	21
3.2.4	Otsonointi	22
3.2.5	Muut hapetusmenetelmät	23
3.2.6	Maaperäimeytys	23
3.2.7	Entsyymitoimintaan perustuva suodatus.....	24
3.3	Skenaario 3: Haitta-aineiden poistoteho 90 %	24
3.3.1	Käänteisosmoosi	24
3.3.2	AOP (Advanced oxidation processes)	25
3.3.3	Yhdistelmäprosessit.....	25
3.4	Skenaario 4: Mikromuovien poisto	25
3.4.1	Aktiivilieteprosessi	25
3.4.2	Tertiäärikäsittely (hiekk- tai kiekkosuodatus).....	26
3.4.3	Kalvosuodatus/MBR	26
3.5	Skenaario 5: Hygienisointi noin 90 %:n tasoon tulevasta vedestä.....	26
3.6	Skenaario 6: Hygienisointi EU:n uimavesidirektiivin mukaiseen erinomaiseen laatuun.....	27
3.6.1	UV	27
3.6.2	Kemialliset menetelmät.....	27
3.6.3	Otsonointi	28
3.6.4	MBR	29
3.6.5	Yhdistelmämenetelmät	29
3.6.6	Kalvosuodatus (nano/käänteisosmoosi).....	29
3.7	Skenaario 7: Tehostettu typenpoisto.....	30
3.7.1	Lietepitoisuuden kasvattaminen aktiivilieteprosessissa tai ilmastustilavuuden kasvattaminen.....	30
3.7.2	MBBR.....	30

3.7.3	MBR	31
3.7.4	Jälkidenitrifikaatioprosessit	31
3.7.5	Lisähiili denitrifikaatioon	32
3.7.6	Tehostaminen ioninvaihdolla (zeoliitti)	32
3.7.7	Uudet denitrifikaation tehostajat	33
3.7.8	Vaihtoehtoiset typenpoistoprosessit	33
3.8	Skenaario 8: Fosforin pitoisuustaso lähtevässä vedessä alle 0,3 mg/l	34
3.8.1	Hiekkasuodatus	34
3.8.2	Kiekkosuodatus	34
3.8.3	Flotaatio	35
3.9	Skenaario 9: Fosforin pitoisuustaso lähtevässä vedessä alle 0,1 mg/l	35
3.10	Skenaario 10: Fosforin pitoisuustaso lähtevässä vedessä vesistöpitoisuuden tasolla (alle 0,05 mg/l)	36
3.11	Skenaario 10: Fosforin talteenotto lietteestä	36
3.11.1	Käsittelyn lietteen suora lannoitekäyttö	36
3.11.2	KREPRO	36
3.11.3	Mephrec	37
3.11.4	Seaborne	38
3.11.5	CSH / P-RoC	39
3.11.6	Airprex	40
3.12	Skenaario 12: Fosforin talteenotto mädätyksen rejektistä	41
3.12.1	Kiteyttäminen struviitiksi	41
3.12.2	Kiteyttäminen kalsiumfosfaatiksi	42
3.13	Skenaario 13: Fosforin talteenotto vedestä	43
3.13.1	Jälkisaostus	43
3.13.2	Adsorptio	43
3.13.3	MBR + Nanosuodatus	44
3.14	Skenaario 14: Fosforin talteenotto tuhkasta	45
3.14.1	PAKU –lietteenpoltton menetelmä	45
3.14.2	ASH DEC	46
3.14.3	Elektroterminen menetelmä THERMPHOS	47
3.14.4	PASH	48
3.14.5	Muita menetelmiä	48
3.15	Skenaario 15: Energia- ja resurssitehokkuuden kasvattaminen	50
4	VALITTUJEN TEKNIKOIDEN TEKNIS-TALOUDELLINEN TARKASTELU	51
4.1	Haitta-aineet	51
4.2	Hygienisointi	52
4.3	Deammonifikaatio	52
4.4	Fosforin talteenotto	52
4.5	Kustannusvertailu	52
4.6	Energiavertailu	53
4.7	Tekninen vertailu	53
4.7.1	Haitta-aineet	54
4.7.2	Hygienisointi	58
4.7.3	Typenpoiston tehostaminen	59
4.7.4	Fosforin talteenotto	61
4.8	Skenaarioiden vaikutukset energia- ja resurssitehokkuuteen	64
4.9	Skenaarioiden kustannusvaikutus	65
4.9.1	Haitta-aineiden poiston tehostaminen	65
4.9.2	Hygienisoinnin tehostaminen	66
4.9.3	Fosforinpoiston tehostaminen	68
4.9.4	Typenpoiston tehostaminen	70
4.9.5	Fosforin talteenoton tehostaminen	71
4.10	Kustannusvaikutus valtakunnallisesti	73

5	YHTEENVETO.....	79
OSA II SELVITYKSEN TAUSTAT		
6	ARVIO TÄMÄNHETKISISTÄ PUHDISTUSTASOSTA JA -TEKNIKOISTA	81
6.1	Jätevedenpuhdistamoiden kokonaismäärä ja kokojakauma Suomessa	81
6.2	Pääasialliset prosessityypit ja nykyinen puhdistustaso.....	82
6.3	Jätevedenpuhdistamoiden energiankulutus	87
7	JÄTEVEDENKÄSITTELYN PUHDISTUSVAATIMUKSET JA MUUTOSTRENDIT ...	88
7.1	Ravinteiden poisto	88
7.2	Haitalliset aineet	89
7.3	Hygienisointi	90
7.4	Mikromuovit	91
7.5	Energia- ja resurssitehokkuus.....	92
8	TERMIT JA LYHENTEET.....	94
9	KIRJALLISUUSLÄHTEET	97
10	LIITTEET	105

Liite 1. Fosforin talteenottomenetelmien vertailutaulukko

Liite 2. Esimerkkilaskelma kustannuksista AVL 50 000

Liite 3. Esimerkkilaskelma kustannuksista AVL 5 000

Liite 4. Käsittelymenetelmätaulukko

Liite 5. Nykytilannetarkastelussa käytettyjen puhdistamoiden tulokuorman jakautuminen

1 JOHDANTO

Jätevesien käsittelyn tehostaminen jätevedenpuhdistamoilla on yksi mahdollisista tavoista vähentää kuormitusta vesistöihin ja vähentää haitallisten aineiden leviämistä ympäristöön. Tässä selvityksessä on tarkasteltu teknis-taloudellisesta näkökulmasta erilaisia yhdyskuntajätevesien käsittelyn tehostamisen menetelmiä ja arvioitu niiden soveltuvuutta suomalaisille jätevedenpuhdistamoille. Tehostamista tarkastellaan ravinteiden poiston lisäksi haitallisten aineiden sekä mikromuovien poiston osalta. Työssä tarkastellaan myös hygienisoinnin toteuttamista. Lisäksi tarkastellaan fosforin talteenoton toteutusvaihtoehtoja. Selvityksessä on tarkasteltu myös edellä mainittujen menetelmien vaikutusta energiankulutukseen ja arvioitu energiatasetta suhteessa mahdollisiin energiatehokkuus ja –tuottoimiin

Tämä selvitys on jaettu kahteen osaan. Ensimmäisessä osassa esitellään tarkastellut tehostamisskenaariot. Skenaariot on jaettu kuuteen eri teemaan seuraavasti:

- Haitallisten aineiden poiston tehostaminen
- Mikromuovit
- Hygienisoinnin tehostaminen
- Fosforinpoiston tehostaminen
- Typenpoiston tehostaminen
- Fosforin talteenoton tehostaminen

Ensimmäisessä osassa esitellään käsittelymenetelmiä, joilla tehostaminen voidaan toteuttaa. Selvitykseen on otettu mukaan sekä jo hyvin tunnettua ja kypsää tekniikkaa kuin myös vasta kehitysvaiheessa olevia menetelmiä. Kunkin menetelmän jälkeen on esitetty tietoruutu, jossa on erityisesti tarkasteltu menetelmän soveltumista Suomeen ja tekniikan kypsyyttä. Ensimmäisen osan viimeisessä osassa on tehty parhaiten soveltuvien tekniikoiden osalta teknis-taloudellinen vertailu ja esitetty eri skenaarioiden toteuttamisen kustannusvaikutukset sekä eri kokoluokan puhdistamoilla että valtakunnallisesti. Lopuksi esitetään yhteenveto ja johtopäätöksiä.

Toiseen osaan on koottu selvityksen taustatietoja mm. jätevedenkäsittelyn nykytilanteesta suomalaisilla puhdistamoilla sekä jätevesien käsittelyyn ja haitallisiin aineisiin liittyvästä lainsäädännöstä yms. aineistoa Suomesta, Euroopasta ja maailmalta.

OSA 1 SKENAARIOT JA TEKNIIKAT

2 TARKASTELUN SKENAARIOT

2.1 SKENAARIOIDEN MUODOSTAMINEN

Tässä kappaleessa on esitelty tutkittavat skenaariot, joissa jätevedenkäsittelylle asetettavat reduktiotasot vaihtelevat. Skenaarioissa on pyritty kuvaamaan, miten eri tekniikoilla voitaisiin vastata erilaisiin jätevedenkäsittelylle kohdistuviin tavoitteisiin. Menetelmien tarkempi kuvaus on esitetty kappaleessa 3.

Skenaarioiden yhteydessä on syytä tähdentää, että puhdistustehon raja-arvoja voidaan seurata ja tarkkailla eri tavoin ja tällä on vaikutusta puhdistustehoon, joka prosessissa on tarpeen saavuttaa. Suomessa raja-arvot on asetettu poistoprosentille ja/tai pitoisuudelle neljännesvuosi- tai vuosikeskiarvolle 24 tunnin kokoomänäytteessä 2 – 52 kertaa vuodessa määritettynä. Jatkuvasti saavutettavan puhdistustuloksen on oltava tällaisella seurannalla selvästi parempi kuin asetettu raja-arvo. Normaali toiminnan vakavia häiriötilanteita ei kuitenkaan tarvitse huomioida, mikäli niistä on tehty asianmukainen ilmoitus valvovalle viranomaiselle. Tässä esitetyissä skenaarioissa ei ole otettu kantaa tulevaisuudessa käytettävään puhdistustehon seurantatapaan, vaan vaatimukset on pyritty yksinkertaistamaan poistoprosentiksi tai pitoisuudeksi lähtevässä vedessä jatkuvasti saavutettuna. Haitta-aineiden osalta poistoteho on esitetty keskimääräisenä poistumana isosta joukosta haitta-aineita.

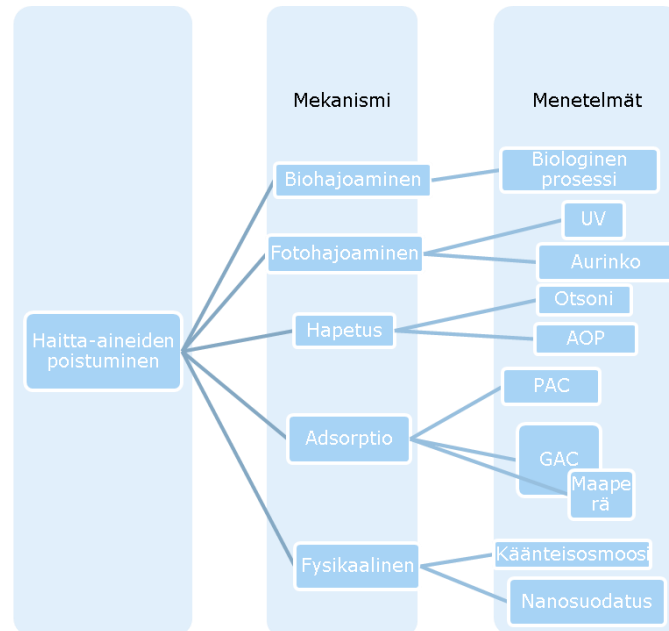
2.2 HAITTA-AINEET

Haitta-aineet jaetaan orgaanisiin ja epäorgaanisiin haitta-aineisiin. Epäorgaaniset haitta-aineet ovat pääosin raskasmetalleja. Orgaaniset haitta-aineet taas sisältävät suuren joukon erilaisia orgaanisia yhdisteitä (koostuvat pääosin hiilestä ja vedystä). Aineista käytetään yleisnimitystä prioriteettiaineet tai mikropollutantit, mutta ryhmä sisältää suuren määrän erilaisia yhdisteitä esim. lääkeaineita, hajusteita, torjunta-aineita jne. Aineiden pitoisuudet voivat olla pieniä (mikro- tai nanogrammoja litrassa), mutta niille on tyypillistä, että ne vaikuttavat jo pieninä pitoisuuksina.

Haitta-aineiden poistuminen nykyisin jätevedenpuhdistuksessa käytettävällä tekniikalla vaihtelee aineityypeittäin varsin paljon. Aineet vaihtelevat hyvin biohajoavista (esim. ibuprofeeni) ei lainkaan biohajoaviin (esim. karbamatsepiini). Poistotehot vaihtelevat negatiivisesta yli 90 %:n poistotehoihin. Jos laajaa kirjoa haitta-aineita halutaan poistaa tai poistetaan vaikeasti hajoavia aineita, kuten diklofenaakki, joudutaan nykyisiä prosesseja täydentämään haitta-aineiden poistoon soveltuvilla tekniikoilla.

Tässä työssä tarkastellaan kolmea skenaariota siten, että haitta-aineiden poistumisen osalta saavutettaisiin keskimääräinen 50 %:n, 80 %:n tai 90 %:n poistoteho. Poistoteho tässä ymmärretään siten, että mainittu puhdistusteho tulisi saavuttaa lähes kaikkien haitta-aineiden osalta. Koska erilaisten nykyisin tunnettujen haitta-aineiden lukumäärä on hyvin suuri, pyritään puhdistustehoa arvioimaan tiettyjen indikaattoriaineiden avulla. Tätä varten on valittu erityyppisiä haitta-aineita, jotka mahdollisimman kattavasti edustavat ominaisuuksiltaan erilaisia aineryhmiä. Nämä aineet on esitelty ja niiden esiintymisestä ja säätelystä on tehty yhteenveto seuraavassa kappaleessa 2.3. Toisaalta tiedetään, että lähes jokaista käsittelymenetelmää käytettäessä on aineita ja aineryhmiä, joiden osalta poistoteho on alhaisempi kuin muiden aineiden osalta. Indikaattoriaineryhmätarkastelun pohjalta myös tätä menetelmien erityispiirrettä pyritään selvittämään.

Haitta-aineiden poistuminen perustuu neljään eri mekanismiin: biologiseen hajoamiseen, sorptioon, hapettumiseen voimakkaalla hapettimella tai ftohajoamiseen. Näiden menetelmien teho kunkin aineen kohdalla riippuu aineen kemiallisesta rakenteesta ja siitä seuraavista ominaisuuksista. Poistumismekanismeja ja niitä hyödyntäviä tekniikoita on kuvattu kuvassa 2.1.



Kuva 2.1. Haitta-aineiden poistumisen mekanismit ja menetelmät.

Haitta-aineiden poistuminen 50 %:sesti arvioidaan saavutettavan seuraavilla menetelmillä:

- hyvin pitkän lieteiän prosessilla (yli 30 d), jossa on lisäksi tehokas kiintoaineen poisto. Tämä voidaan toteuttaa joko MBR-prosessina tai perinteisenä aktiivilieteprosessina yhdistettynä tertiäärisuodatukseseen.
- voimakkaalla UV-säteilytyksellä
- perinteisen biologisen prosessin lähtevän veden nanosuodatuksella
- jälkilammikoinnilla.

Lisäksi 50 % poistoteho voidaan saavuttaa myös tehokkaammilla haitta-aineiden poistoon erityisesti tarkoitetuilla menetelmillä käyttäen pienempää annosta tai käsittelemällä vain osa kokonaisvirtaamasta.

80 %:n poistotehoon päästään:

- tehokkaalla adsorptiolla esim. aktiivihieleen
- erilaisilla hapetusmenetelmillä (esim. otsonointi ja ferraatti)
- maasuodatuksella

Näitä edeltää prosessissa yleensä biologinen puhdistusvaihe, jossa osa aineista hajoaa biologisesti tai sitoutuu lietteeseen. Tällä hetkellä myös entsyymaattiseen hajotukseen perustuvia tekniikoita on kehitteillä ja ne saattavat osoittautua toimivaksi ratkaisuksi. Myös ioninvaihtotekniikoita on tutkittu, mutta niiden kustannustehokas soveltaminen jätevesille vaatisi hyvin alhaisen kiintoainepitoisuuden vedessä ja niiden on katsottu soveltuvan vain juomaveden käsittelyyn.

90 %:n poistoteho voidaan saavuttaa:

- suodattamalla käänteisosmoosilla
- hyvin tehokkaalla hapetusmenetelmällä (AOP, engl. Advanced oxidation process)
- edellä 80 %:n poistotehon kohdalla mainittujen tekniikoiden yhdistelmällä.

Kappaleessa 3 on esitelty lyhyesti haitallisten aineiden poistamiseen soveltuvat tekniikat. Tämän hetkisen tilanteen perusteella voidaan arvioida, että eri skenaarioille asetetut poistumatasot voidaan toteuttaa muutamalla eri tekniikalla joiden keskinäinen paremmuus vaihtelee kohteen erityispiirteiden ja –tarpeiden mukaan. Esimerkiksi Saksasta vertailtiin 35 puhdistamalla PAC:n GAC:n ja/tai otsonoinnin käyttöä. Valitut tekniikat jakautuivat kohtalaisen tasaisesti kolmen vaihtoehdon välille, kuitenkin niin että jauhemainen aktiivihili oli yleisin menetelmä. Rakeinen aktiivihili oli hyvä vaihtoehto varsinkin niillä puhdistamoilla, joilla jo oli esim. hiekkasuodatus. Otsonointi oli yleisesti ottaen hieman aktiivihilikäsittelyä kalliimpaa. (KOMS, 2015) Koska Saksassa ei ole lainsäädännöllistä velvoitetta mikropollutanttien poistamiseksi, ei puhdistustasoa ole raportoitu. Voidaan kuitenkin olettaa, että saavutettu taso on noin 80 %.

2.3 TARKEMPAA TARKASTELUUN VALITUT MIKROPOLLUTANTIT

Lääkeaineet

Ibuprofeeni

Ibuprofeeni on tulehduskipu- ja reumalääke. Se on yksi Suomen eniten käytetyistä lääkkeistä. Käyttömäärä Suomessa vuonna 2012 oli arviolta 106 000 kg (perustuu lähteeseen Fimea 2012 sekä ibuprofeenin DDD-arvoon 1200 mg). Suun kautta nautitusta ibuprofeenista 5 % erittyy virtsaan ja ulosteeseen biosaatavassa muodossa (Vieno, 2007). Suomen puhdistamoilla pitoisuudet lähtevässä vedessä olivat keskimäärin 0,17 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Hormonit E2 ja EE2

17 α -etinyyliestradioli (EE2) on synteettinen estrogeenihormoni, jota käytetään raskaudenehkäisyyden tarkoitetuissa lääkevalmisteissa. 17 β -estradiolia (E2) erittyy luontaisesti sekä naisista että miehistä. Hormonit ovat kohtalaisen helposti biologisesti hajoavia, mutta niiden osalta ehdotuksena esillä ollut EQS-arvo on erittäin alhainen. Suomen puhdistamoilla E2:n pitoisuudet lähtevässä vedessä olivat keskimäärin 0,0013 µg/l ja EE2:n pitoisuudet olivat alle määritysrajan. (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Sulfametoksiatsoli (antibiotti)

Sulfametoksiatsoli (SMX) on foolihapposynteesiin vaikuttava antibiotti, jota käytetään mm. vakavien infektioiden hoitoon. SMX ei ole biohajoava, mutta osa antibiooteista on todettu kohtalaisen biohajoaviksi. Toisaalta jätevedenpuhdistuksen roolia antibiooteille resistenttien bakteerien kehittämisessä ja leviämässä ei tunneta riittävästi.

Diklofenaakki

Diklofenaakki on tulehduskipu- ja reumalääke. Suomessa sitä käytetään pääasiassa apteekeista ilman reseptiä saatavien kipugeelien (kauppanimi Voltaren) vaikuttavana aineena, mutta myös suun kautta nautittavina tabletteina sekä peräpuikkoina. Käyttömäärät vuonna 2012 Suomessa on arvioitu muille kuin kipugeeleille 1080 kg ja kipugeeleille 280 kg. Suomen

puhdistamoilla pitoisuudet lähtevässä vedessä olivat keskimäärin 0,9 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Karbamatsepiini

Karbamatsepiini on epilepsialääke. Sitä voidaan käyttää myös kaksisuuntaisen mielialahäiriön, kolmoishermoston sekä alkoholitien vieroitushoidossa. Käyttömäärä Suomessa vuonna 2012 oli arviolta 3500 kg (perustuu lähteeseen Fimea 2012 sekä karbamatsepiinin DDD-arvoon 1000 mg). Suun kautta nautitusta karbamatsepiinistä 2 % erittyy virtsaan ja ulosteseen biosaatavassa muodossa (Vieno, 2007). Suomen puhdistamoilla pitoisuudet lähtevässä vedessä olivat keskimäärin 0,60 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Kuluttajakemikaalit

Bisfenoli-A

Bisfenoli A (BPA) on kohtalaisen laajasti käytössä ja sillä voi olla merkitystä myös kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla. BPA on laajasti käytettyjen epoksihartsi- ja polykarbonaattimuovien tärkein rakennusaine ja yksi kaikkein eniten valmistetuista kemikaaleista. BPA:ta sisältäviä epoksihartseja käytetään säilyke- ja virvoitusjuomatölkkien sisäpinnoitteissa suojaamaan metallin pintaa korroosiolta sekä kiinteistöjen vesijohtoverkoston saneerauspinnoituksessa. Sitä käytetään myös lämpökestoisen paperin valmistuksessa. BPA ei ollut mukana kansallisessa haitta-ainaselvityksessä. Kesällä 2014 tehdyssä selvityksessä, jossa BPA analysoitiin kahdekselta suomalaiselta puhdistamolalta, lähtevän veden pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,13 – 950 µg/l (Välitalo ym. 2015). Suomen ympäristökeskus ehdotti vuonna 2015, että BPA lisätään kansallisesti säädettäväksi aineeksi. Ympäristölaatuunormiksi vuoden keskiarvopitoisuutena ehdotettiin 1,5 µg/l sisävesille ja 0,15 µg/l merivedelle. Lainsäädännön kansallisesti säädettäviin aineisiin ei kuitenkaan tehty muutoksia.

Triklosaani

Triklosaania käytetään yleisesti synteettisenä säilöntä- ja antimikrobisena aineena käsisäippuissa, ihovoiteissa, hammastahnoissa, deodoranteissa sekä muovisissa leikkuulaudoissa, urheiluvälineissä, kengissä ja huonekaluissa. (Kosma ym. 2014) Kansallisessa selvityksessä triklosaania löytyi lähes kaikista tutkituista puhdistamoista ja pitoisuus oli keskimäärin 0,067 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Keinotekoiset makeutusaineet

Asesulfaami K, sakariini, sykramaatti ja sukraloosi ovat yleisimmin käytettyjä keinotekoisia makeutusaineita. Ne ovat monisatakertaisesti makeampia kuin sokeri, mutta ne eivät hajoa ihmisen ruoansulatuksessa juuri lainkaan, vaan menevät sellaisenaan läpi ja päätyvät jäteveeteen. Asesulfaami K ja sukraloosi eivät juuri hajoa jätevedenpuhdistuksessaan. Suomalaisissa pintavesissä on analysoitu pitoisuuksia lähes 10 000 ng/l saakka. Keinotekoisien makeutusaineiden pitoisuuksien vesissä on todettu korreloivan hyvin asukastiheyden mukaan. Makeutusaineiden vaikutuksia vesiympäristössä on vielä tutkittu varsin vähän, mutta joitain hermostollisia vaikutuksia vesikirppuihin on havaittu. (Perkola, 2014) Asesulfaamin osalta haitattomaksi pitoisuudeksi vesistössä (PNEC; Predicted no-effect concentration) on arvioitu 2 µg/l ja sukraloosille 10 µg/l (Stoddard ja Huggett, 2014; Margot ym 2015)

EHMC

Etyyliksyyimetoksisinamaatti (EHMC) on aurinkorasvoissa ja kosmetiikassa usein käytetty suoja-aine, joka absorboi auringon UVB-säteilyä. EHMC on sisällytetty EU:n hormonitoimin-

taa häiritsevien aineiden listalle maininnalla, että aineen haittavaikutuksista on lisääntyviä todisteita, mutta lisätietoa tarvitaan vielä. EHMC on pysyvä ja sillä on todettu estrogeenisia vaikutuksia. (Margokiannaki ym, 2014) Pitoisuuksista Suomessa ei ole tietoa. PNEC-arvoksi on arvioitu 0,027 µg/l (Paredes ym. 2014).

Torjunta-aineet

AMPA

Glyfosaatti on yksi maailman yleisimmin käytetyistä rikkakasvien torjunta-aineista. Sen tunnetuin kaupp nimi on Roundup. Vuonna 2007 aineen myynti Suomessa vastasi 66 % kaikista myydyistä kasvintorjunta-aineista. Aineen käyttö on Suomessa sallittu keväällä ja syksyllä sadonkorjuun jälkeen. Vuonna 2007 glyfosaattia myytiin Suomessa noin 557 000 kg. Maaperässä glyfosaatti hajoaa tehokkaasti. Pääasiallinen metaboliatuote on aminometyylifosfonihappo (AMPA), joka on glyfosaattia hitaammin hajoava. AMPA on myös useiden muiden aineiden metaboliatuote, joten sitä saattaa jätevedessä tai vesistöissä esiintyä myös ilman glyfosaattikuormitusta.

Teollisuuskemikaalit

Perfluoratut alkyyliryhdisteet

Pintakäsittelyaineena käytetty perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS) on Tukholman sopimuksella luokiteltu pysyväksi orgaaniseksi aineeksi eli POP-aineeksi ja sen käyttöä on voimakkaasti rajoitettu. PFOS:ia ei valmisteta Suomessa, mutta aikaisemmin se on ollut käytössä sammutusvaahdoissa. Nykyään ainetta käytetään vielä metallien pinnoituksessa sekä tekstiilien pintakäsittelyssä. PFOS ei biohajoa ja päättyy puhdistamalla pääosin käsiteltyyn veteen. Noin viidennes päättyy lietteeseen. PFOS:a havaittiin määritysrajan ylittävissä pitoisuuksissa kansallisessa selvityksessä noin puolella analysoiduista puhdistamoista (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014). Tyypillistä PFOS:ille on, että sen määrä lisääntyy biologisessa puhdistuksessa. Jopa lähes 100 yhdistettä voi puhdistusprosessin aikana hajota muodostaen PFOS:ia (HELCOM 2009). PFOS on uudessa prioriteettidirektiivissä ja sille on määritelty ympäristölaatu normi EQS sisämaan pintavesille vuosikeskiarvona 0,00065 µg/l ja muille pintavesille 0,00013 µg/l. Suomessa puhdistamoiden lähtevästä vedestä puolelta analysoiduista puhdistamoista havaittiin PFOS:ia ja pitoisuus oli keskimäärin 0,017 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014). Suomen kansalliseen lainsäädäntöön sisällytettiin vuonna 2015 vain MAC-EQS-arvot sisämaan pintavesille vuosikeskiarvona 36 µg/l ja muille pintavesille 7,2 µg/l sekä eliöstö-EQS 9,1 µg/kg tuorepaino.

Kadmium

Kadmiumia esiintyy luonnossa sinkkimalmissa kadmiumsulfidina sekä kupari- ja lyijymalmeissa. Kadmiumin pääasiallinen päästölähde ympäristöön on sinkintuotanto, jossa sitä syntyy sivutuotteena.

Alkyylifenolit

Nonyylifenolia (NP), oktyylifenolia (OP) tai niiden etoksilaatteja (NP x EO ja OP x EO) ei valmisteta Suomessa. Suurin osa käytetään fenolihartsiin (esim. bakeliitti) valmistuksessa. Lisäksi aineita käytetään polymeerien valmistuksessa maaleihin, paperin valmistukseen ja musteisiin, tekstiilien pintakäsittelyyn sekä torjunta-aineissa. Haitta-aineselvityksessä kahdeksalla puhdistamolla lähtevän veden pitoisuus ylitti summaparametrille asetetut ympäristölaatu normin.

BDE

Bromattuja difenyyliettereitä käytetään sähkö- ja elektroniikkatuotteiden, rakennustuotteiden ja tekstiilien paloa hidastavina aineina eli palonestoaineina BDE-47, -99 ja -154 on Tukholman sopimuksella luokiteltu pysyviksi orgaanisiksi aineiksi eli POP-aineiksi. BDE-aineille on Suomen kansallisessa lainsäädännössä asetettu MAC-EQS-arvot sisämaan pintavesille vuosikeskiarvona 0,14 µg/l ja muille pintavesille 0,014 µg/l sekä eliöstö-EQS 0,0085 µg/kg tuorepaino.

HBCD

Heksabromosyklododekaani (HBCD) on erilaisiin tuotteisiin lisättävä palonestoaine. Sitä ei valmisteta Suomessa, mutta sen arvioitu käyttömäärä on n. 100 – 400 t/vuosi (Mehtonen ym. 2012). HBCD:n luokittelu POP-aineeksi Tukholman sopimuksella tuli voimaan 26.11.2014. Pääasiallisesti HBCD:tä käytetään Suomessa palonestoaineena EPS-tuotteiden valmistuksessa ja rakennusten eristelevyissä. On todennäköistä, että tulevaisuudessa rakennusten purkutyt aiheuttavat HBCD-päästöjä, sillä sen käyttö eristeinä alkoi 1980-luvulla ja näitä rakennuksia ei vielä ole purettu.

DEHP

Dietyyliheksyyliiftalaattia (DEHP) käytetään mm.muovin ja kumin pehmentimenä sekä mattojen ja tekstiilien pintakäsittelyssä. Suomen puhdistamoilla pitoisuudet lähtevässä vedessä olivat keskimäärin 1,17 µg/l (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014). DEHP:lle on direktiivissä ja Suomen kansallisessa lainsäädännössä asetettu EQS-arvo 1,3 µg/l.

TBT

Tributyyliinayhdisteitä on käytetty biosideinä esim. maalien lisäaineena, torjunta-aineissa, laivojen suojamaaleissa sekä puun käsittelyaineena. TBT-yhdisteet ovat hydrofobisia ja sitoutuvat vedessä kiintoaineeseen. TBT-yhdisteiden käyttö on Suomessa kielletty käyttökohteittain alkaen 1980-luvulta. Vuoden 2006 jälkeen käyttö on kokonaan kielletty Suomessa.

Yhteenveto valittujen haitta-aineiden esiintymisestä jätevesissä sekä haitattomista ympäristöpitoisuuksista

Seuraavassa taulukossa 2.1 ja kuvassa 2.2 on esitetty tietoja valittujen haitta-aineiden pitoisuuksista puhdistamolle tulevassa jätevedessä sekä käsitellyssä jätevedessä. Tiedot on koottu pääosin Suomen tutkimustuloksista, mutta mm. keinotekoisien makeutusaineiden osalta tietoja ei löytynyt ja taulukossa sillä kohtaa esitetään muualla Euroopassa ja USA:ssa mitattuja tuloksia. Lisäksi aineista on esitetty PNEC-pitoisuus (Predicted no-effect concentration) perustuen AiiDA-tietopankkin laskentaan käyttäen aina herkimmän lajin tulosta sekä EQS-arvo. EQS-arvona on ilmoitettu voimassa oleva arvo silloin, kun se on mahdollista. Muuten EQS-sarakkeessa on esitetty ehdotettu EQS tai Sveitsissä käytössä oleva EQS. Nykyisen lähtevän veden pitoisuuden ja ympäristössä vaaditun pitoisuuden erojen hahmottamiseksi taulukossa on myös esitetty ympäristöpitoisuuden saavuttamiseksi tarvittava laimeeminen, joka on laskettu jakamalla lähtevän veden pitoisuus joko EQS-pitoisuudella tai PNEC-pitoisuudella.

Taulukko 2.1. Valittujen haitta-aineiden pitoisuuksia jätevedessä sekä PNEC-pitoisuuksia ja EQS-arvoja.

$\mu\text{g/l}$	Tulevan veden pitoisuus, mediaani	Lähtevän veden pitoisuus, mediaani	PNEC	EQS (vesi), ehdotus tai Sveitsin EQS	Nykyinen poisto- % vedestä	Tarvittava laimeneminen laskettuna EQS:stä	Tarvittava laimeneminen laskettuna PNEC:stä
Ibuprofeeni	15	0,12	0,001	0,3 ⁶	99	0,4	120,0
Hormoni EE2		0,0005 ¹	0,000004	0,000035 ⁴	99	14,3	125,0
Hormoni E2	0,039	0,0005	0,000042	0,0004 ⁴		1,3	11,9
Sulfametoksiatsoli		0,1 ¹	0,013	0,6 ⁶	-27	0,2	7,7
Diklofenaakki	0,52	0,66	0,5	0,1 ⁴	-14	6,6	1,3
Karbamatsepiini	0,29	0,33	0,09	0,5 ⁶		0,7	3,7
Bisfenoli-A		0,01	0,175	0,15 ⁵	80	0,1	0,1
Triklosaani	0,05	0,01	0,0015	0,02 ⁶		0,5	6,7
Asesulfaami		30 ¹	2				15,0
Sukraloosi		10 ¹	10				1,0
EHMC		0,04 ¹	0,027 ⁷				1,5
					70		
AMPA	0,44	0,13	11	1,5 ⁶		0,1	0,0
					50		
PFOS	0,01	0,005	0,01	0,00013 ³	87	38,5	0,5
Kadmium	0,15	0,02	0,013	0,08 ³	95	0,3	1,5
Alkyylifenolit	2,42	0,125	0,5	0,3 ³	93	0,4	0,3
BDE summa	0,0044	0,00032	2	0,014 ³	95	0,0	
HBCD	0,0063	0,0003	2	0,0008 ³	90	0,4	
DEHP	4,5	0,47	0,01	1,3 ³	63	0,4	47,0
TBT	0,0004	0,00015	0,00002	0,0002 ³		0,8	7,5

1) Kirjallisuustieto Euroopassa ja USA:ssa mitatuista pitoisuuksista.

2) Summapitoisuuksia, ei erikseen määritettyä PNEC-pitoisuutta.

3) Vahvistettu EQS-arvo (EU ja/tai Suomi), PFOS:n, BDE:n ja HBCD:n osalta Suomessa voimassa sain MAC-EQS ja eliöstö-EQS.

4) Ehdotettu EQS-arvo (EU)

5) Ehdotettu kansallinen EQS-arvo

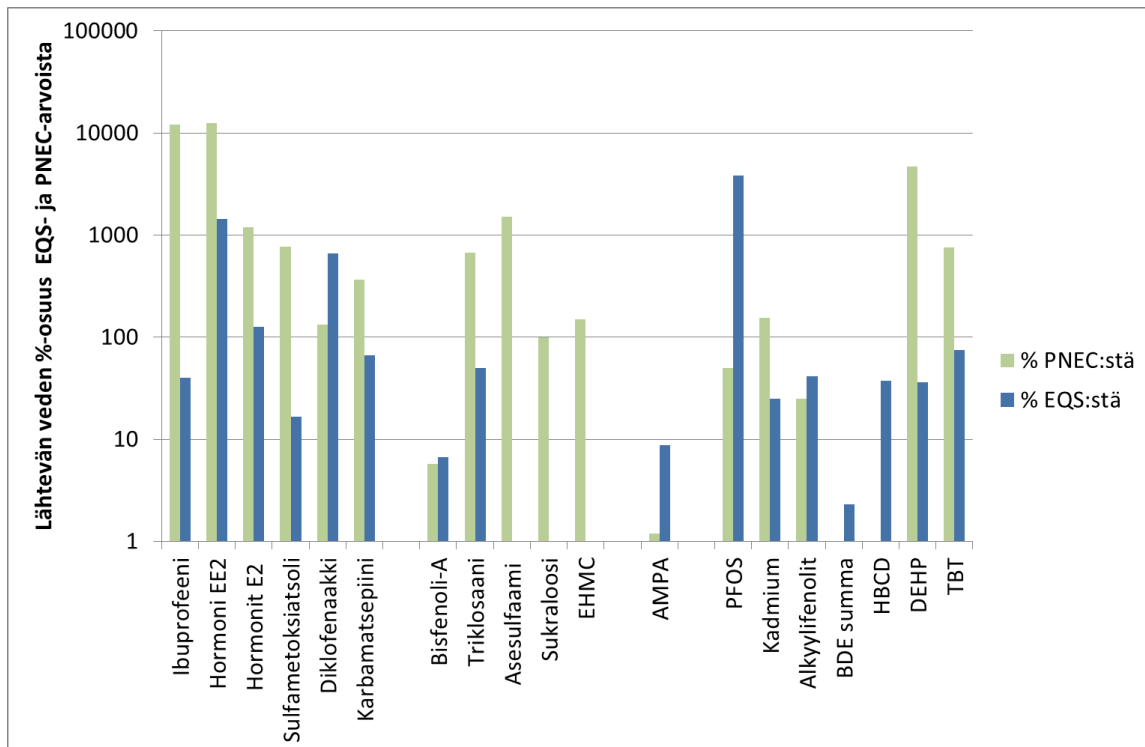
6) Vahvistettu EQS-arvo Sveitsissä

7) PNEC-pitoisuuden laskemisessa ollut käytettävissä vain tietoja akuuteista vaikutuksista, suurempi epävarmuus

Taulukon tiedot on kerätty seuraavista lähteistä: von der Ohe ym. (2012); Deo, 2014; Stuer-Lauridsen ym. 2000; Paredes ym. 2014; Stoddard ja Huggett, 2014; Margot ym 2015; Äystö ym. 2014; Nyberg ym. 2013

PNEC = Predicted no-effect concentration

EQS = Environmental quality standard



Kuva 2.2. Erilaisten haitta-aineiden lähtevän veden pitoisuuden mediaani suhteessa EQS-arvoihin ja PNEC-arvoihin. Osuus on esitetty logaritmisena asteikkona. Jos osuus on alle 100 %, alittaa lähtevän veden pitoisuus EQS- tai PNEC-arvon. Ibuprofeenin ja EE2:n osalta tarvittaisiin yli 100-kertainen sekä PFOS:n ja DEHP:n osalta lähes 100-kertainen laimeneminen vastaanottavassa vesistössä.

2.4 HYGIENISOINTI

Jäteveden hygienisointiin voidaan käyttää mm. UV-säteilyä, peretikka- tai permuurahaishappoa ja otsonointia. Hyvän hygienisointitehon saavuttamiseksi käsiteltävän veden kiintoaine ja orgaanisen aineen pitoisuuksien on oltava alhaisia. Jätevedenpuhdistamoilla on yleisesti käytössä erilaisia tertiäärikäsittelytekniikoita pääosin fosforinpoiston tehostamiseksi. Yleisimmät menetelmät ovat hiekkasuodatus, flotaatio ja kiekkosuodatus. Tehokas tertiäärikäsittely, mm. hiekkasuodatus, poistaa jäteveden mikrobeja nykyisen vaatimustason osalta riittävästi. Tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi poistaa jäteveden mikrobeista noin 90 %, kun lietettä ei pääse karkaamaan ja lähtevän jäteveden kiintoainepitoisuus pysyy alhaisena. Tertiäärikäsittelyn tarve perustuu siihen, että saadaan tehokkaammin erotettua hienojakoista kiintoainesta jätevedestä, ja varmistetaan kiintoainereduktio silloinkin, kun jälkiselkeytyksen toiminta on häiriintynyt. Myös mikrobit poistuvat jätevedestä tehokkaasti kiintoaineksen mukana.

Hygienisoinnin tarpeeseen vaikuttaa purkuvesistön hyödyntäminen mm. raakavesilähteenä, kasteluvetenä tai virkistyskäyttöön. Koko käsitellyn vesimäärän hygienisointivaatimuksen lisäksi voi puhdistamoille tulla velvoitteita ns. hätäpurkuvesien hygienisointivalmiuteen, mutta tällaista skenaariota ei ole selvityksessä huomioitu. Tällä tarkoitetaan muualta kuin varsinaisen purkuputken kautta johdettavia käsiteltyjä jätevesiä. Vaatimukset jäteveden hygieeniselle tasolle vaihtelevat sen mukaan, mihin tarkoitukseen purkuvesistön vettä käytetään (USEPA, 2012). Desinfiointin tehokkuutta mitataan yleensä fekaalisten indikaattoribakteerien määrän perusteella. UV-käsittely on yleisempää alueilla, missä vedestä on pulaa ja vaatimukset jäteveden hygieeniselle laatutasolle ovat tiukkoja veden kierrätyksen ja uusiokäytön vuoksi. Esimerkiksi Kaliforniassa, Yhdysvalloissa desinfiointua jätevedettä voidaan käyttää kasteluvetenä tietyille viljelykasveille, puistoalueilla, golfkentillä ja koulujen piholla, sekä autopesuloissa, wc:n huuhtelussa, keinolumitykeissä, jne. (Lazarova ym. 2013)

Hygienisoinnin osalta tarkastellaan kahta vaihtoehtoista skenaariota: Ensimmäisessä skenaariossa hygienisointia tehostettaisiin noin 90 %:n tasolle tulevan veden tasosta. Tähän päästään tehokkaalla tertiäärikäsittelyllä. Vaihtoehtoisia menetelmiä olisivat:

- hiekkasuodatus
- kiekkosuodatus
- flotaatio

Näitä on kappaleessa 3.5 tarkasteltu hygienisoinnin näkökulmasta.

Toisessa skenaariossa otettaisiin käyttöön varsinaisia jäteveden desinfiointiin tarkoitettuja menetelmiä, jolloin vettä voitaisiin käyttää esim. kasteluun eivätkä ne aiheuttaisi enää myöskään minkäänlaista hygieenistä riskiä vastaanottavassa vesistössä. Vaihtoehtoisia menetelmiä ovat:

- UV
- kemiallinen menetelmä (peretikka- tai permuurahaishappo)
- MBR
- hapetus (otsonointi tai AOP)
- Kalvosuodatus (nano tai käänteisosmoosi)

UV ja kemiallinen käsittely peretikka- tai permuurahaishappoa käyttäen ovat nykyään pääosin käytössä ja ne ovat kustannustasoltaan samalla tasolla.

2.5 MIKROMUOVIT

Mikromuoveista poistuu jo yli 95 % nykyisillä tehokkailla puhdistamoilla. Mikromuovien osalta ei käsitellä skenaarioita, joissa mikromuovien poistamiseksi käsittelyprosessiin lisättäisiin erillisiä yksikköoperaatioita. Sitä vastoin tarkastellaan mikromuovien poistumista aktiiviliete-prosessissa ja erilaisissa tehokkaissa jälkikäsittelyprosesseissa.

Tämän hetkisen tiedon mukaan yhdyskuntajätevesi sisältää mikromuoveja huomattavasti (Talvitie ym. 2015; Magnusson ja Wahlberg, 2014). Tehokkaassa jätevedenkäsittelyssä, joka on puhdistamoilla vaiheittain otettu käyttöön pääasiassa veden ravinteiden ja orgaanisen sekä veden hygieenisen laadun parantamiseksi, mikromuovit poistuvat kuitenkin tehokkaasti. Kappaleessa 3.4 on esitetty tietoja mikromuovien poistumisesta eri vaiheissa nykyisin tyypillisessä jätevedenkäsittelyprosessissa. Varta vasten mikromuovien poistoon tarkoitettuja käsittelymenetelmiä ei ole eikä niitä näillä näkymin olla kehittämässäkään, vaan nykyiset alhaiset fosforipitoisuusvaatimukset johtavat joka tapauksessa tehokkaaseen kiintoaineen poistoon ja samalla mikromuovitkin poistuvat tehokkaasti. Harvinaisempien puhdistusmenetelmien osalta tietoja vaikutuksesta mikromuovien poistumiseen ei vielä ole. Lisätietoja mm. flotaation ja kantoaineprosessin tehokkuudesta mikromuovien poistossa on valmistumassa vuoden 2016 aikana.

2.6 TEHOSTETTU TYPENPOISTO

Suomen puhdistamoille tuleva typpikuorma on noin 25 000 t/a ja siitä poistuu noin 15 000 t/a puhdistusprosessissa. Puhdistusteho on keskimäärin noin 60 %. (Säylä ja Vilpas, 2012)

Tällä hetkellä Suomen puhdistamot jakautuvat karkeasti kolmen tyyppiin puhdistamoihin:

- puhdistamoihin, joilla jo saavutetaan kokonaistypenpoisto
- puhdistamoihin, joilla saavutetaan hyvä nitrifikaatio, muttei kokonaistypenpoistoa
- puhdistamoihin, joilla saavutetaan vain orgaanisen aineen poisto, ei nitrifikaatiota

Puhdistamoilla, joilla ei nyt saavuteta kokonaistypenpoistoa tai joilla ei nitrifioida ollenkaan, ei ilmastustilavuutta ole riittävästi nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon. Kapasiteettia nitrifikaation saavuttamiseksi voidaan kasvattaa joko rakentamalla lisää ilmastustilavuutta tai kasvattamalla lietepitoisuutta aktiivilietteessä. Tiettyyn rajaan saakka lietepitoisuutta voidaan kasvattaa perinteisessä prosessissa, mutta hyvin korkean pitoisuuden prosessit voidaan toteuttaa kantoaineprosessina eli MBBR:nä tai kalvobioreaktorina eli MBR:nä.

Yleensä prosessissa ainakin osa tuestä denitrifioidaan esidenitrifikaatiossa, jolloin voidaan helposti hyödyntää tulevan jäteveden hiilisisältöä eikä alkaliteetin säätöä tarvita yhtä paljon. Käyttäen vain jäteveden omaa hiilisisältöä denitrifikaation hiililähteenä voidaan puhdistamosta ja jätevedestä riippuen saavuttaa yleensä 40 – 70 % kokonaistypenpoisto. Jos puhdistamolla on käytössä esiselkeytys, jää denitrifikaatio yleensä haarukan alapäähän. Jos puhdistamolle johdetaan esim. paljon helposti hajoavaa orgaanista ainetta esim. elintarviketeollisuuden jätevesissä, voi denitrifikaatioaste nousta. Denitrifikaation ja kokonaistypenpoiston parantamiseksi siltä osin voidaan myös käyttää erilaisia lisähiililähteitä, joista Suomessa yleisimmin käytössä on metanoli.

Tässä tarkastellaan typenpoiston tehostamisen osalta kolmea eri skenaariota niin, että ensimmäisessä skenaariossa saavutetaan 70 % kokonaistypenpoisto kaikilla Suomen puhdistamoilla. Toisessa skenaariossa saavutetaan 80 % poisto ja kolmannessa skenaariossa 90 %:n poisto kaikilla puhdistamoilla. Menetelmät eivät skenaariossa eroa toisistaan, mutta kustannusvaikutus on erilainen. Hyvin alhaisten kokonaistyyppipitoisuuksien kohdalla on huomioitava myös, että tuestä yleensä 0,5 – 2 mg/l on liukoista orgaanista tuestä, jota ei voida poistaa nykyisillä typenpoistomenetelmillä. (Stensel ym. 2008) Kappaleessa 3.7 on kuvattu lyhyesti menetelmät, joita voidaan käyttää typenpoiston tehostamiseksi. Vaihtoehtoisia menetelmiä ovat:

- lietemäärää kasvattaminen prosessissa joko allastilavuutta lisäämällä tai lietepitoisuutta kasvattamalla esim. kantoaineprosessilla tai kalvobioreaktorilla.
- lisähiilen syöttö denitrifikaatioon käyttäen perinteisiä lähteitä
- jälkidenitrifikaation lisääminen
- adsorptio zeoliittien
- uudet lisähiilen lähteet
- uudet typenpoistoprosessit kuten Anammox

Tässä on oletettu, että typpikuorma ei merkittävästi kasva nykyisestä tasosta. Viimeisten vuosikymmenien aikana on kuitenkin havaittu, että typpikuorma puhdistamoille kasvaa nopeammin kuin kuormitus muilta osin johtuen pääasiassa lisääntyneestä lihan- ja muiden paljon proteiinia sisältävien ruokien syönnistä. Lisäksi oletetaan, että typenpoisto toteutetaan siten, että jäteveden oma hiilisisältö hyödynnetään tehokkaasti käyttäen esidenitrifikaatiota ja lisähiiltä syötetään vain jäteveden oman hiilisisällön ylittävälle osalle, mikä toisaalta osittain vähentää mahdollista biokaasun tuotantopotentiaalia prosessista poistetusta lietteestä.

2.7 TEHOSTETTU FOSFORINPOISTO

Suomen puhdistamoille tuleva fosforikuorma on noin 4 000 t/a ja siitä poistuu noin 3800 t/a puhdistusprosessissa. Puhdistusteho on yli 95 % keskimäärin. (Säylä ja Vilpas, 2012) Water Environment Federation (WEF) ja Water Environment Research Foundation (WERF) tekivät vuonna 2009 tutkimuksen, jossa selvitettiin eri puhdistamoprosessien saavuttamia puhdistustehoja, prosessien luotettavuutta ja käsittelykustannuksia. (Parker et al. 2009) Tutkimuksessa todettiin, että ravinteiden poiston osalta ei ole kestävästi kiristää puhdistustehoa loputtomiin. Teknis-taloudellisesti järkevästi saavutettavaksi rajaksi arvioitiin tutkimuksessa fosforipitoisuus 0,1 mg/l ja kokonaistyyppipitoisuus 3 mg/l. Toisaalta maailmalta löytyy alueita, joissa jätevedenpuhdistuksen tavoitteeksi on otettu vesistöpitoisuus eli ravinteiden pitoisuus purkuvesistönä toimivassa vesistössä tai sen osassa. Tätä on perusteltu sillä, että jätevesien johdamisella ei tällöin vaikuteta vesistön ravinnetilanteeseen.

Tässä tarkastellaan fosforinpoiston tehostamisen osalta kolmea eri skenaariota niin, että ensimmäisessä skenaariossa saavutetaan lähtevän veden taso 0,3 mg/l kaikilla Suomen puhdistamoilla. Toisessa skenaariossa saavutetaan lähtevän veden taso 0,1 mg/l ja kolmannessa skenaariossa saavutettaisiin 0,05 mg/l kaikilla puhdistamoille, joka monissa paikoissa vastaisi vesistöpitoisuutta.

Ensimmäinen skenaario olisi saavutettavissa mm. nykyisen kaltaisilla tertiäärikäsittelytekniikoilla. Toinen skenaario on myös saavutettavissa näillä tekniikoilla, mutta silloin kemikalointi ja suodatus tulisi optimoida hyvin. Lisäksi häiriötilanteisiin ja ohitusvesien käsittelyyn on kiinnitettävä huomiota. Kolmas skenaario vaatii jatkuvan alhaisen tason varmistamiseksi kaksivaiheisen kemiallisen tertiäärikäsittelyn tai vaihtoehtoisesti esim. kalvosuodatustekniikoihin perustuvien menetelmien käyttämistä. Vaihtoehtoiset ratkaisut käsittelyn tehostamiseksi ovat:

- kemikalointi ja hiekkasuodatus
- kemikalointi ja kiekkosuodatus
- kemikalointi ja flotaatio

2.8 FOSFORIN TALTEENOTTO

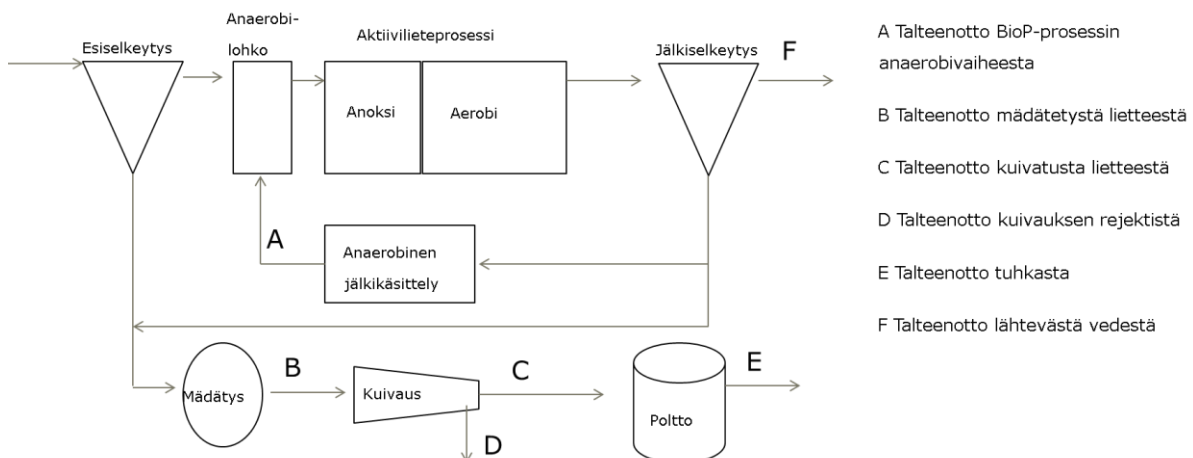
Jätevedenpuhdistamoille jätevedessä tulevan fosforin kuorma on vuosittain noin 4000 - 4500 tonnia. Jätteissä ja sivutuotteissa oleva fosfori on jakautunut siten, että karjanlannassa vuosittainen fosforimäärä on 17700 t/a, elintarvike- ja rehuteollisuuden jätteissä ja sivutuotteissa 3300 t/a, yhdyskuntien puhdistamolietteissä 2800 t/a sekä yhdyskuntien biojätteessä 700 t/a (MMM, 2011). Lannoitekäyttö Suomessa on noin 33 000 t/a fosforia, josta noin puolet saadaan kierrätystuotteista, pääasiassa lannasta. Suurin osa lietteestä hyödynnetään tällä hetkellä viherrakentamisessa. Tässä osassa tarkastellaan eri tapoja ottaa jäteveden fosfori talteen. Tarkastelussa selvitetään eri tekniikoiden kustannuksia sekä etuja ja riskejä.

Nykyisillä jätevedenpuhdistamoilla 10 – 80 % fosforista poistuu esiselkeytyksessä raakalietteeseen riippuen käytetystä saostuskemikaalin määrästä. 20 – 30 % sitoutuu biomassaan biologisen käsittelyprosessin aikana, vaikka biologista fosforinpoistoa ei käytettäisi. Kokonaisuudessaan nykyisellä käsittelyllä 90 – 98 % jäteveden fosforista poistetaan vedestä lietteeseen. Fosforin poisto voidaan tehdä biologisesti tai kemiallisesti saostamalla rauta- tai alumiinisuoloilla. Kemiallisesti saostettu fosfori on huomattavasti kasvien käytettävissä kuin biologisesti poistettu fosfori. Vain yksi prosentti on liukoisessa muodossa ja vain 10 % kasveille välittömästi käyttökelpoisessa muodossa. Joidenkin lietteenkäsittelymenetelmien kuten kalkistabiloinnin on todettu kasvattavan fosforin käyttökelpoisuutta (Kykkänen, 2014).

Fosforin talteenotto voidaan jätevesien ja lietteen käsittelyn yhteydessä tehdä eri prosessivaiheesta:

- kuivatusta lietteestä
- vesiprosessista lähtevästä vedestä,
- vesiprosessista prosessin aikana
- rejektivesistä
- poltetun lietteen tuhkasta.

Kuvassa 2.3 on esitetty mahdolliset talteenottoapaikat puhdistusprosessissa. Lähtevässä vedessä talteen otettavan fosforin pitoisuus voisi olla noin 5 mg/l, jos fosforia ei saosteta aikaisemmin prosessissa. Vesi sisältäisi hyvin vähän kiintoainetta ja tyypeä. Rejektivesien fosforipitoisuus olisi taas tyypillisesti tasolla 20 – 100 mg/l. Fosforin talteenotto lähtevästä vedestä ei ole käytössä tällä hetkellä ja on esitetty arvioita, että alhaisen pitoisuuden vuoksi se ei olisi teknisesti eikä taloudellisesti järkevää. Nykyisin käytössä olevilla menetelmillä fosfaattifosforipitoisuuden olisi oltava 50...60 mg/l (Cornel and Schaum, 2009, viitattu Desmidt et al., 2015). Fosforin talteenotto struviittikiteytyksellä rejektivedestä tai palautuslietekierrosta on toteutettu useissa paikoissa eri puolilla maailmaa. Muun muassa Ostara Nutrient Recovery Inc on toteuttanut prosesseja 9 kpl USA:ssa, 5 kpl Kanadassa ja 3 kpl Euroopassa. Suomessa ei toteutuksia ole. Prosessi voidaan toteuttaa vain biologiseen fosforinpoistoon ja mädätykseen yhdistettynä.



Kuva 2.3. Fosforintalteenotto eri pakoista jäteveden- ja lietteenkäsittelyssä (Desmidt ym 2015, muokattu)

Suomessa biologinen fosforin poisto eli bioP on käytössä muutamalla puhdistamolla osaratkaisuna. BioP:tä täytyy yleensä täydentää meidän olosuhteissa kemiallisella käsittelyllä, koska bioP-prosessissa saavutettava lähtevän fosforin pitoisuus on 0,5 – 1 mg/l. BioP:en ei suositella kuitenkaan yhdistettäväksi esi- tai rinnakkaissaostusta, koska biolietteen saostuskemikaalipitoisuus pyritään pitämään mahdollisimman alhaisena. Kemiallinen saostus tulisi siis tehdä jälkisaostuksena biologisen prosessin jälkeen. Biologista fosforinpoistoa voidaan pitää suositeltavana silloin, kun se voidaan toteuttaa yksinkertaisesti prosessissa, koska sillä voidaan vähentää saostuskemikaalin tarvetta. BioP:n soveltuminen on kuitenkin tarkasteltava puhdistamokohtaisesti, eikä sitä voida kaikkialla toteuttaa. BioP vaatii lisäksi mm. riittävän väljästi mitoitetun biologisen altaan, joka sallii ilmastamattoman tilavuuden kasvattamisen. Jos BioP yhdistetään kokonaistypenpoistoprosessiin, kilpailevat denitrifioivat bakteerit ja BioP-bakteerit käyttökelpoisesta hiilestä ja sen riittävyys riippuu käsiteltävän veden laadusta. Lisäksi puhdistamoilla, joilla tehostetaan kemiallisesti esiselkeytyksen toimintaa, siirtyminen biologiseen fosforin poistoon vaatisi esiselkeytyksen käytön vähentämistä ja biologisen prosessin kuorman kasvattamista, jolloin korkeakuormitteista prosessia jouduttaisiin laajen-

tamaan. Biologisen ja kemiallisen fosforinpoiston tapauksessa syntyy kahta erilaista lietettä – biologista ja kemiallista lietettä.

Kun jätevesilietettä poltetaan, sen sisältämä fosfori jää tuhkaan. Tuhka sisältää lisäksi jäteveden sisältämät raskasmetallit ja fosfori on huonosti kasvien käytettävässä muodossa. Näin ollen tuhkan käyttöä suoraan lannoitteena rajoittaa sen raskasmetallipitoisuus ja lannoitearvo. Jotta tuhkan fosforipitoisuus olisi riittävän korkea ja prosessi voisi toimia, on tuhkan oltava peräisin vain jätevesilietteen polttolaitoksesta, ei sekapolttolaitoksesta. Talteenotto prosessit tuhkasta voidaan jakaa termokemiallisiin ja märkäkemiallisiin menetelmiin. Tällä hetkellä vain kaksi termiseen menetelmään perustuvaa prosessia on käytössä täydenmittakaavan laitoksena. Varsinainen talteenotto kuivatusta lietteestä ja tuhkasta on tekniikkana kokeilu- ja tutkimusasteella. Joitakin ison mittakaavan pilot-laitoksia on toiminnassa. Useiden prosessien toiminta perustuu biologisessa fosforinpoistossa tapahtuvaan fosfaatin vapautumiseen ja korkeaan fosfaattipitoisuuteen. Lietteen fosfori voidaan kierrättää myös käsittelemällä liete lannoitteeksi nykyään yleisillä menetelmillä. Vertailutaulukko talteenottomenetelmistä on liitteessä 1.

Tällä hetkellä fosforin talteenotto prosesseista lopputuotteena tuotetaan yleensä struviittia (joko ammonium- ja kaliummuodossa) tai kalsiumfosfaattia, joita voidaan käyttää lannoitteena. Näillä voidaan myös korvata osa fosforimineraalista fosforin tuotannossa, jolloin lopputuotteena syntyy tetrafosforia (P₄). Lietetuhkasta talteen otettu fosfori voi olla kalsinoitua fosforia, joka sopii hyvin lannoitteeksi. Struviittilannoitteen markkina-arvo on viime vuosina vaihdellut välillä 0,4 – 0,5 €/kg P. (Desmidt ym 2015). Kierrätysfosforin kysyntä on kuitenkin vähäistä.

2.9 ENERGIA- JA RESURSSITEHOKKUUSTARKASTELU

Yhden henkilön vuoden aikana jäteveden tuottaman orgaanisen aineen energiasisältö on noin 170 kWh. (Jenicek, 2014) Aktiivilieteprosessin aikana energiasisältö pienenee hapettumisen seurauksena 15 – 30 %. Nykyisillä lietteen mädättämöillä saadaan otettua talteen noin 10 - 15 % jäteveden alkuperäisestä energiasisällöstä. Teoreettisesti tarkasteltuna tuleva jätevesi sisältää energiaa noin 3 kWh/m³, joka on selvästi korkeampi kuin nyt käsitteilyyn kuluva energia 0,1 – 2 kWh/m³. Energiatohokkuuden kasvattamiseen tähtäviä toimenpiteitä puhdistamoilla voivat olla mm. energiaoptimointi prosessissa ja puhdistamorakennuksissa, mädätyksen lisääminen, lämmön talteenotto käsittelystä jätevedestä sekä esim. rejektivesien deammonifikaatioon perustuva typenpoisto.

Jätevedenpuhdistuksessa nykyisten prosessien energian säästö voidaan toteuttaa optimoimalla prosessilaitteita, prosessin ajotapoja, ilmanvaihtoa ja valaistusta. Nykyisillä jätevedenpuhdistamoilla pääosassa energian kulutuksessa ovat biologisen puhdistusprosessin ilmastus, lietteen linkous ja erityyppiset pumppaukset. Kalliopuhdistamoissa ja katetuissa laitoksissa energiaa käytetään suhteellisen paljon myös laitoksen ilmanvaihtoon ja valaistukseen. Monet edellä esitetyt jätevesien käsittelymenetelmät kuluttavat energiaa runsaasti suhteessa nykyiseen puhdistusprosessiin. Lisäksi niiden käyttöönotto voi merkitä esim. kemikaalien tai muiden resurssien käytön lisäämistä.

Toisin kuin energiatohokkuuden osalta resurssitehokkuudelle ei ole toistaiseksi asetettu määrittäviä tavoitteita. Jäteveden sisältämän energian hyödyntäminen on mahdollista joko jäteveden hiilisisällöstä, lämpöenergiasta tai potentiaalienergiasta. Jäteveden osalta resurssitehokkuutta voidaan edistää ottamalla käyttöön esimerkiksi teollisuuden sivutuotteita kemikaaleina tai muualla prosessissa. Lisäksi yhdyskuntajätevesi sisältää erityisesti orgaanista ainetta, fosforia, typpeä sekä vettä, joita on mahdollista kierrättää.

Kappaleissa 3.15 ja 4.6 tarkastellaan eri skenaarioissa käsiteltävien menetelmien vaikutuksia energia- ja resurssitehokkuuden näkökulmasta. Lisäksi esitellään joitakin tapoja kasvattaa energiaomavaraisuutta jätevedenpuhdistamalla ja näiden toimien suhteellisia vaikutuksia peilataan puhdistusvaatimusten vaikutuksiin.

3 KÄSITTELYN TEHOSTAMISEEN SOVELTUVAT MENETELMÄT

Seuraavassa on esitelty eri osa-alueiden käsittelyn tehostamiseen soveltuvia menetelmiä. Menetelmät on kuvattu lyhyesti. Osasta menetelmistä on esitetty myös kirjallisuudessa annettua kustannustietoa. Näitä kustannustietoja ei kuitenkaan käytetä varsinaisessa kustannusvertailussa, koska niiden vertailukelpoisuudesta ei ole varmuutta. Kustannusvertailu tehdään erillisten mitoituskalkelmien pohjalta kappaleissa 4.7 ja 4.9.

3.1 SKENAARIO 1: HAITTA-AINEIDEN POISTOTEHO 50 %

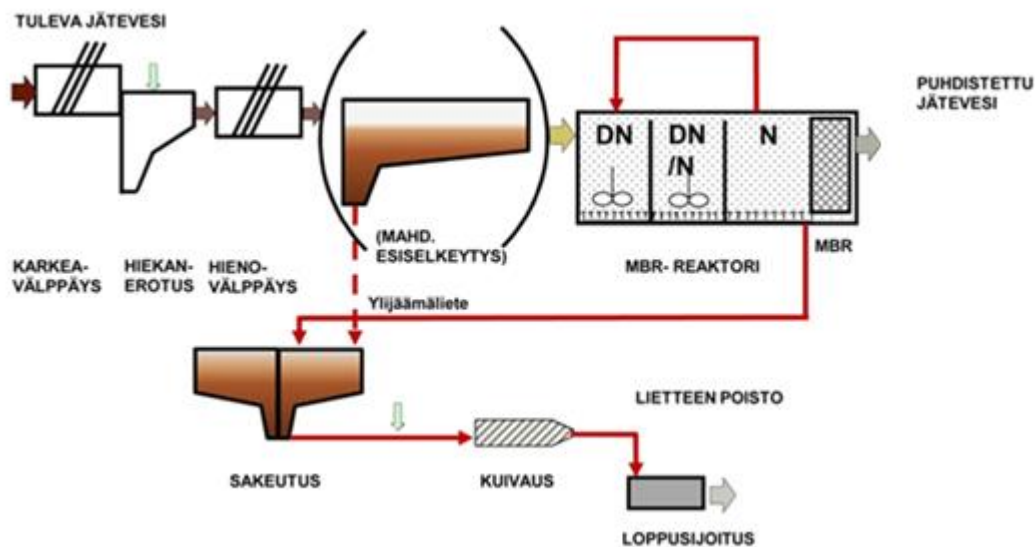
3.1.1 Pitkän lieteiän aktiivilieteprosessi + tertiäärikäsittely

Aktiivilieteprosessi on biologinen prosessi, jossa haitta-aineiden poistuminen perustuu biohajoavuuteen. Helposti biohajoavat haitta-aineet poistuvat suhteellisen lyhyenkin lieteiän (6 – 8 d) prosesseissa hyvin. Haitta-aineiden poistotehon kasvattaminen perustuu korkea lieteiän antamaan hyötyyn prosessin mikrobiston kehittämisessä. Silloin prosessiin pääsee muodostumaan lajisto, joka pystyy hajottamaan myös vähemmän biohajoavia yhdisteitä, kuten diklofenaakkia (Kruglova ym. 2014). Pitkän lieteiän prosessi voidaan toteuttaa perinteisenä aktiivilieteprosessina, jossa lieteiän pitäisi olla kuitenkin esim. nitrifikaatioon vaadittavaa lieteikää pidempi, noin 20 - 30 päivää. Lieteiän kasvattamisen vaatima lisätilavuus puhdistamoilla riippuu olemassa olevan prosessin kuormitustasosta ja on tarkasteltava tapauskohtaisesti. Lisäksi tehokkaalla tertiäärisuodatuksella saadaan kiintoainepitoisuus alhaiselle tasolle, jolloin lietteeseen sitoutuneet haitta-aineet saadaan poistettua vedestä tehokkaasti.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	kymmeniä	erittäin hyvä	Alhainen lämpötila huomioitava mitoituksessa

3.1.2 Kalvobioreaktori (MBR)

Kalvobioreaktorissa jälkiselkeytysaltaat on korvattu kalvosuodatusyksiköillä, jolloin prosessia voidaan ajaa korkeassa lietepitoisuudessa ja hyvin pitkällä lieteiällä. Mikropollutanttien poistumisen on todettu olevan parempi MBR-prosessissa kuin perinteisessä aktiivilieteprosessissa (Le-Minh ym. 2010). Pidempi lieteikä tehostaa hajoamista, mutta aineiden biohajoavuudessa on erittäin suuria ainekohtaisia eroja. MBR-prosessiin voi jalostua mikrobikanta, joka hyödyntää tehokkaammin vaikeasti biohajoavia aineita (Radjenovic ym. 2008). MBR:n parempi puhdistusteho perustuu osin pitkän lieteiän mahdollistamaan bakteeriston muuntumiseen, osin haitta-aineiden sitoutumiseen lietteeseen, joka suodattuu pois lähtevästä vedestä. Haitta-aineiden biohajoavuuden on oletettu olevan riippuvainen siitä, miten lähellä mikropollutanttien kemiallinen rakenne on bakteerien omia entsyymejä. (Joss ym. 2005) MBR-prosessilla ei kuitenkaan saavuteta niin korkeita poistotehokkuuksia, että se yksin riittäisi käsittelyn tehostamiseen. MBR-tekniikkaa ei ole toistaiseksi Suomessa käytössä, mutta ensimmäiset puhdistamot ovat rakenteilla Suomeen ja Ruotsiin. Tekniikka on saavuttamassa kypsän tekniikan vaihetta. MBR-puhdistamon tilantarve ja näin ollen investointikustannus on alhaisempi kuin perinteisen aktiivilieteprosessin, mutta käyttökustannukset ja energian kulutus ovat korkeammat. Kuvassa 2.4 on esitetty periaatekuva MBR-prosessista.



Kuva 2.4. MBR-prosessi.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	rakenteilla 2 kpl	hyvä	Alhainen lämpötila kasvattaa kalvopinta-alan tarvetta ja on huomioitava käytössä

3.1.3 Jälkilammikointi ja pintavalutuskentät

Jälkilammikointi on puhdistusvaihe, jossa biologisesti käsitelty jätevesi johdetaan maanvaraisiin altaisiin, joissa veden viipymä on hyvin pitkä. Pintavalutuskentällä tarkoitetaan taas veden ohjaamista ojittamattoman luonnontilaisen alueen kautta. Pintavalutuskentän tehtävänä on puhdistaa siihen ohjattu vesi esimerkiksi turpeen tai kivennäismaan avulla. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että ravinteet pidättyvät parhaiten pintaturpeeseen ja kasvillisuuteen. Pintavalutuskenttiä on käytössä esim. turvetuotannon valumavesien käsittelyssä. Parhaiten ravinteet pidättyvät lämpimänä vuodenaikana pintakerrokseen.

Jälkilammikoinnin ja pintavalutuksen vaikutusta mikropollutanttien poistumiseen ei ole tutkittu kovinkaan paljon, mutta käsittely mahdollistaisi fotohajoamisen sulan veden aikana sekä biologisen hajoamisen. Choubert ym (2014) tutkivat 65 aineen poistumista jälkilammikossa, jossa hydraulinen viipymä oli 15 päivää. Kaksi kolmasosaa aineista väheni lammikoinnissa vain noin 30 %, kymmenesosa väheni 70 – 90 % ja loput 30 – 70 %. Yhdessä biologisen käsittelyn kanssa puhdistustaso olisi kuitenkin riittävä. Hajoamisen todettiin johtuvan lähinnä fotohajoamisesta. Talviaikana kylmän ilmastoinnalla käsittelyteho siis oletettavasti laskee.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa maailmalla
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	Alhainen	Talviolosuhteet

3.1.4 Nanosuodatus

Nanosuodatus on kalvosuodatusmenetelmä, jossa kalvon huokoskoko on 1 – 10 nm. Nanosuodatuksen erotuskyky perustuu pääasiassa erottumiseen partikkelin tai molekyylin koon perusteella tai erottumiseen elektrostaattisen varauksen vuoksi. Negatiivisesti varautuneet molekyylit erottuvat nanokalvolla yleensä hyvin, kun taas varauksettomat molekyylit menevät helpommin läpi (Sigrist & Joss, 2012). Nanosuodatuksen suodatusteho paranee konsentraation kasvaessa. Myös pH vaikuttaa nanosuodatuksen kykyyn erottaa haitta-aineita. Suodatuskalvon materiaalilla on huomattava merkitys erotustehoon eikä kalvon nimellinen koko korreloi aina erotustehon kanssa. Nanosuodatuksen erotusteho paranee, kun kalvon pintaan kertyy kiintoainekerros. Nanosuodatuksen suodatusteho on välillä 30 – 90 % riippuen haitta-aineen ominaisuuksista. Nanosuodatuksessa haitta-aineet konsentroituvat retentaattiin, joka on käsiteltävä erikseen esimerkiksi aktiivihiiisuodatuksella. Nanosuodatusta on käytetty jo pitkään talousveden puhdistuksessa.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	1 kpl	hyvä	Alhainen lämpötila huomioitava mitoituksessa ja käytössä

3.1.5 UV-valo

UV-säteily eli UV-valo on tietyn aallonpituuden omaavaa sähkömagneettista säteilyä. Sähkömagneettisen säteilyn spektrissä UV-säteily sijoittuu röntgensäteilyn ja näkyvän valon välille. UV-säteilyksi luokitellaan säteily, joka on aallonpituudeltaan 100 – 400 nanometriä (nm). UV-käsittelyn teho vaihtelee haitta-aineittain niiden fotohajoamisnopeuden mukaan. Diklofenaakki on hyvin nopeasti hajoava, kofeiini ja karbamatsepiini erittäin huonosti hajoavia. 50 %:n poistotasoon tarvitaan 0,33 J/cm² diklofenaakille ja 70 J/cm² karbamatsepiinille. (Shu ym 2013) Tarvittava annos on siis moninkertainen verrattuna UV:n desinfiointisovelluksissa käytettyyn mitoitukseen, joka on välillä 250 – 350 J/m² eli 0,025 – 0,035 J/cm². UV-käsittelyn tehoa voidaan kasvattaa esim. lisäämällä vetyperoksidia H₂O₂, jonka annoksella 50 mg/l saadaan kaikista haitta-aineista poistettua 50 % alle 1 J/cm² annoksella. (Shu, 2013)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	kohtalainen	ei tiedossa erityishaasteita

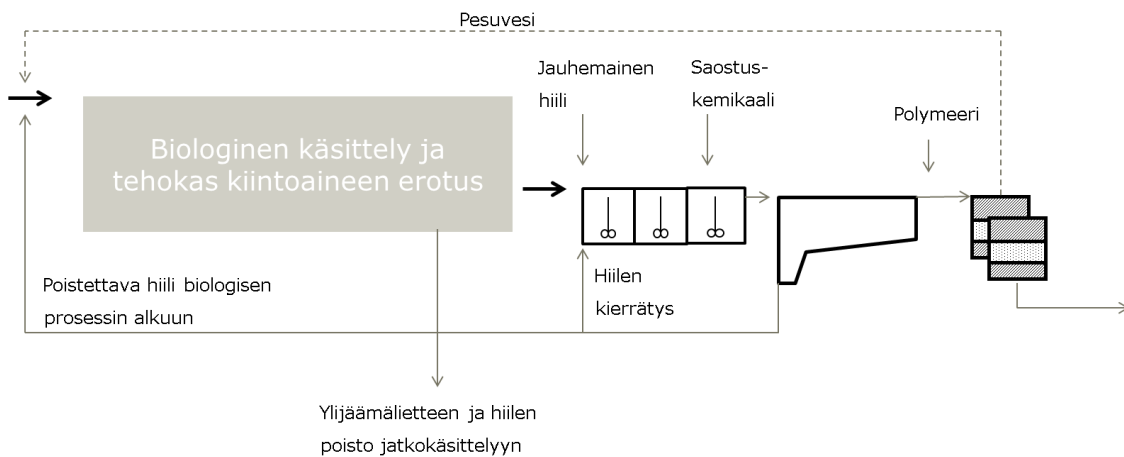
3.2 SKENAARIO 2: HAITTA-AINEIDEN POISTOTEHO 80 %

3.2.1 Jauhemainen aktiivihiihi (PAC)

Aktiivihiihi on tehokas ei-spesifinen adsorbentti. Yleensä aktiivihiihen ominaispinta-ala eli BET-luku on 500 – 1500 m²/g. Aineet kiinnittyvät aktiivihiihen pinnalle sekä kemiallisin että fysikaalisin mekanismein. Mikropollutanttien adsorption on todettu olevan riippuvainen hiilen muista ominaisuuksista kuin ominaispinta-alasta. Hiilen pintakemiaan vaikuttaa erityisesti eri alkuainesten kuten fosforin, rikin, vedyn jne. esiintyminen pinnalla. Tämä riippuu aktiivihiihen raaka-aineesta ja valmistustavasta. Pintakemia vaikuttaa hiilen kykyyn adsorboida eri haitta-

aineiden funktionaalisia ryhmiä. Adsorptio paranee, kun lämpötila laskee. (Omlin & Chesaux, 2010) Poistuma vaihtelee huomattavasti eri haitta-aineiden välillä. Toisaalta hiilivalmistajat ovat jo nyt kehittäneet uusia tuotteita ja hiiliseoksia tehokkuuden parantamiseksi. Jos haitta-aineita aletaan poistaa laajemmin, tuotekehitys varmasti kiihtyy. Tietyntyyppisiä isoja molekyylejä, kuten antibioottina käytettyä sulfametoksiatsolia, on kuitenkin hyvin vaikea saada adsorboitumaan tehokkaasti.

Jauhemaista aktiivihiihtä käytettäessä aktiivihiihi yleensä lisätään erillisessä kontaktialtaassa. Tarvittavan annostuksen 80 %:n poistotehon saavuttamiseksi on todettu olevan noin 15 gPAC/m³. Aktiivihiihen erotus vedestä voidaan toteuttaa erilaisin menetelmin mm. selkeytysaltaalla, hiekkasuodatuksella, kiekkosuodatuksella ja ultrasuodatuksella. Selkeytykseen ja hiekka- ja kiekkosuodatukseseen tarvitaan flokkulointikemikaalin syöttö hyvän suodatustuloksen varmistamiseksi. Aktiivihiihtä kierrätetään kontaktialtaaseen siten, että viipymäaika aktiivihiihelle on 1-2 päivää. Suodattimien pesuvesi johdetaan Sveitsin ja Saksan laitoksilla tyypillisesti biologisen prosessin alkuun, josta suurin osa poistuu lietteenkäsittelyyn. Kuvassa 2.5 on esitetty eräs toteutustapa jauhemaiselle aktiivihiihelle.



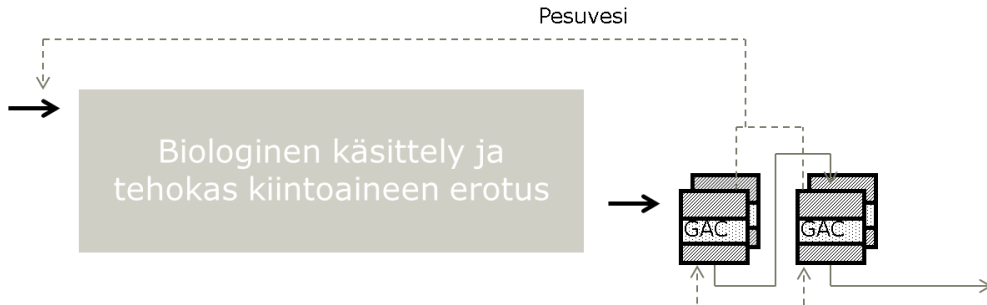
Kuva 2.5. Esimerkki aktiivihiihlaitoksesta haitta-aineiden poistoon.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
kymmeniä	ei tässä tarkoituksessa	kohtalainen	Keski-Euroopassa yhdistetty lietteen polttoon, aktiivihiihi lietteen joukossa voi rajoittaa lietteen käyttöä

3.2.2 Aktiivihiihliuodatin GAC

Aktiivihiihlikäsittely voidaan tehdä myös suodattimilla, jolloin käytössä on rakeinen aktiivihiihi. Tällaisia prosesseja on toteutettu täydessä mittakaavassa sekä tutkimustarkoituksissa Saksassa ja Hollannissa. Tässä tapauksessa aktiivihiihliuodatin toteutetaan kuten esim. talousveden aktiivihiihliuodattimet on toteutettu. Aktiivihiihliuodatukseseen on näissä tapauksissa yleensä syötetty jälkiselkeytyksestä lähtevää vettä. Suodattimien pesu- ja vaihtotarvetta voidaan pienentää, poistamalla kiintoaine mahdollisimman tehokkaasti ennen suodatusta. Mikropollutanttien adsorption on todettu olevan erittäin hyvä, kun suodattimissa on tuore hiili. Adsorptiokapasiteetti heikkenee suodatuksen aikana, kun aktiivihiihi alkaa saturoitua. Adsorptiokapasiteetti on hyvin erilainen erilaisille mikropollutanteille. Jos esimerkiksi lähdetään siitä, että sulfametoksiatsolin pitää poistua 80 %, pitäisi hiili regeneroida kolmen kuukauden välein,

jolloin kapasiteettia olisi kuitenkin jäljellä hyvin muiden aineiden poistamiseen. Saksassa on lääkaineiden poistoon tarkoitettujen GAC-suodattimien regenerointiväliksi yleensä oletettu 250 – 300 päivää. EAWAG:n arvio GAC-suodatuksen kokonaiskustannuksille, jos regenerointivälinä käytetään 6 kuukautta, on 0,08 €/m³ (VSA, 2015). Saksalaiset arviot vaihtelevat välillä 0,09 – 0,17 €/m³, kun regenerointiväli oli yli 200 päivää (KOMS, 2015). GAC-suodattimen toimintaperiaate on esitetty kuvassa 2.6.



Kuva 2.6. GAC-prosessi.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
noin kymmenen	ei tässä tarkoituksessa	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.2.3 MBR + PAC

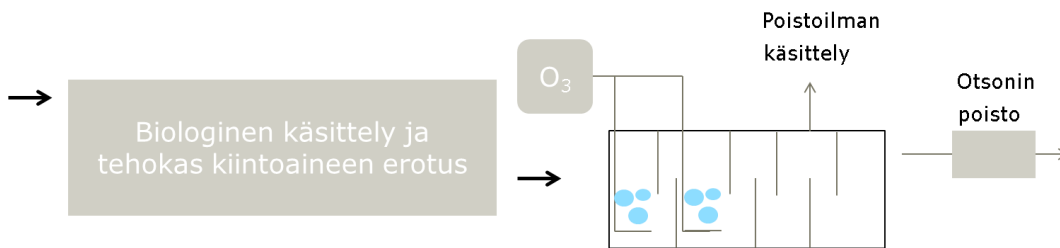
MBR/PAC –prosessissa PAC-annostus tehdään suoraan MBR-prosessialtaaseen eikä erillistä kontaktiallasta aktiivihieille tarvita. Hiili erottuu lietteen mukana kalvosuodatuksessa. Prosessin toiminnasta on ristiriitaisia tuloksia tehdyistä pilot-ajoista Sveitsistä. Loclen puhdistamolla tehtiin pilot-kokeilu ontokuitu-MBR:llä, jossa todettiin, että jo 10 mg PAC/l:n syötöllä saavutettiin yli 90 % poistuma analysoiduilla lääkaineilla. (Ribi, 2014). Toisaalta Eawagin pilot-kokeessa (VSA, 2015) tarvittavat annostukset olivat noin kaksinkertaisia. Kirjallisuudessa on myös esitetty arvioita kolminkertaisesta PAC-tarpeesta verrattuna erilliseen aktiivihiekkäsittelyyn (Sigrist ja Joss, 2012). Loclen kokemusten perusteella vaikuttaa siltä, että PAC-annostus ei vaikuta kalvojen pesutarpeeseen eikä ilmansyöttötarpeeseen. PAC-annostuksen vaikutusta hapensiirtotehokkuuteen mitattiin pilotissa myös ja sen todettiin olevan hyvin vähäinen. Aikaisemmissa selvityksissä oli todettu, että PAC:n lisääminen MBR-reaktoriin paransi permeabiliteettiä ja vähensi kalvojen pesutarvetta. Tämä selitettiin sillä, että hiilipartikkelit muodostivat suojakerroksen kalvon päälle ja estivät kalvoja tukkivien aineiden pääsyn kalvon pinnalle (Löwenberg ym, 2013). Toisaalta Loclen pilotissa ei havaittu tällaista, vaan päinvastoin permeabiliteetti hieman heikkeni PAC-lisäyksen jälkeen. (Ribi, 2014) Jos PAC-annostus voi olla sama kuin erillistä kontaktiallasta käytettäessä, on MBR/PAC-prosessi kilpailukykyinen vaihtoehto. Tarvittavan annostuksen osalta tarvitaan vielä lisätutkimuksia, koska tähänastiset tulokset ovat ristiriitaisia.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tietoa	ei	alhainen	Keski-Euroopassa yhdistetty lietteen polttoon, aktiivihiehi lietteen joukossa voi rajoittaa

			lietteen käyttöä
--	--	--	------------------

3.2.4 Otsonointi

Otsoni on hyvin reaktiivinen kaasu, joka reagoi vedessä kahdella tavalla: Osa otsonista reagoi suoraan vedessä olevien orgaanisten ja epäorgaanisten yhdisteiden kanssa hapettaen niitä kuitenkin niin, että reaktio tapahtuu valikoivasti vain tiettyjen kemiallisten sidosten kanssa, esim. hiilikaksoissidos, fenolirengas, aminoryhmä. Tästä syystä otsonoinnilla voidaan tehokkaasti poistaa tiettyjä yhdisteitä, mutta toisiin sillä ei ole vaikutusta. Otsoni reagoi hyvin mm. useimpien antibioottien sekä hormonien kanssa, mutta ibuprofeeniin sen vaikutus on vähäinen. Toinen otsonin reaktiotapa vedessä on epäsuora hapetusreaktio, jossa otsoni ensin hajoaa hydroksyyliiradikaaliksi, joka on hyvin reaktiivinen mutta ei-selektiivinen toisin kuin otsoni itse. Kuvassa 2.7 on esitetty otsonointiprosessi.



Kuva 2.7. Otsonointiprosessi haitta-aineiden poistoon.

Otsonoinnin tehoon vaikuttavat käytetty otsoniannos, veden orgaanisen aineen ja kiintoaineen pitoisuus sekä nitriittipitoisuus. Jos vedessä on paljon orgaanista ainetta ja kiintoainetta, kuluu otsonia niiden hapettamiseen. Nitriitin kanssa otsoni reagoi hyvin nopeasti. Lisäksi otsonoinnin reaktionopeuteen ja otsonin ja hydroksyyliiradikaalin tasapainoon vaikuttaa pH, alkaliteetti ja lämpötila. Otsonointia on Suomessa käytössä vedenkäsittelyssä orgaanisen aineen poistossa. Otsonoinnissa muodostuu ja jää veteen orgaanista ainetta, joka Sveitsin kokemusten mukaan tulisi käsitellä otsonoinnin jälkeen vielä biologisella suodattimella esim. hiekka- tai aktiivihiekkasuodatuksella. (VSA, 2015) Osalla muodostuneista hajoamistuotteista voi olla vielä samankaltaisia haitallisia vaikutuksia kuin alkuperäisellä haitta-aineella. Toisaalta Saksassa toteutetuilla laitoksilla ei jäkisuodatusta ole (KOMS, 2015). Otsonoinnin energian tarve on välillä 0,03 – 0,1 kWh/m³ riippuen käsiteltävän veden orgaanisen aineen pitoisuudesta.

Lausannen puhdistamolla tutkittiin otsonointia. Otsoniannos oli 0,6 – 1 gO₃/g DOC, reaktorin syvyys 5 – 7m ja minimi kontaktiaika oli 20 min. Otsonoinnilla saavutettiin samanlaisia tuloksia kuin aktiivihiehillä. Toksisuustestissä otsonoitu vesi osoittautui kuitenkin toksisemmaksi kuin aktiivihiekkäksitelty, mutta hiekkasuodatuksessa toksisuus laski. Ara Neugutilla käytetty on otsoniannos 2 – 3,3 mg/l, joka DOC-pitoisuuteen nähden on 0,55 g O₃/g DOC. (VSA, 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
kymmeniä	ei	hyvä	Puhtaan hapen turvallinen käyttö kalliopuhdistamoilla

3.2.5 Muut hapetusmenetelmät

Ferraatti

Ferraatti on hapetusluvultaan kuusiarvoista rautaa ja se toimii voimakkaana hapettimena. Ferraatin käyttöä mikropollutanttien poistossa on kokeiltu Sveitsissä ja sen on todettu olevan lähes yhtä tehokasta kuin otsonin. Ferraatin haaste on, että se on joko tuotava laitokselle täysin hapettomissa olosuhteissa tai sitten se on valmistettava paikan päällä. Kokeissa ferraatin annostus oli 0,4 g Fe (VI) / g DOC. Ferraatin etuja verrattuna otsoniin on se, että se saostaa samalla fosforia. Sveitsin kokeissa käytetty annostus poisti noin 0,8 mg/l fosfaattifosforia. Lisäksi ferraatin käyttö on riskittömämpää verrattuna otsoniin. Kustannuksiltaan ferraatti on samaa luokkaa kuin otsonointi. (Zimmermann ym. 2013) Myös klooridioksidia on tutkittu, mutta se todettiin tehottomammaksi kuin otsoni (Hey, 2013).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

Sähkö-kemiallinen hapetus

Sähkö-kemiallisessa hapetuksessa orgaanisen aineen hapettuminen eli hajoaminen tapahtuu syötetyn sähkövirran avulla. Hapettuminen voi tapahtua suoraan anodilla tai välillisesti esim. hydroksyyliiradikaalin kautta. Menetelmä on todettu tehokkaaksi mm. torjunta-aineiden hajottamisessa, mutta sen haasteena on vielä sopivien ja kustannuksiltaan edullisimpien anodi- ja katodimateriaalien löytäminen. Sairaalajätevesien käsittelyä on kokeiltu näin Ranskassa prosessissa, jossa hapetusreaktion kustannustehokkuutta parannettiin konsentroimalla ensin jätevesi nanosuodatuksella. (Lan ym. 2015).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.2.6 Maaperäimeytys

Maaperäimeytyksen tai rantaimetyksen vaikutusta haitta-aineiden poistumiseen on tutkittu erityisesti Saksassa. Maaperäimeytyksen on todettu poistavan joitakin haitta-aineita erittäin tehokkaasti. Poistuminen perustuu sekä sorptioon että biohajoamiseen sekä aerobeissa että anaerobeissa olosuhteilla maassa. Poistumisen on todettu olevan kuitenkin erilaista eri maa-lajeilla ja alueilla. Saksassa on selvitetty mikropollutanttien poistumista erityisesti jokivesistä rantaimetyksen yhteydessä ja puhdistusteho on todettu hyväksi. Samoin mikropollutanttien kertymistä imeytysalueille on jonkin verran selvitetty, mutta suuria muutoksia maaperän pitoisuuksissa ei havaittu. Imeytykseen tarvittava pinta-ala on riippuvainen veden esikäsitteystä ja veden laadusta. (Schmidt ym 2003)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		

ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	alhainen	talviolosuhteet
-------------------------	-------------------------	----------	-----------------

3.2.7 Entsyymitoimintaan perustuva suodatus

Ruotsissa Uppsalan yliopistossa on kehitetty uusi menetelmä lääkeaineiden ja muiden orgaanisten haitta-aineiden poistamiseen, joka perustuu lääkeaineiden hajottamiseen entsyymien avulla. Menetelmän kaupallistamisesta vastaa nyt Pharem Biotech. Menetelmän tutkija sai vuonna 2015 Ruotsin SKAPA-innovaatiopalkinnon keksinnöstä. Menetelmä perustuu suodatukseseen entsyymeitä sisältävän suodatinmassan läpi. Tällä hetkellä on kehitetty 25 entsyymiä, jotka hajottavat 50 erilaista yhdistettä. Menetelmä on testauksessa Tukholman Hammarby Sjöstadsverkin demonstraatiolaitoksella. Entsyymit kuluvat suodattimessa ja suodatinmassa pitää uusia noin kerran kuukaudessa. Pharem Biotechin arvio investointikustannuksista on noin 110 000 euroa 10 000 m³/d jätevesivirtaaman käsittelemiseen. Prosessin kehittäjäyrityksen antama arvio käyttökustannuksesta on noin 0,04 €/m³ sisältäen tarvittavan entsyymien lisäämisen ja olettaen, että vettä ei tarvitse pumpata suodattimeen.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyy	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.3 SKENAARIO 3: HAITTA-AINEIDEN POISTOTEHO 90 %

3.3.1 Käänteisosmoosi

Käänteisosmoosikalvot ovat nk. tiukkoja kalvoja. Ne pidättävät kaiken kiintoaineen, mutta myös liukoisia aineita kuten makromolekyylit ja ionit. Kalvot on valmistettu materiaalista, joka päästää veden helpommin läpi kuin veteen liuenneet aineet. Käänteisosmoosilaitoksia on käytössä paljon suolanpoistolaitoksina. Jätevedenkäsittelyssä käänteisosmoosia on käytössä Wulpenin laitoksella Belgiassa, jossa käsitelty jätevesi imeytetään tekopohjavedeksi, Orange Countyssa USA:ssa sekä Singaporessa, joissa molemmissa jätevesi kierrätetään juoma- ja talousvedeksi. (Lazarova ym., 2013) Wulpenin laitoksella suodatuksen teho on todettu hyväksi muiden haitta-aineiden paitsi bisfenoli-A:n suhteen. Suodatettavasta vedestä 10 – 25 % jää konsentraatiksi, joka sisältää lähes kaikki veden sisältämät haitta-aineet. Käänteisosmoosin käyttökustannus on kirjallisuuslähteiden mukaan noin 0,3 - 0,45 €/m³. Tässä luvussa ei ole mukana konsentraatin käsittelykustannuksia.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyy	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	hyvä juomavesi- ja kaatopaikan suotovesisovelluksissa, jätevesisovelluksissa mm. esikäsittelyn osalta kehitystarpeita	konsentraatin jatkokäsittely

3.3.2 AOP (Advanced oxidation processes)

Niin kutsutut Advanced oxidation processes eli AOP-prosessit perustuvat hydroksyyli- ja hydroperoksidiradikaalien hapetustehoon. Tekniikkaa on käytetty erityisesti teollisuusjätevesien käsittelyssä, mutta yhdyskuntajätevesistä ei ole täydenmittakaavan toteutuksia. Hydroksyyli- ja hydroperoksidiradikaalit hapettavat kaiken orgaanisen aineen eli pilkkovat kaikki yhdisteet viime kädessä hiilidioksidiksi, vedeksi ja nitraatiksi. Orgaaniset haitta-aineet olisi siis mahdollista poistaa tällä menetelmällä. Hydroksyyli- ja hydroperoksidiradikaalit täytyy tuottaa paikan päällä. Yleisimmin on käytössä vetyperoksidin (H₂O₂) ja UV-säteilyn yhdistelmä tai Fenton-prosessi. (Hey, 2013) Prosessin tehokkuus riippuu OH-annoksesta, veden orgaanisen aineen pitoisuudesta sekä pH-arvosta. UV-valoa käytettäessä vaikuttaa myös veden läpäisevyys. Menetelmän on tällä hetkellä arvioitu olevan kustannuksiltaan noin kolme kertaa kalliimpi kuin otsonoinnin (VSA, 2015). UV:n ja vetyperoksidin käyttökustannukseksi on arvioitu noin 0,4 €/m³ kun käsiteltiin mikrosuodatettua jätevettä ja 0,2 €/m³ kun käsiteltiin mikrosuodatettua ja käänteisosmoosilla käsiteltyä vettä. (James ym. 2014) Myös voimakasta sähkövirtaa voidaan käyttää muodostamaan otsonia ja hydroksyyli- ja hydroperoksidiradikaaleja vedestä ja hapesta. Menetelmiä ovat mm. DBD (Dielectric barrier discharge) ja PCD (Pulsed corona discharge) (Panorel, 2013).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	kohtalainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.3.3 Yhdistelmäprosessit

Korkeisiin poistotehoihin päästään myös yhdistämällä edellä esitettyjä eri poistomekanismeihin perustuvia menetelmiä toisiinsa. Esimerkiksi otsonoinnin ja aktiivihiihi-suodatuksen yhdistelmällä voidaan arvioida päästävän yli 90 % poistotehoon.

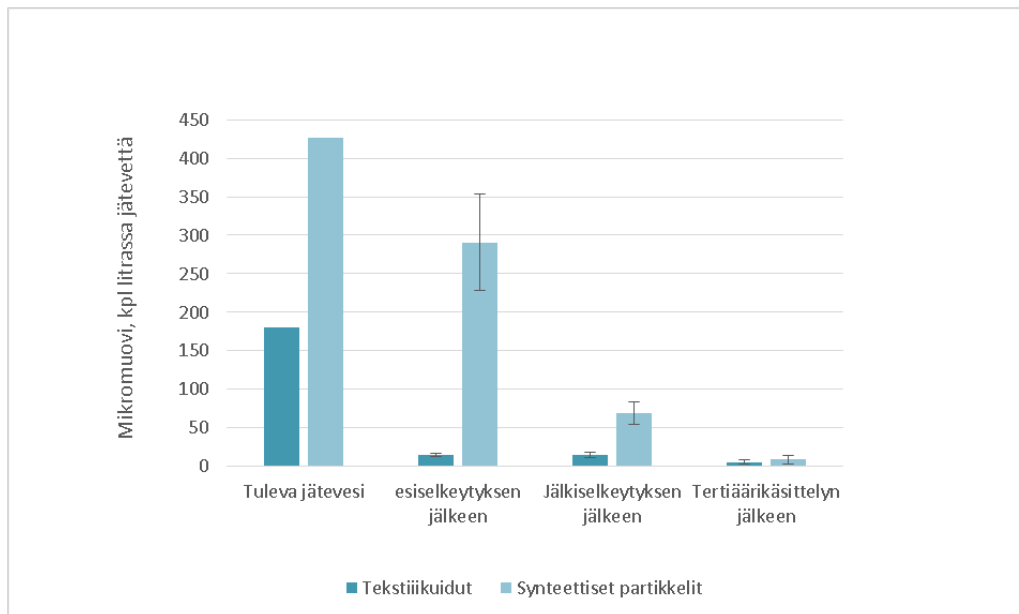
Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
joitakin O ₃ + PAC	ei	kohtalainen	aktiivihiihi lietteen joukossa voi rajoittaa lietteen käyttöä; puhtaan hapen turvallinen käyttö kallio- ja katetuilla puhdistamoilla

3.4 SKENAARIO 4: MIKROMUOVIEIN POISTO

3.4.1 Aktiivilieteprosessi

Mikromuovit poistuvat tehokkaasti nykyisellä käsittelytekniikalla, varsinkin jos käytössä on tertiäärikäsittely. Kuvassa 2.8 on esitetty tuloksia mikromuovien määrästä Helsingin Viikinmäen prosessin eri osissa. (Talvitie ym. 2015) Nähdään, että aktiivilieteprosessi sekä kuitujen että synteettisten partikkeleiden määrä on vähentynyt huomattavasti. Myös Ruotsissa on saatu tuloksia, että aktiivilieteprosessi poistaa 70 – 100 % jäteveden mikroroskasta. Suuremmat partikkelit (> 300 µm) pidättyvät prosessissa paremmin, yli 98 %, kuin pienet (20 µm). Suuria partikkeleita oli alle 1 kpl litrassa ja pieniä 1 – 100 kpl litrassa (Magnusson ja Wahlberg, 2014) Hollannissa kolmelta puhdistamolta otetuissa lähtevän veden näytteissä

mikromuovimäärä vaihteli välillä 9 – 91 kpl litrassa. Keskiarvo ja mediaani oli 52 kpl/l. Suuria (yli 300 μm) ja pieniä (alle 300 μm) mikromuovikappaleita oli tasaisesti. Hollantilaisessa tutkimuksessa oli tarkasteltu kaikkia kokoluokkia välillä 1 – 5000 μm . (Leslie ym, 2013)



Kuva 2.8. Mikromuovien poistuminen Viikinmäen puhdistusprosessissa. (Talvitie ym. 2015)

3.4.2 Tertiäärikäsittely (hiekk- tai kiekkosuodatus)

Eri tertiäärikäsittelymenetelmien vaikutusta mikromuoviin jätevedessä on tutkittu vasta hyvin vähän. Hiekk- ja kiekkosuodatuksen vaikutus mikroroskan poistossa on Ruotsin kokemusten perusteella kohtalaisen pieni. Kolmella puhdistamolla tehdyssä tutkimuksessa erilaisten ja erikokoisten (20 – 300 μm) mikromuovijakeiden määrässä ei ollut merkittävää eroa ennen ja jälkeen hiekk- tai kiekkosuodatuksen. (Magnusson ja Wahlberg, 2014) Suomesta on vastaavia alustavia tuloksia (ei vielä julkaistu).

3.4.3 Kalvosuodatus/MBR

MBR-prosessi poistaa tehokkaasti mikromuovia ruotsalaisten pilot-kokeiden perusteella. Ruotsalaisessa tutkimuksessa MBR-prosessista lähtevän veden sisältämä mikromuovimäärä oli noin sadasosa hiekk- ja kiekkosuodatettuun veteen verrattuna. Käytetyn kalvon huokoskoko oli 0,2 μm . (Magnusson ja Wahlberg, 2014). Hollantilaisessa tutkimuksessa myös MBR-prosessin lähtevässä vedessä havaittiin kohonneita mikromuovimääriä, mutta nämä ilmeisesti liittyivät varsinaisen MBR-prosessin ohitustilanteisiin (Leslie ym. 2013).

3.5 SKENAARIO 5: HYGIENISOINTI NOIN 90 %:N TASOON TULEVASTA VEDESTÄ

Erilaisilla tertiäärikäsittelytekniikoilla saadaan poistettua myös mikrobeja vedestä tehokkaasti. Käsittelymenetelmien varsinainen tarkoitus on yleensä kiintoaineen ja fosforin poiston tehostaminen. Vaihtoehtoisia menetelmiä ovat hiekkasuodatus, kiekkosuodatus ja flotaatio, jotka on esitelty tarkemmin kappaleessa 3.8. Mikrobin poistoteho on hiekkasuodatuksessa 90...99 %. Reduktio jää selvästi alhaisemmaksi ilman saostuskemikaalia. (Koivunen, 2007)

Flotaatiossa poistoteho on myös 90...99 %. Tehokkuutta voidaan hieman parantaa kemikaaliannostusta lisäämällä sekä kasvattamalla dispersioveden kierrätysuhdetta. (Koivunen, 2007) Kiekkosuodatuksen on todettu poistavan patogeenisiä mikrobeja ja viruksia ilman kemikaalin lisäystä 27 – 62 %. Kemikaalilla tehoa voidaan kasvattaa (Enerhall ja Stenmark, 2012). Alkueläimien munat on todettu poistuvan 99 % (Quinzaños ym. 2008). Viikinmäen kiekkosuodatuskokeissa todettiin, että hygienisointiteho kasvoi, kun suodatuskankaan huokoskoko oli pienempi. Samoin kemikaalin lisäyksellä tehoa saatiin kasvatettua. Kemikaloinnin kanssa poistoteho kokeissa vaihteli välillä 70 – 99 %. (Rossi, 2014)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	kymmeniä	erittäin hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.6 SKENAARIO 6: HYGIENISOINTI EU:N UIMAVESIDIREKTIIVIN MUKAISEEN ERINOMAISEEN LAATUUN

3.6.1 UV

Ultravioletidesinfiointi on toimintaperiaatteeltaan yksinkertainen eikä vaadi kemikaaleja. UV-hygienisoinnin desinfiointivaikutus perustuu nukleiinihappojen UV-adsorptioon ja tymiinin muuntumiseen, jonka seurauksena solu kuolee. Veden kemiallinen koostumus ei muutu käsittelyssä, eikä UV-hygienisoinnin seurauksena muodostu haitallisia yhdisteitä. Desinfioinnin tehokkuuteen vaikuttaa UV-valon intensiteetti, veden viipymä sekä UV-valon läpäisevyys.

Merkittävä tekijä UV-desinfioinnin onnistumisessa on jäteveden kiintoainepitoisuus. Mikrobit ovat usein sitoutuneina kiintoainepartikkeleihin, jotka suojaavat mikrobeja UV-valolta, ja kiintoaines (veden sameus) haittaa valon tunkeutumista veteen. Tämän vuoksi ennen UV-desinfiointia vaaditaan tertiäärikäsittely (suodatus tai flotaatio) tai erittäin varmatoiminen gravitaatioselkeytys, jotta varmistutaan jäteveden hygieenisessä laadussa. Poikkeustilanteissa, kuten ohijuoksutukset tai häiriö puhdistusprosessissa, ei voidakaan välttämättä taata UV-käsittelyn tehoa. UV-käsittelyn on todettu tuhoavan merkittävässä määrin mikrobeja, myös tunnettuja taudinaiheuttajaviruksia (Chevrefils et al., 2006). UV-desinfiointi on laajalti käytössä jätevedenpuhdistamoilla ympäri maailmaa. Tuotekehittelyn myötä markkinoilla on vähemmän energiaa kuluttavia lamppeja, mikä on lisännyt UV-desinfioinnin suosiota. Suomessa se on yleisin ei-kemiallinen desinfiointimenetelmä.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	kymmeniä	erittäin hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.6.2 Kemialliset menetelmät

Peretikka- ja permuurahaishappo

Peretikka- ja permuurahaishappo ovat orgaanisia peroksideja, jotka ovat voimakkaita hapettimia ja tuhoavat tehokkaasti monia mikrobeja, mutta eivät tutkimusten mukaan tuota merkit-

tävästi haitallisia kemikaalijäämiä tai desinfiointin sivutuotteita. Peretikkahappodesinfiointin optimaaliseksi kontaktiajaksi on todettu 10 – 15 minuuttia, mutta esim. ohitusvesien käsittelyssä vaaditaan lähes 30 minuutin kontaktiaikaa, jotta desinfiointitehosta voidaan varmistua. (Koivunen ja Heinonen-Tanski, 2005; Luukkonen, 2014). Permuurahaishapon tarvittava annos on 1- 10 ppm riippuen käsiteltävän veden laadusta ja kontaktiaika 10 – 15 minuuttia.

Kasvattamalla annostusta voidaan varmistua desinfiointitehosta, mutta toisaalta on huolehdittava, että hapolla on riittävä kontaktiaika, jotta se ehtii hajota ennen vesistöön purkua. Jäänöshappo voidaan myös hajottaa kemiallisesti esim. ferrosulfaatilla. Peretikkahapon hajoamistuotteita ovat happi, vesi ja etikkahappo, jonka biologinen hajoaminen luonnossa on nopeaa.

Permuurahaishappo on reaktiivista ja se hajoaa huomattavasti nopeammin kuin peretikkahappo. Tästä syystä se valmistetaan paikan päällä muurahaishaposta ja vetyperoksidista. Peretikkahappo toimitetaan valmiina puhdistamolle ja annostellaan jätevesivirtaaman mukaan. Suomen jätevedenpuhdistamoilla peretikkahappodesinfiointi on kemiallisista menetelmistä yleisin. Peretikkahappo- ja UV-desinfiointin tehokkuudet tertiäärisesti käsiteltyjen jätevesien desinfiointissa ovat varsin samankaltaisia, joskin UV-säteilytys tuhoaa yleensä hie-man tehokkaammin kestävämpiä viruksia ja parasitteja.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
kymmeniä	joitakin	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

Kloori

Klooraus on maailmanlaajuisesti yleisin jäteveden desinfiointimenetelmä. Erilaisia klooriyhdisteitä voidaan käyttää desinfiointiin, mm. vapaa kloori (Cl_2), natriumhypokloriitti (NaOCl), kalsiumhypokloriitti (Ca(OCl)_2) sekä kloramiinit. Suomessa klooraus on käytössä jäteveden hygienisoinnissa lähinnä vain varajärjestelmänä.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	aikaisemmin käytössä useita	kohtalainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.6.3 Otsonointi

Otsoni on hyvin reaktiivinen kaasu, joka reagoi sekä suoraan että hajoamistuotteena syntyneen hydroksiradikaalin kautta. Otsonin desinfiointivaikutus perustuu seuraaviin mekanismeihin: Osa otsonista hapettaa suoraan mikrobin soluseinämiä, mikä johtaa mikrobisolun kuolemaan. Otsoni voi myös tuhota nukleiinihappoja tai hiili-typpisidoksia. Otsonoinnin desinfiointiteho riippuu tuhoavasta organismista, kontaktiajasta ja käytetystä annoksesta. Otsonoinnin on todettu olevan tehottomampi virusten ja parasittien desinfiointissa kuin UV. Tarvittava otsoniannos riippuu käsiteltävän jäteveden laadusta. USEPA:n suositus on BHK:n pitoisuus alle 30 mg/l. Lazarova ym. (2013) testasivat eri vaiheisiin käsiteltyjen vesien otsoniannoksen vaikuttavuutta. Tertiäärikäsitellyn veden otsoniannokseksi riittää hyvin 5 – 10 mg/l. Tarvittava annos kasvaa, mitä vähemmän käsiteltyä vesi on ennen prosessia. Suo-

messa otsonointia ei ole käytössä desinfiointiin, mutta se on varsin yleisesti käytössä talousveden käsittelyssä orgaanisen aineen, hajun ja maun poistossa.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
joitakin	ei tässä tarkoituksessa	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.6.4 MBR

MBR-prosessi ei ole varsinainen hygienisointimenetelmä, mutta sen on havaittu poistavan indikaattoribakteereita tehokkaasti (5-7 log). Lähtevässä vedessä bakteereita ei yleensä havaita tai niiden määrä on alle 10 pmy/100 ml. (Ottoson ym. 2006; Zhang ja Farahbakhsh, 2007; Gurung, 2014). On myös todettu, että MBR-prosessi poistaa bakteereita paremmin kuin aktiivilieteprosessi yhdistettynä hiekkasuodatukseen ja klooraukseen (Ottoson ym. 2006; Zhang ja Farahbakhsh, 2007). MBR-prosessin permeaatin hygieeninen laatu riippuu käytetystä kalvon huokoskoosta. Tyypillisesti käytetyillä huokoskoilla (0,2 -0,4 µm) viruksien ja kolifaagien poistuminen ei ole täydellistä (Ottoson ym. 2006, Zhang ja Farahbakhsh, 2007). Mikkelin MBR-pilotissa kuitenkin noro- ja adenovirukset poistuivat koko ajan tehokkaasti (Gurung, 2014). Toisaalta tutkimuksissa on viitteitä siitä, että pitkäaikaisessa käytössä myös löyhempien kalvojen poistoteho virusten osalta paranee. (Zheng ym. 2005) Mikrosuodatuskalvoilla, joiden huokoskoko on 0,2 µm, virukset (>0,02 µm) teoreettisesti mahtuvat kulkeutumaan huokosten läpi. On kuitenkin esitetty, että virukset suodattuvat joko huokosten päälle muodostuneeseen kiintoaineskakkuun tai ovat kiinnittyneenä isompiin mikrobeihin ja partikkeleihin, eivätkä siksi pääse kalvon läpi. (Radjenovic ym. 2008).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	rakenteilla 2 kpl	hyvä	Alhainen lämpötila huomioitava mitoituksessa ja käytössä

3.6.5 Yhdistelmämenetelmät

Hydroksyyli-radikaalien hapetustehoon perustuvat AOP-prosessit soveltuvat myös käyttöön hygienisointitarkoituksessa. Tekniikkaa on käytetty erityisesti teollisuusjätevesien käsittelyssä, mutta yhdyskuntajätevesistä ei ole täydenmittakaavan toteutuksia. Menetelmä on kuvattu tarkemmin kappaleessa 3.3.2.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.6.6 Kalvosuodatus (nano/käänteisosmoosi)

Termi kalvosuodatus kattaa laajan kirjon erilaisia sovelluksia. Kappaleessa 3.6.4 esiteltiin MBR-prosessi, jossa tyypillisesti on käytössä ultrasuodatuskalvot. Jäteveden hygienisoinnissa kalvosuodatus voidaan myös toteuttaa nanosuodatuksena tai käänteisosmoosina. Nämä menetelmät poistavat jätevedestä hyvin pienet molekyylit, monet haitalliset aineet sekä pienimmät viruksetkin. Nano- ja käänteisosmoosisuodatuksella voidaan tuottaa hygieeniseltä laadultaan huomattavasti parempaa vettä kuin aikaisemmin esitellyillä menetelmillä. Menetelmä on yleensä käytössä, jos vettä kierrätetään esimerkiksi suoraan kasteluvedeksi.

Nanosuodatuksen tai käänteisosmoosin tehokkaan toiminnan varmistamiseksi niitä täytyy edeltää esikäsitely, esim. mikro-suodatus, jolla saadaan vähennettyä suodattimien tukkeutumista. Suodatinkalvot täytyy joka tapauksessa puhdistaa kemiallisesti säännöllisin väliajoin. Kalvosuodatuksen rejektivesimäärä on suuruusluokkaa 20...25 % puhdistetusta vesimäärästä. Rejektit täytyy käsitellä ja sijoittaa asianmukaisesti. Käänteisosmoosin energiankulutukseksi on arvioitu 1...2 kWh/m³ (Abegglen et al., 2009).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei tässä tarkoituksessa	ei tässä tarkoituksessa	kohtalainen	Alhainen lämpötila huomioitava mitoituksessa ja käytössä

3.7 SKENAARIO 7: TEHOSTETTU TYPENPOISTO

3.7.1 Lietepitoisuuden kasvattaminen aktiivilieteprosessissa tai ilmastustilavuuden kasvattaminen

Aktiivilieteprosessin kapasiteettia voidaan kasvattaa nostamalla reaktorialtaiden kiintoainepitoisuutta. Näin on toimittu useilla suomalaisilla puhdistamoilla. Lietepitoisuutta voidaan kasvattaa, jos jälkiselkeytysallas on riittävän väljästi mitoitettu ja sallii suuremman lietepinta-kuorman. Suomessa on käytössä aktiivilieteprosesseja, joissa kiintoaineen erotus tehdään laskeutusaltaassa ja joiden lietepitoisuus vaihtelee välillä 6 – 10 g/l. Jos kapasiteetin lisäys on mahdollista tehdä lietepitoisuutta kasvattamalla, ei tarvita investointeja prosessimuutokseen.

Kapasiteettia voidaan myös kasvattaa ilmastusallastilavuutta lisäämällä. Tämä vaatii uuden allastilavuuden rakentamista ja mahdollisesti kokonaan uuden puhdistuslinjan rakentamista.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
joitakin	joitakin	hyvä	vaatii riittävän jälkiselkeytyskapasiteetin lietteen varastointiin

3.7.2 MBBR

Kantoaineprosessissa (engl. Moving bed bioreactor MBBR) liete on kiinnittynyt monilokeroisiin kelluviin kappaleisiin, joiden pinta-ala on suuri. Kantoaineprosessissa ei tarvita palautuslietteen takaisin kierrätystä. Reaktorit varustetaan karkeakuplailmastimilla sekä lähtösihdeillä, jotka suunnitellaan kuormituksen ja täytekappaletyypin mukaan. Sihtien tehtävänä on estää täytekappeleiden karkaaminen altaista. Kantoaineilla voidaan myös tehostaa olemassa olevaa aktiivilieteprosessia varustamalla osa prosessitilavuudesta kantoaineilla. Karkeakuplail-

mastimilta tuleva ilma sekoittaa allasta, joka saa täytekappaleet sekoittumaan täysin reaktoriin. Kantoaineprosessista lähtevän veden kiintoainepitoisuus on pienempi kuin aktiiviliete-prosessissa ja kiintoaineen erotus biologian jälkeen voidaan tehdä esim. flotaatioaltaassa. Jätevedenkäsittelyyn on kehitetty monenlaisia vapaasti liikkuvia kantoaineita. Osa niistä on valmistettu vaahtomuovista (polyuretaani) (Linpor, Captor) ja osa kovasta muovista (polyety-leeni, polypropyleeni) (Kaldnes, Natrix, AWT, ANOX, FLOCORRMP) Kantoaineiden pintaan muodostuu biofilmi, jonka avulla altaaseen saadaan suurempi biomassakonsentraatio kuin perinteisessä aktiivilietelaitoksessa. Kantoaineprosessien puhdistusteho on riippuvainen mm. kantoaineen suojatusta kokonaispinta-alasta. (Haimi, 2008)

Kantoaineprosessissa on mahdollista toteuttaa kokonaistypenpoisto joko niin, että vain ilmas-tetuissa lohkoissa on kantoaineet ja anoksilohkot on toteutettu ilman kantoainetta tai anoksi-lohkoihin laitetaan myös kantoainetta ja sekoitus järjestetään mekaanisilla sekoittimilla.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olo-suhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	muutamia	hyvä	ei tiedossa erityishaas-teita

3.7.3 MBR

Kalvobioreaktorissa jälkiselkeytysaltaat on korvattu kalvosuodatusyksiköillä, jotka voivat olla upotettuna aktiivilietealtaassa tai heti ilmastusaltaan jälkeen erillisessä altaassa. Jos kalvot ovat suoraan ilmastusaltaaseen upotettuina, erillistä lietteen kierrätystä ei tarvita. Mikäli kal-vot ovat erilliseen altaaseen upotettuina, kierrätetään kalvosuodatusyksiköltä lietettä takaisin aktiivilietealtaisiin keskimäärin yli 300 %, mutta usein jopa 400–500 % tulevan jäteveden määrään nähden. Koska lietettä ei tarvitse laskeuttaa, voidaan prosessissa käyttää huomattavasti suurempia liete-pitoisuuksia kuin perinteisessä aktiivilieteprosessissa. Korkeassa liete-pitoisuudessa kuitenkin hapensiirtotehokkuus laskee. MBR-prosessin liete-pitoisuus on käytännössä 10 – 12 g/l. MBR-prosessi voidaan toteuttaa olemassa olevissa reaktoriaaltaissa vanhoilla aktiivilietelaitoksilla. Näin tullaan toimimaan mm. Tukholman Henriksdalin puhdis-tamalla.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olo-suhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	rakenteilla 2 kpl	hyvä	Alhainen lämpötila huomioitava mitoitus-sessa ja käytössä

3.7.4 Jälkidenitrifikaatioprosessit

Tyypillinen denitrifikaatiolohkon sijoituspaikka prosessissa silloin, kun kokonaistypen poistos-sa ei tarvitse saavuttaa kuin 50 – 60 % poisto, on ennen aerobista osaa. Näin voidaan hyö-dyntää jäteveden sisältämä orgaaninen aine denitrifikaation hiilen lähteenä, säästää ilmas-tusenergiassa ja alkalointikemikaalissa. Jos kokonaistypenpoistotehoa joudutaan kasvatta-maan, toteutetaan tarvittava lisädenitrifikaatiokapasiteetti yleensä jälkidenitrifikaationa. Näin lisätilavuuden sijoittaminen on yleensä helpointa. Jälkidenitrifikaatioprosesseja on neljää tyyppiä:

- biologiset suodattimet

- kantoaineprosessit
- aktiivilieteprosessin jälkidenitrifikaatiolohko
- leijupetiprosessit.

Näistä biologiset suodattimet ovat eniten käytössä. Biologisissa suodattimissa denitrifioiva biofilmi muodostuu suodattimen pinnalle. Virtaussuunta voi olla ylös tai alas ja kantoaine voi olla kevyempää tai raskaampaa kuin vesi. Myös pesu voi olla jaksottaista tai jatkuvaa.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	kymmeniä	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.7.5 Lisähiili denitrifikaatioon

Orgaaninen aine toimii denitrifikaatioprosessissa elektronin luovuttajana ja on välttämätön prosessin toiminnan kannalta. Jos denitrifikaatioon ei ole riittävästi hiiltä jätevedessä itsessään, joudutaan annostelevaan lisähiiltä.

Lisähiilenä voidaan käyttää:

- puhdasta kemikaalia (esim. metanolia, asetaattia tai butanolia)
- teollisesti valmistettua lisähiiltä (esim. Unicarb tai Micro CTM)
- teollisuuden sivutuotteita (esim. panimojätettä)
- fermentoitua jätevettä tai lietettä

Lisähiilen valinta tehdään kustannusten, käyttöturvallisuuden, saatavuuden ja valitun prosessin perusteella.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	kymmeniä	hyvä	lisähiilen tarve Suomessa tyypillisesti korkea verkostossa tapahtuvan veden laimenemisen ja alhaisen lämpötilan vuoksi

3.7.6 Tehostaminen ioninvaihdolla (zeoliitti)

Luonnon zeoliitit ovat huokoisia louhittavia mineraaleja, jotka adsorboivat kationeja eli positiivisesti varautuneita ioneja. Tietyt zeoliitit adsorboivat erityisesti ammoniumioneja. Ulkonäöltään ne muistuttavat kalkkia. Molekyylitasolla zeoliitit rakentuvat happi-, pii- ja alumiiniatomien muodostamasta negatiivisesti varautuneesta ”häkistä” ja onteloissa varausta tasapainottavista positiivisista kationeista, joita zeoliitit vaihtavat herkästi ympäristönsä kanssa. Tutkimuksissa on havaittu zeoliittisäyksen parantaneen aktiivilieteprosessin ammoniuminpoistoa, nitrifikaatiota ja lietteen laskeutuvuutta. Lisäksi myös orgaanisen aineen, kiintoaineen ja fosforin poistuminen on tehostunut lähinnä lietteen paremman laskeutuvuuden ansiosta. On myös havaittu pienemmän rauta-annostuksen riittävän saman fosforinpoistotehon säilyttämiseen zeoliitin läsnäollessa. Täyden mittakaavan zeoliittijauhetta käyttäviä aktiivilietelaitoksia on esimerkiksi Unkarissa, Sveitsissä, Saksassa ja Australiassa. Zeoliittijauhe jää liet-

teeseen ja lisää lietteen kuiva-ainemäärää. Käsiteltävän lietteen tilavuus ei kuitenkaan kasva merkittävästi, koska zeoliitin ansiosta laskeutunut liete on tiiviimpää. (Kuronen, 2005)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
muutamia	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.7.7 Uudet denitrifikaation tehostajat

Metaani voisi toimia edullisena hiililähteenä denitrifikaatiolle. Metanotrofisista bakteereista kuitenkin vain harvat denitrifioivat. Kosteikkoalueilta on eristetty ns. DAMO-bakteereita, jotka denitrifioivat anaerobeissa olosuhteissa käyttäen hyväksi metaanin hiiltä. (Bhattarjee ja Goel, 2015) Toinen mahdollisuus metaanin käyttöön hiilenlähteenä on yhdistää prosessissa metaania käyttävät bakteerit ja heterotrofiset denitrifioijat. (Modin, 2007) Metaani on ollut käytössä täyden mittakaavan laitoksilla pilotointivaiheessa ja tutkimusta aiheesta tehdään runsaasti.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	hyvin alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.7.8 Vaihtoehtoiset typenpoistoprosessit

Anaerobinen ammoniumin hapettumisreaktio todettiin ensimmäisen kerran käytännössä 1990-luvun alussa. Bakteerit, jotka pystyivät tähän reaktioon nimettiin anammox-bakteereiksi. Jotta ammoniumtyppi saadaan reagoimaan molekulaariseksi typeksi, tulee osa ammoniumtyyppistä ensin hapettaa nitriitiksi. Anaerobisen autotrofisen ammoniumionin ja nitriitin välisen hapetuspelkistysreaktion ideaalitalanne on se, kun 57 prosenttia ammoniumtyyppistä reagoi nitriitiksi nitritaation aikana. Anammox-reaktiossa muodostuu 0,26 moolia nitraattia yhtä ammoniumtyyppimoolia kohti. Anammox-reaktion kaksi eri vaihetta voivat olla kahdessa eri yksikössä, jolloin lietteille saadaan eri viipymät ja olosuhteet. Tällöin aerobisen reaktorin tuottama nitriitti syötetään anaerobiseen reaktoriin ammoniumin kanssa.

Anammox-prosessissa on mahdollista säästää huomattavasti ilmastusenergiaa, koska vain noin puolet ammoniumtyyppistä pitää hapettaa nitriitiksi. Lisäksi orgaanista ainetta ja alkaliteettia kuluu vähemmän. Anammox-bakteerit kasvavat hyvin hitaasti ja prosessiolosuhteet on pidettävä sopivina hyvällä prosessin seurannalla ja ohjauksella. Anammox on saatu toimimaan stabiilisti rejektivesien käsittelyssä. Rejektivesien aiheuttama typpikuorma prosessissa voi olla noin 10–20 %. Anammox-prosessin käyttö lisäisi typenpoistokapasiteettia huomattavasti. Kokeita sen käyttämiseksi pääprosessissa on käynnissä ja joillain puhdistamoilla se on saatu toimimaan. Anammox vaatii kuitenkin korkeahkon lämpötilan toimiakseen (noin 25 astetta.) Anammox-bakteereihin perustuvia prosesseja ovat mm. Demon, Sharon, Anitamox, Anammox, Canon. (Hienonen, 2009)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		

satoja rejektive-sille	2 kpl, joista toista ei ole saatu kun- nolla käynnistettyä	kohtalainen	alhainen lämpötila myös rejekteissä, pie- net yksiköt
------------------------	---	-------------	---

3.8 SKENAARIO 8: FOSFORIN PITOISUUSTASO LÄHTEVÄSSÄ VEDESSÄ ALLE 0,3 MG/L

3.8.1 Hiekkasuodatus

Hiekkasuodatus on laajasti käytössä jätevedenpuhdistamoilla tertiäärivaiheena fosforinpoistoa varten. Hiekkasuodatus voidaan toteuttaa eri tavoin riippuen mm. laitoksen koosta. Perinteisessä hiekkasuodatuksessa hiekka sijoitetaan betonialtasiin, joissa vesi suodattuu painovoimaisesti hiekkapatjan läpi. Suodattimen kapasiteetin täytyttyä suodatinhiekkä pitää huuhtella. Tyypillinen pintakuorma hiekkasuodattimille on 5 m/h. Perinteisessä hiekkasuodatuksessa vesi johdetaan kanavien tai putkien kautta suodatusaltasiin, joissa veden annetaan suodattua painovoimaisesti hiekkakerroksen läpi. Veden virratessa alaspäin vedessä olevat kiintoainehiukkaset tarttuvat hiekkapartikkelien pinnalle. Hiekkapatjaan suodattunut kiintoaine poistetaan vastavirtahuuhtelulla ilman ja huuhteluveden (puhdistetun jäteveden) avulla. Hiekkasuodatuksessa on olemassa erilaisia laitesovelluksia, joissa suodatus on jatkuvatoimista. Suodatusprosessista on variaatioita esim. suodatusnopeuden, suodatuspatjan paksuuden, suodatinmateriaalin tai virtaussuunnan mukaan. Suodatinmateriaalina käytetään yleensä luonnonhiekkää, kvartsihiekkää tai hiekan ja antrasiitin yhdistelmää, jolloin puhutaan 2-kerroksisesta suodatuksista. Suodatustehokkuutta ja fosforinpoistoa voi parantaa lisäämällä saostuskemikaalia, jolloin jätevedeen jäänyt liukoinen fosfori saatetaan kiinteään muotoon ennen kiintoaineen erotusta. Hiekkasuodatuksella päästään jäteveden kokonaisfosforipitoisuudessa alle 0,3 mg/l:aan. Hiekkasuodatuksen hydraulinen kuormitettavuus on hyvä. Hiekkasuodatus on käytössä mm. Kakolanmäen jätevedenpuhdistamolla Turussa (AVL 315 000), Kuopion Lehtoniemen puhdistamolla (AVL 110 000) sekä Karjaan-Pohjan puhdistamolla (AVL 8000).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	kymmeniä	erittäin hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.8.2 Kiekkosuodatus

Kiekkosuodatus tai rumpusuodatus on ollut vuosikymmeniä käytössä jätevedenpuhdistuksessa, mutta viime vuosina sitä on tutkittu ja otettu käyttöön tertiäärikäsitelyssä ja yhdistettynä kantoaineprosesseihin. Kiekkosuodatuksen suodatuskankaan reikäkoko vaihtelee suodatustarpeen mukaan ja tertiäärikäsitelyssä se vaihtelee välillä 0,01...0,02 mm. Suodatus perustuu gravitaatioon. Suodatus on jatkuvatoimista, ja pesu käynnistyy automaattisesti, kun vesipinta levyn sisällä nousee kankaan tukkeutumisen seurauksena.

Kiekkosuodatin koostuu pyörivästä rummista, johon suodatuskankaalla päällystetyt levyt on kiinnitetty. Tuleva vesi johdetaan keskusrumpuun, josta se virtaa levyihin. Koska vesipinta on alempana suodatuskankaan ulkopuolella, vesi suodatuu kankaan läpi. Kiintoaine jää suodatuskankaaseen ja poistuu pesuveden mukana viemäriin, kun suodatinkangas ohittaa pesusuuttimet. Suodattimen tukkeutuessa vesipinta nousee suodattimen etupuolella, ja ohitus tapahtuu automaattisesti.

Kiekkosuodatus on yleistymässä Suomessa jätevedenpuhdistamojen tertiäärikäsittelyssä. Kiekkosuodatus voidaan mitoittaa hydraulisella kuormalla 7 m/h. Pesuvesimäärä on yleensä 4...5 % käsitellystä jätevesimäärästä. Kiekkosuodatuksella voidaan saavuttaa lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus alle 0,3 mg/l ja kiintoainepitoisuus alle 5 mg/l. Jos käytetään kemiallista saostusta, voidaan päästä vielä alhaisempiin pitoisuuksiin. Kiekkosuodatuksen käyttökustannukset muodostuvat energiakustannuksista ja suodatuskankaan vaihtamisesta.

Kiekkosuodatus on otettu viime vuosina käyttöön mm. Ruotsissa Göteborgissa (AVL 820 000) ja Himmerfjärdenin laitoksella Tukholmassa sekä useilla pienemmillä puhdistamoilla Euroopassa. Myös Suomessa kiekkosuodatus on otettu käyttöön ainakin Toholammen puhdistamolla. Espoon Blominmäen jätevedenpuhdistamolle on tulossa kiekkosuodattimet.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
kymmeniä	muutamia	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.8.3 Flotaatio

DAF (dissolved air flotation) on tehokas vedenpuhdistusmenetelmä, jota käytetään kiintoaineen ja kolloidisen aineen erotukseen. Teollisuuden puolella flotaation käyttö on lisääntynyt paljon tiukentuneiden ympäristövaatimusten takia. Flotaatiossa kiintoaineksen erotus perustuu nosteeseen. Jäteveteen syötetään hienojakoisia ilmakuplia, jotka tarttuvat partikkelien pinnalle ja nousevat vedessä ylöspäin. Erottunut kiintoainepöly poistetaan veden pinnalta esim. kaapimilla tai hydraulisesti. Flotaatiolla saadaan poistettua jätevedestä hienojakoista kolloidia, joka ei laskeudu selkeyttimessä. Lisäksi flotaatiossa poistuu myös rasva- tai öljypartikkeleita. Hienojakoinen ilma-vesiseos, nk. dispersiovesi, saadaan aikaan paineen avulla sille varatussa laitteistossa.

Flotaation etuja ovat hyvä puhdistustulos, lyhyt viipymäaika ja melko suurten pintakuormien käyttö. Flotaatiossa kyllästetään dispersiovesi ilmalla paineen avulla. Ilmakuplat toimivat kiintoaineen ja flokkien ytiminä sekä kuljetusmekanismina flotaatioaltaan pinnalle. Kuplat laskevat flokkien tiheyttä pienemmäksi kuin veden tiheys. Suomessa flotaatio on käytössä mm. Hämeenlinnan Paroisten puhdistamolla (AVL 110 000) ja Tammisaaren Skeppsholmenin puhdistamolla (AVL 12 000).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
satoja	kymmeniä	hyvä	ei tiedossa erityishaasteita

3.9 SKENAARIO 9: FOSFORIN PITOISUUSTASO LÄHTEVÄSSÄ VEDESSÄ ALLE 0,1 MG/L

Fosforin poistuminen näin alhaiseen pitoisuuteen riippuu ensisijaisesti kemiallisen saostuksen onnistumisesta. Sen lisäksi on kiintoaineen erotus tapahduttava erittäin tehokkaasti. Rauta- tai alumiinisaostuksen lisäksi on usein tarpeen käyttää polymeeriä.

Kun vaatimusta lasketaan hyvin alhaiselle tasolle, kasvaa prosessin häiriö- ja ohitustilanteiden vaikutus niin, että vaatimusta on hyvin vaikea saavuttaa, jos prosessiin ei lisätä varmuutta erillisellä ohitusvesien käsittelyllä tai väljentämällä prosessin mitoitusta. Voidaan arvioida, että fosforipitoisuuteen päästään samoilla menetelmillä kuin edellä esitetyt, mutta kemikaalin syöttö täytyy optimoida paremmin ja mitoitusta väljentää siten, että kaikki jätevesi voidaan käsitellä kemiallisesti.

3.10 SKENAARIO 10: FOSFORIN PITOISUUSTASO LÄHTEVÄSSÄ VEDESSÄ VESISTÖPITOISUUDEN TASOLLA (ALLE 0,05 MG/L)

U.S.EPA teki vuonna 2003 selvityksen jätevedenpuhdistamoista, joilla fosforin poistovaatimus kuukausikeskiarvona oli alle 0,05 mg/l. Näitä laitoksia tutkittiin 23 kpl. Selvityksessä todettiin, että alhaisimmat lähtevän veden fosforipitoisuudet saavutettiin laitoksilla, joilla oli kaksivaiheinen tertiäärikäsittely biologisen käsittelyn jälkeen. Tosin monet puhdistamot saavuttivat rajan yhdelläkin tertiäärikäsittelyvaiheella. Tertiäärikäsittelyssä oli joko kaksi kemikalointi- ja suodatusvaihetta tai kemiallinen saostus ja selkeytys sekä kemikalointi ja suodatus. USA:ssa kaksivaiheisilla tertiäärikäsittelyillä päästiin jopa tasolle 0,01 mg/l lähtevässä vedessä. (Ragsdale, 2007)

Tässä lähdetään oletuksesta, että skenaariossa jouduttaisiin lisäämään toinen tertiäärikäsittelyvaihe. Vaihtoehtoisesti käsittely voi olla hiekka- tai kiekkosuodatus, flotaatio, aktiivihiihli-suodatus, jälkilammikointi tai kalvosuodatus. Nämä tekniikat on esitelty kappaleissa 3.8 sekä 3.1.

3.11 SKENAARIO 10: FOSFORIN TALTEENOTTO LIETTEESTÄ

3.11.1 Käsitellyn lietteen suora lannoitekäyttö

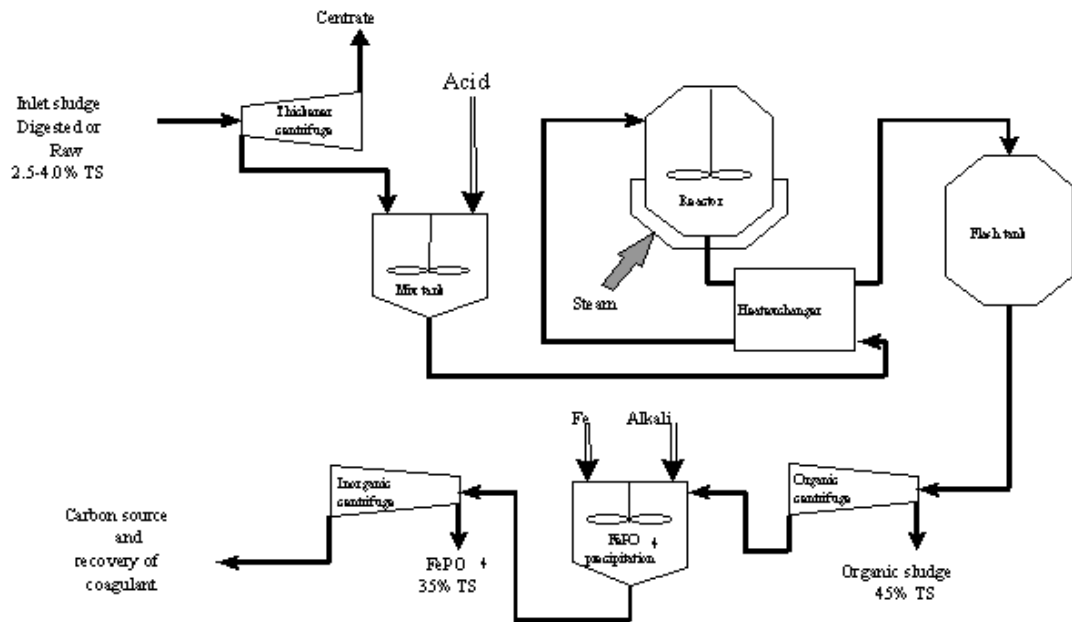
Tällä hetkellä suurin osa puhdistamolietteistä käsitellään ja hyödynnetään lannoitevalmisteenä maisemoinnissa, viherrakentamisessa tai maataloudessa. Fosforia ei eroteta lietteestä, vaan käsitelty lannoitevalmiste sisältää lietteen fosforin ja on sitä kautta kasvien käytettävissä. Hygieenisen laadun varmistamiseksi soveltuvia käsittelymenetelmiä ovat mm. kompostointi, termofiilinen mädätys ja kalkkistabilointi. Käytännön ongelmia erityisesti maatalouskäytössä ovat kemiallisesti saostetun fosforin huono käytettävyys, lietteen raskasmetallien ja muiden haitta-aineiden siirtyminen lannoitteen mukana sekä lietetuotteen huono imago ja kysyntä.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
tuhansia	satoja	erittäin hyvä	kemiallisesti saostetun fosforin käyttökelpoisuus kasveille estynyt tai hidasta

3.11.2 KREPRO

KREPRO on Kemiran kehittämä prosessi, joka perustuu termiseen hydrolyysiin. Rikkihapon ja lämmön (noin 140 °C) avulla melkein 40 % lietteen orgaanisesta aineesta saadaan muuttettua nestefaasiin ja sitä voidaan käyttää hiilen lähteenä typen poistossa. Myös suurin osa epäorgaanisista ainesosista liukenee. Liukenematon osa orgaanisesta aineesta saadaan käsittelyn jälkeen helposti kuivattua lingolla lähes 50 % kuiva-ainepitoisuuteen. Linkoamisen jälkeen liuos ohjataan reaktoriin, jossa pH:ta nostamalla saadaan fosfori saostettua rautafos-

faattina. (Kuva 2.9.) KREPRO-prosessia voidaan käyttää kemiallisesti saostetun fosforin kanssa, mutta prosessissa tarvittavan hapon ja emäksen määrä kasvaa, mitä suurempi on lietteen Fe/P-suhde. Jos suhde kasvaa yhdestä kolmeen, kasvaa yhteenlaskettu kemikaalitarve 400 kg/t ka:sta 700 kg/t ka:an. (Hultman ja Löwén, 2001) Prosessia ei enää aktiivisesti markkinoida eikä kehitetä.



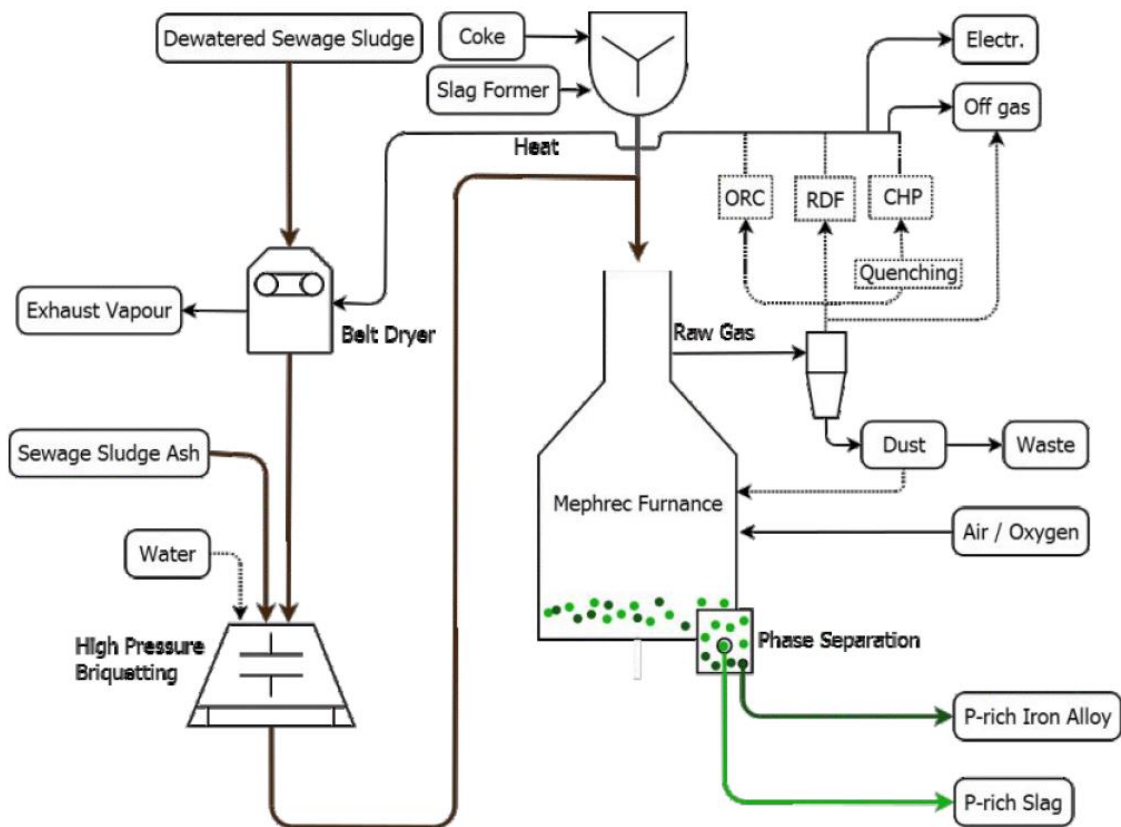
Kuva 2.9. KREPRO-prosessin toimintaperiaate. (Hultman ja Löwén, 2001)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olo-suhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	kemiallisesti saostettu fosfori kasvattaa kemi-kaalitarvetta

3.11.3 Mephrec

Mephrec-prosessin on kehittänyt saksalainen yhtiö Ingitec. Mephrec-prosessissa kuivattu jätevesiliete (kuiva-ainepitoisuus vähintään 25 %) kuivataan hyvin kuivaksi (80 %) ja puriste-taan briketeiksi käyttäen apuna kuonaa muodostavia aineita ja koksia. Briketit käsitellään termisesti kuilu-uunissa, jonka lämpötila on vähintään 1 450 °C, jopa 2 000 °C, jolloin fosfori muuttuu mineraaliseksi jauheeksi. Tässä menetelmässä osa raskasmetalleista (Hg, Cd, Pb, Zn) haihtuu ja osa (Fe, Cu, Cr, Ni) muuttuu nestemäiseen muotoon. (Kuva 2.10)

Mephrec-prosessissa tuotetaan myös sähköä ja lämpöä. Prosessia voidaan käyttää myös poltetun jätevesilietteen käsittelyyn. Kuonan fosforipitoisuuden on arvioitu olevan välillä 10...25 % P₂O₅. Fosforin talteenottosuhte on jopa 80 %. Tätä menetelmää testataan tekni-ässä mittakaavassa Saksassa (Nürnberg). (P-REX, 2015)



Kuva 2.10. Mephrec-prosessin virtauskaavio.(P-REX, 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olo-suhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityis-haasteita

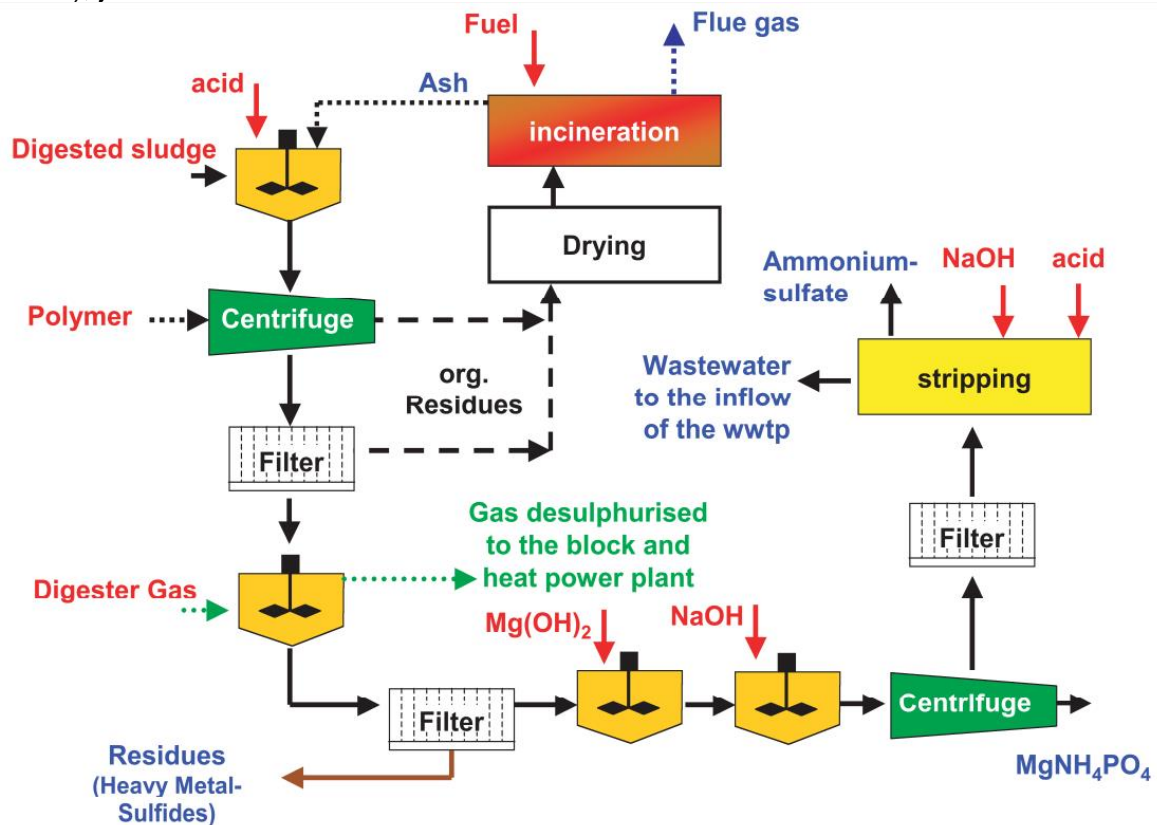
3.11.4 Seaborne

Saksalainen Seaborne -ympäristötutkimuslaboratorio on kehittänyt jätevesilietteen käsittelymenetelmän, jossa yhdistetään biokaasun puhdistus ja fosforin sekä typen kierrätys. Seaborne-prosessissa jätevesilietteestä erotetaan ravinteet, jotka jalostetaan lannoitteeksi, jossa ei ole raskasmetalleja eikä orgaanisia haitta-aineita.

Ensimmäisessä prosessivaiheessa raskasmetallit ja ravinteet saatetaan liukoiseen muotoon lisäämällä lietteeseen rikkihappoa pH-arvon laskemiseksi. Kiintoaines erotetaan linkoamalla ja suodattamalla, jonka jälkeen se kuivataan ja voidaan polttaa tuhaksi. Tuhka voidaan syöttää prosessin alkuun. Seuraavassa käsittelyvaiheessa rikkivetytypitoista mädätyksessä syntynyttä biokaasua käytetään saostamaan raskasmetallit prosessivirrasta. Samalla saadaan kaasusta poistettua rikkiä. Ylijäämätyppi ilmastetaan ja erotetaan prosessista ammoniumsulfaattina. Jäljelle jäänyt vesijae johdetaan jätevedenpuhdistusprosessin alkuun. (Müller ym. 2006)

Lopputuotteita, struviittia ja ammoniumsulfaattia, voidaan käyttää lannoitteena maataloudessa. Fosforin talteenoton tehokkuus riippuu rikkihappoannostelusta. Alhaisemmalla pH-tasolla fosforia liukenee enemmän lietteestä. Talteenotetun fosforin määrä riippuu siis kustannusten

optimoinnista, koska alhaisen pH:n saavuttamiseksi kemikaalin kulutus kasvaa (Nieminen, 2010). Seaborne-menetelmä on käytössä täyden mittakaavan laitoksella esim. Gifhornissa (Saksa), jonka AVL on 50 000.



Kuva 2.11. Esimerkki Seaborne-prosessin prosessikaaviosta. (Müller ym. 2006)

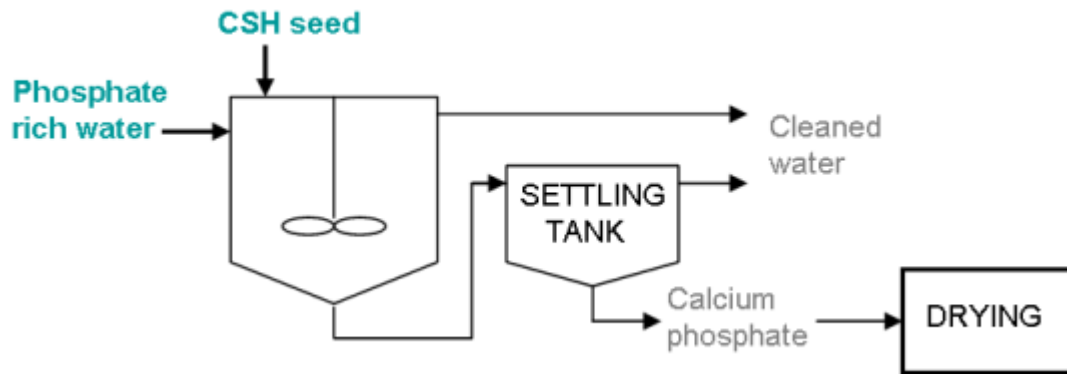
Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olo-suhteissa
maailmalla	Suomessa		
yksi	ei	alhainen	ei tiedossa erityis-haasteita

3.11.5 CSH / P-RoC

P-RoC –prosessi (Phosphorus Recovery from wastewater by Crystallization of calcium phosphate compounds) on kehitetty Saksassa Tekniikan kemian instituutin vesi- ja geotekniikan jaoston (ITC-WGT) ja kolmen eri yliopiston yhteistyönä. CSH-prosessi tapahtuu biologisen fosforinpoiston yhteydessä ja siinä käytetään hyödyksi kalsium-silikaatti-hydraattipellettejä. Pelletit syötetään reaktoriin anaerobisessa vaiheessa, jolloin soluihin varastoitunut fosfori vapautuu ja sitoutuu suoraan CSH-pelletteihin. Tämän jälkeen pelletit erotetaan lietteestä ja niitä voidaan käyttää lannoiteteollisuudessa. Syntyneessä lopputuotteessa on vähemmän rautaa, kadmiumia ja urania kuin luonnon fosfaattikivessä (Berg et al., 2006a). Laboratoriotutkimukset ovat osoittaneet, että lopputuote muuntuu täysin kalsiumfosfaatiksi. Fosforin talteenottoasteeksi on raportoitu 30...45 % kokonaisfosforikuormasta. (Hermann, 2009)

Koska prosessiin lisätään kalsiumia, pH nousee riittävälle tasolle, eikä muuta kemikaalilisäystä tarvita. Fosforipitoista vettä ja CSH-pellettejä sekoitetaan kahden tunnin ajan, jonka jälkeen lopputuote erotetaan ja kuivataan. Kuivaaminen voi tapahtua esim. laskeuttamalla.

(Berg et al. 2006a) CSH-prosessin kustannuksiksi on arvioitu kooltaan AVL 45 000 jätevedenpuhdistamolla 2,14...2,90 €/AVL/a (Berg et al., 2006b)



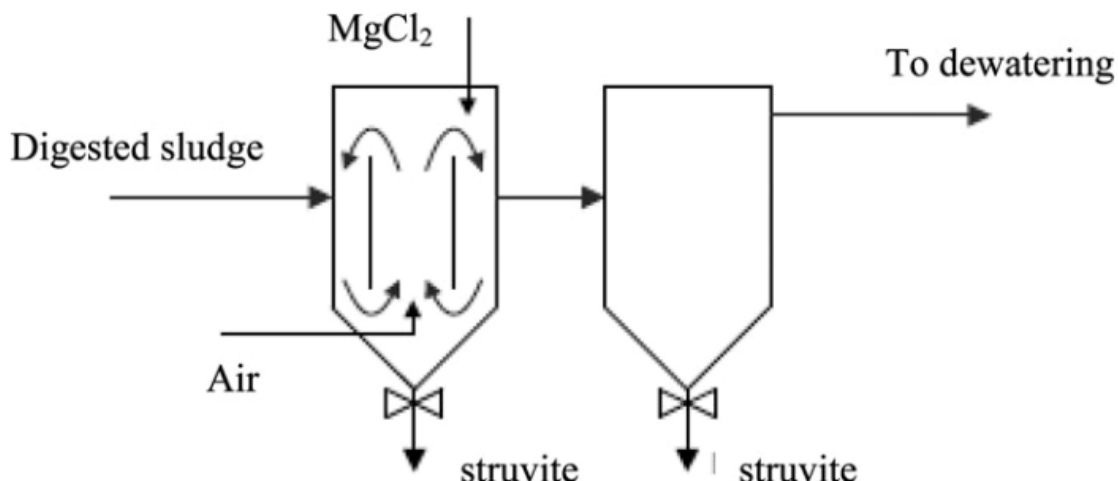
Kuva. 2.12. Esimerkki CSH-prosessin prosessikaaviosta. (Berg et al. 2006a)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	vaatii BioP:n

3.11.6 Airprex

Airprex-menetelmän on kehittänyt saksalainen Berliner Wasserbetriebe. Prosessissa fosforia poistetaan mädätetystä EBPR-jätevesilietteestä. Mädätetyssä lietteessä on riittävästi fosfaatti- ja ammoniumioneja struviitin muodostukseen, ja tarvittava magnesium ($MgCl_2$) lisätään ensimmäiseen reaktoriin. Laitteisto koostuu kahdesta jatkuvatoimisesta peräkkäisestä sylinterinmuotoisesta reaktorista, joista molemmista poistetaan laskeutuneita struviittirakeita. Ensimmäinen reaktori on kaksiosainen, jonka sisemmässä osassa liete virtaa ylöspäin ilmavirran mukana, ja ulompi osa on laskeutusta varten. Ilmastuksella saadaan pH nousemaan, kun hiilidioksidia poistuu lietteestä. Lisäksi lietteen kierto tehostaa suurempien struviittirakeiden muodostumista, kun pienemmät rakeet eivät pääse laskeutumaan kiertäessään lietteen mukana reaktorissa. Jälkimmäisessä reaktorissa laskeutetaan pienemmät struviittirakeet. Struviittia puhdistetaan hiekkapesulla. Struviitin orgaanisen aineksen pitoisuudessa on päästy jopa alle 0,5 paino-% TOC. Fosforinpoiston on huomattu myös parantavan hieman lietteen kuivattavuutta. (Nieminen, 2010)

Airprex-menetelmä on käytössä täyden mittakaavan jätevedenpuhdistamoilla esim. Amsterdamissa ja Emmenissä (Alankomaat) ja Mönchengladbachissa ja Wassmansdorfissa (Saksa).



Kuva 2.13. Periaatekuva Airprex-prosessin toiminnasta. (Desmidt ym. 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
4 kpl	ei	kohtalainen	vaatii BioP:n

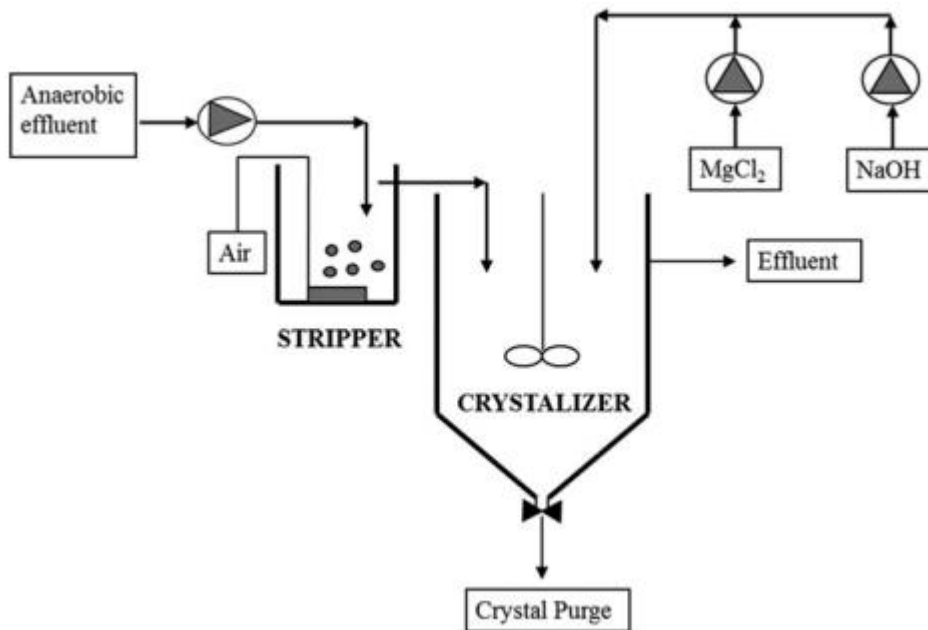
3.12 SKENAARIO 12: FOSFORIN TALTEENOTTO MÄDÄTYKSEN REJEKTISTÄ

3.12.1 Kiteyttäminen struviitiksi

Struviitti nimitystä käytetään magnesiumammoniumfosfaatista. Mädätyksen aikana biologisesti poistettu fosfori vapautuu uudelleen nestefaasiin fosfaatiksi. Fosfori voidaan kiteyttää struviitiksi nostamalla pH:ta ja lisäämällä prosessiin magnesiumia. Useita vaihtoehtoisia tekniikoita sopivien olosuhteiden saavuttamiseksi ja struviitin olomuodon optimoimiseksi on kehitetty.

Useat eri talteenottotekniikat perustuvat rejektivesien sisältämän fosforin kiteyttämiseen struviitiksi. Täyssekoiturreaktoreihin perustuvia tekniikoita ovat mm. PHOSPAQ, ANPHOS ja NuReSys. Näistä on joitakin täydenmittakaavan laitoksia, joista on käyttökokemuksia noin 10 vuoden ajalta. Leijupetitekniikkaan perustuvia prosesseja ovat mm. PHOSNIX ja Ostara Pearl, joilla on myös useita täyden mittakaavan laitoksia. PHOSNIX toimii Japanissa ja myy lopputuotetta siellä lannoiteteollisuudelle sekoitettavaksi muihin lannoitetuotteisiin. Ostara Pearl toimii Pohjois-Amerikassa ja on siellä patentoitu.

Fosforin kierrätys kiteyttämällä struviittia mädätyksen rejektistä on suositeltavaa etenkin jätevedenkäsittelylaitoksilla, joissa on tehostettu fosforin biologinen erottaminen (EBPR). Mädätetyn lietteen kuivauksesta jäävä liuos eli rejekti sisältää suuria määriä fosforia, ammoniumia sekä magnesiumia, mikä mahdollistaa fosforin kierrätyksen struviittikiteytyksen avulla. Struviitin kerääntyminen putkien seinille ja laitteiden pinnoille sekä mädätyksen aikana että mädätyksen jälkeisissä prosesseissa tuo käytännön ongelmia ja lisää ylläpitokustannuksia. (Desmidt ym. 2015)



Kuva 2.14. Struviittikiteytämisen toimintaperiaate NuReSys-prosessissa. (Desmidt ym. 2015)

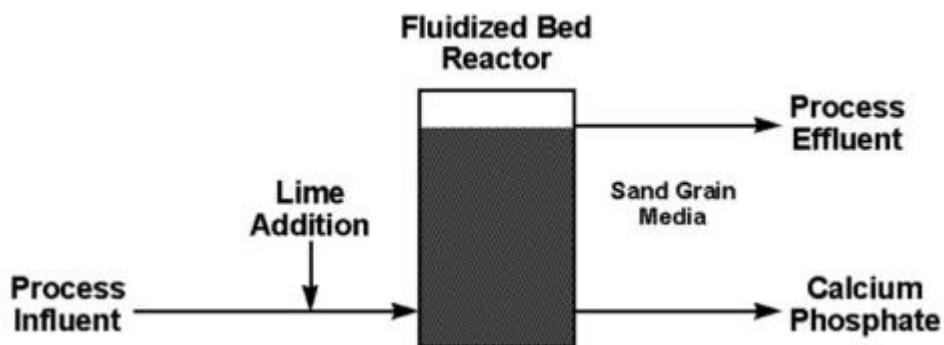
Struviittikiteytyksen periaatteella on myös kehitetty WASSTRIP-prosessi, jossa EBPR-prosessin ylijäämäliete johdetaan anaerobiseen säiliöön, jossa fosfori ja magnesium vapautuvat vesifaasiin. Liete sakeutetaan ja sakeutettu liete johdetaan mädättämöön. Sakeuttamon rejekti, joka sisältää suurimman osan fosforista, käsitellään struviittireaktorissa.

Prosessissa tuotettu struviitti soveltuu suoraan lannoitteeksi, mutta sillä ei toistaiseksi EU:ssa ole lannoitestatusta, vaan se luokitellaan jätteeksi. USA:ssa yhdyskuntajäteveden rejektistä tuotettu struviitti luokitellaan lannoitteeksi, jos se täyttää sen osavaltion vaatimukset, missä sitä käytetään. (Desmidt ym. 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
kymmeniä	ei	hyvä	vaatii BioP:n ja mädätyksen

3.12.2 Kiteyttäminen kalsiumfosfaatiksi

Kiteyttäminen kalsiumfosfaatiksi perustuu kalsiumhydroksidin lisäämiseen esim. mädätyksen rejektiin leijureaktorissa, jossa on hiekkaa edistämässä kiteiden muodotumista. Ennen kiteytystä vedestä on poistettava karbonaatti, joka estäisi kalsiumfosfaatin muodostumisen. Tämä tehdään yleensä strippauksella matalassa pH:ssa. Prosessi vaatii tulevan veden fosforipitoisuuden noin 60 – 80 mg/l toimiakseen. Kalsiumfosfaatin saostamiseen tarvitaan suuria määriä kalkkia, jonka takia lietteen määrä kasvaa. Tämän menetelmän kustannukset, sisältäen kaikki kemikaalit, käyttö- ja pääomakustannukset, ovat noin 6 €/kg talteen otettua fosforia. (Nieminen, 2010) Hollannissa toimi täydenmittakaavan laitos jo vuodesta 1988. Laitos kuitenkin lopetti, koska toiminta tuli kannattamattomaksi, kun jätevesien fosforipitoisuudet laski-
vat fosfaatittomien pesuaineiden yleistymisen myötä.



Kuva 2.15. Kalsiumfosfaattikiteytyksen toimintaperiaate. (Desmidt ym. 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
1 (nyt suljettu)	ei	kohtalainen	vaatii BioP:n ja mädätyksen

3.13 SKENAARIO 13: FOSFORIN TALTEENOTTO VEDESTÄ

3.13.1 Jälkisaostus

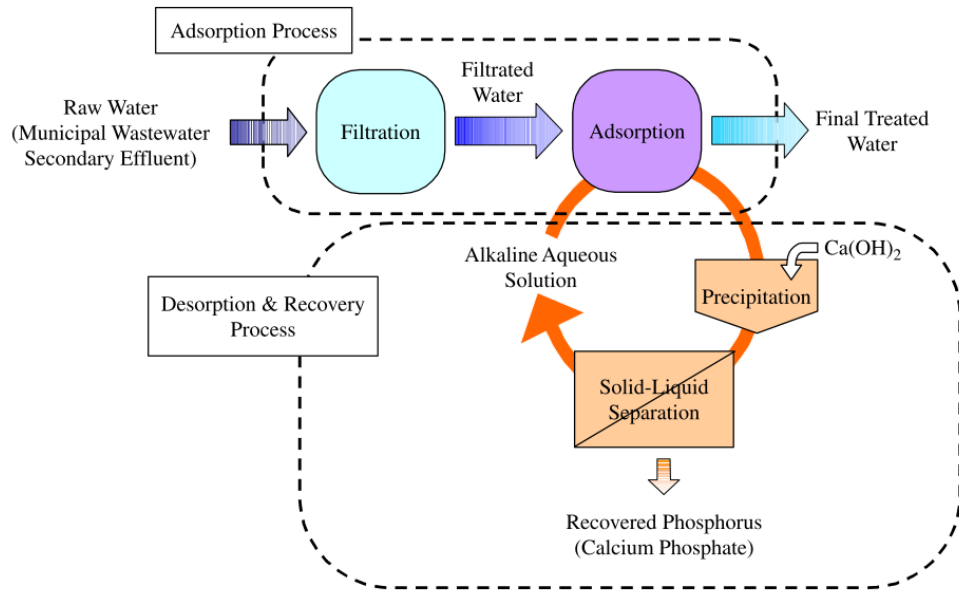
Jälkisaostusta on kokeiltu AINEIA:n jätevedenpuhdistamolla Kreikassa PhoReSe-projektissa. Fosfaattien saostusta kokeiltiin NaOH:lla, Ca(OH)₂:lla, MgO:lla sekä CaMg(CO₃)₂:lla. Tehokkaan saostuksen saavuttamiseen (P < 1 mg/l) pH piti nostaa yli 10. NaOH oli kaikkein edullisin kemikaali. Rauta- ja alumiinisuoloilla fosfori saatiin saostettua lähes stoikiometrisesti pH:ssa 7-8. Rauta(III)saostuksella sakka sisälsi 29 % fosforia ja alumiinisaostuksella 16 %.

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.13.2 Adsorptio

Kreikassa on kokeiltu jälkiselkeytetyn veden fosfaatin väkevöintiä adsorptiolla rautaoksidihydroksidimassaan. Massa on hyvin edullinen. Massa regeneroidaan lipeällä. Fosfaatti saatiin konsentroitua pitoisuuteen noin 50 mg/l ja voitiin saostaa kalsiumkloridilla. Menetelmä on kokeiluasteella pilot-mittakaavan laitoksella. (Tolkou ym. 2015)

Japanissa on kehitetty adsorptiomateriaaleja, jotka sallisivat korkean suodatusnopeuden. Suodatusnopeudet voivat olla noin 2,7 m/h. Kokeissa suodatettiin vettä, jossa oli fosforia 1 – 2 mg/l ja lähtevän veden pitoisuudet olivat 0,02 – 0,04 mg/l. Talteen otettu fosfori todettiin laadultaan puhtaaksi, vaikkakin se sisälsi arseenia kohtalaisen paljon. Fosforia selektiivisesti poistavat adsorbantit poistavat myös arseenia. (Midorikawa ym. 2008)

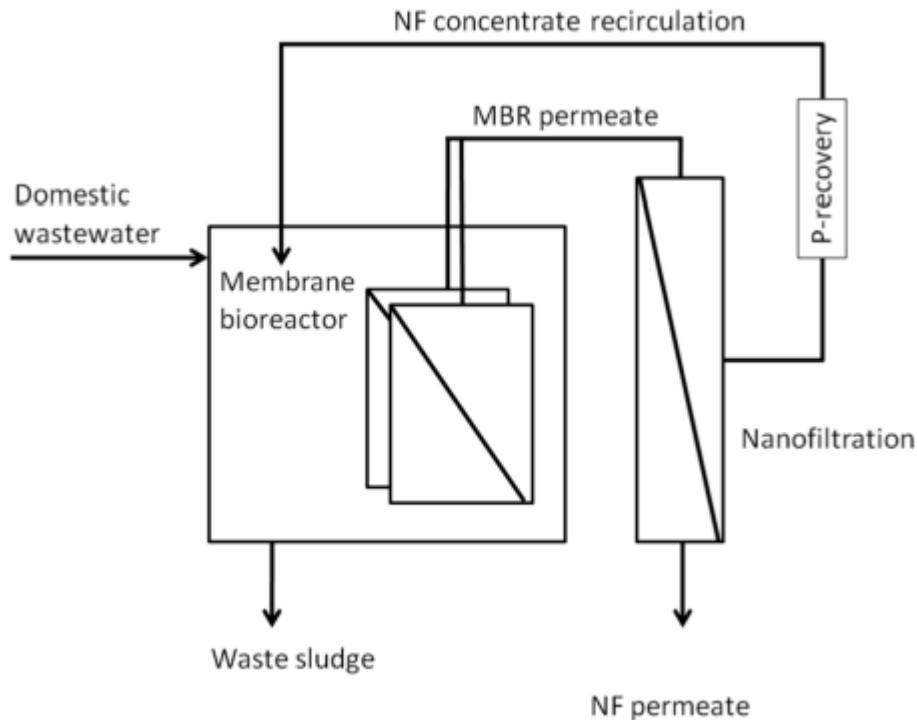


Kuva 2.16. Adsortioprosessin toimintaperiaate fosforin talteenotossa. (Tolkou ym. 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.13.3 MBR + Nanosuodatus

Hollannissa tutkittiin vuonna 2014 menetelmää, jossa MBR-prosessin permeaatti suodatettiin nanosuodatuksella (Kuva 2.17). Nanosuodatuksen konsentraatista otettiin talteen fosforia, tässä tapauksessa elektrokemiallisella menetelmällä, ja konsentraatti kierrätettiin uudelleen prosessin viipymän kasvattamiseksi ja fosforin edelleen väkevöimiseksi. Menetelmällä saavutettiin lähtevän veden fosforipitoisuuksia noin 1 mg/l. Optimi-pH talteenotolle oli 8,5 -9. (Kappel, 2014)



Kuva 2.17. Fosforin talteenotto nanosuodatuksen konsentraatista. (Kappel, 2014)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyys	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.14 SKENAARIO 14: FOSFORIN TALTEENOTTO TUHKASTA

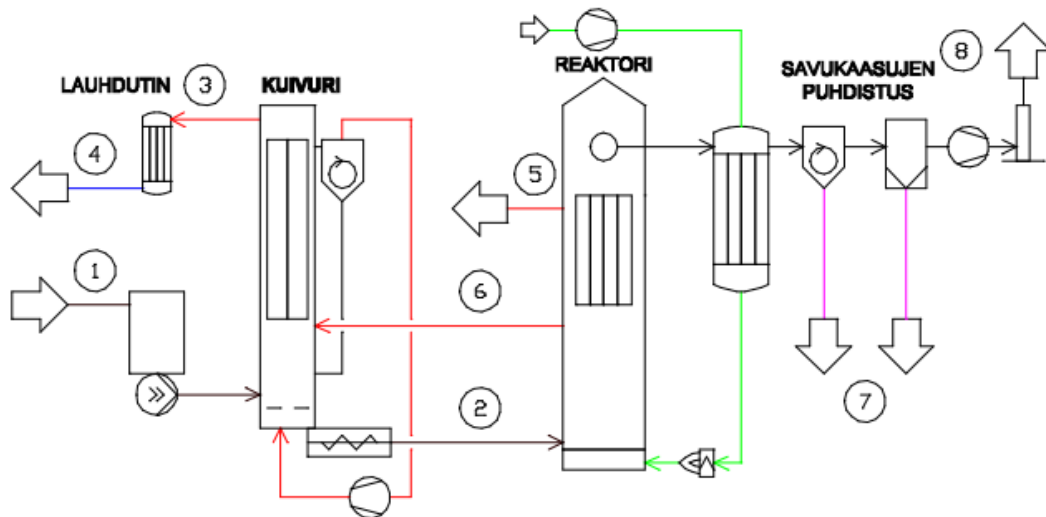
3.14.1 PAKU –lietteenpolttomenetelmä

PAKU-menetelmä perustuu patentoituun lietteen kuivaus- ja polttotekniikkaan. Menetelmä on kehitetty Lappeenrannan Teknillisessä korkeakoulussa ja sen markkinoinnista vastaa tällä hetkellä Endev. Prosessikaavio menetelmästä on esitetty kuvassa 2.18. Menetelmä on erityisesti suunniteltu pienille ja keskisuurille jätevedenpuhdistamoille kokoluokassa 5000 – 100 000 ALV. Prosessi on energiaomavarainen, kun käsiteltävän lietteen kuiva-ainepitoisuus on vähintään 20 %. Prosessissa fosfori jää tuhkaan. Fosforin erottamiseksi tuhkasta ei prosessissa ole erityistä vaihetta, mutta Endev’stä saatujen tietojen mukaan raskasmetallit saadaan erotettua pienempään tuhka-ainepitoisuuteen, joka on noin 10 % kokonaistuhkamäärästä. 90 % tuhkasta sisältää hyvin vähän raskasmetalleja ja se voidaan käyttää lannoitteena. Eviran ja MMM:n antaman lausunnon mukaan prosessin tuhkalle voidaan hakea tyyppinimiyhäksyttää ”Sellaisenaan käytettävänä sivutuotteena”.

Polton savukaasut puhdistetaan niin, että ne täyttävät Valtioneuvoston jätteenpoltoasetuksen 151/2013 päästörajat. Keskeinen päästönhallinta tapahtuu itse polttoyksikössä, jossa happamat päästöt (SO₂, HCl) neutraloituvat ja pitkälle vaiheistettu palamistapahtuma vähentää typen oksidien muodostumista. Happamien päästöjen noustessa polttoon syötetään automaattisesti apuainetta (kalkki). Riippuen lietteen ominaisuuksista (typen määrä ja yhdiste-

muoto), sekä prosessiin valituista teknistaloudellisista toimintaparametreista, typenoksideja redusoidaan lisäksi tarvittaessa polton jälkeisellä katalysaattorilla.

Hiukkaspäästöt eliminoidaan kaksivaiheisella puhdistuksella: esierotus syklonipuhdistimella ja jälkierotus tekstiilisuotimella. Savukaasujen laatua seurataan jatkuvatoimisella päästömittausjärjestelmällä.



- Jätevedenpuhdistamolta tuleva liete (1) syötetään lietesillon kautta kiertomassakuivuriin.
- Liete kuivataan 110 °C:ssä, jolloin lietteen vesi höyrystyy höngäksi (3).
- Höngkä lauhdutetaan ja lauhde palautetaan puhdistamolle (4).
- Kuiva liete viedään reaktoriin poltettavaksi (2).
- Reaktorissa liete poltetaan 850 °C lämpötilassa, jolloin kaikki orgaaninen aines hapettuu.
- Reaktorin tuottamaa energiaa käytetään kuivurissa (6).
- Ylimääräinen energia otetaan talteen (5).
- Polton tuhkat kerätään talteen ja hyödynnetään (7).
- Puhdistetut savukaasut (8).

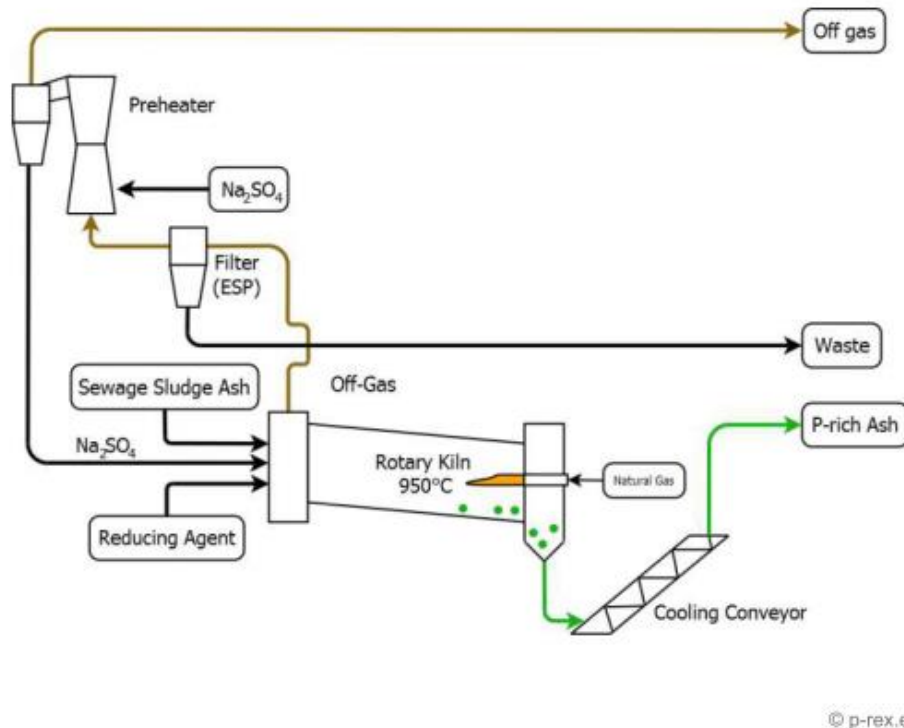
Kuva 2.18. PAKU-lietteenpoltton menetelmän prosessikaavio ja toimintakuvaus (Endev, 2013).

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyden	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	kohtalainen	ei tiedossa erityishaasteita

3.14.2 ASH DEC

ASH DEC -prosessi on termokemiallinen menetelmä, jossa tuhkaan sekoitetaan magnesium- ja kalsiumkloridia ja annetaan niiden reagoida 20 – 30 minuuttia korkeassa lämpötilassa (1000 °C). Tuhkan raskasmetallit haihtuvat ja ne erotellaan. Tarvittava kloridimäärä määräytyy tuhkan raskasmetallipitoisuuden perusteella. Reaktiossa fosfori muodostaa kalsinoituja fosfaatteja mm. magnesiumin kanssa, jotka ovat hyvin kasvien käytettävissä. Samoja mineraaleja käytetään lannoiteteollisuudessa. Tätä menetelmää on testattu pilottimittakaavan lai-

toksessa Leobenissa Itävallassa, jossa on käsitelty 7 tonnia tuhkaa päivässä. Lähitulevai-
suudessa suunnitellaan rakennettavan useita laitoksia, joissa tehdään tuhkasta lannoitteita.
(P-Rex, 2015.) Menetelmä soveltuu hyvin myös lietteille, joihin fosfori on saostettu kemialli-
sesti.



Kuva 2.19. ASHDEC-prosessin toimintaperiaate.(P-REX, 2015)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
(1)	ei	kohtalainen	ei tiedossa erityis- haasteita

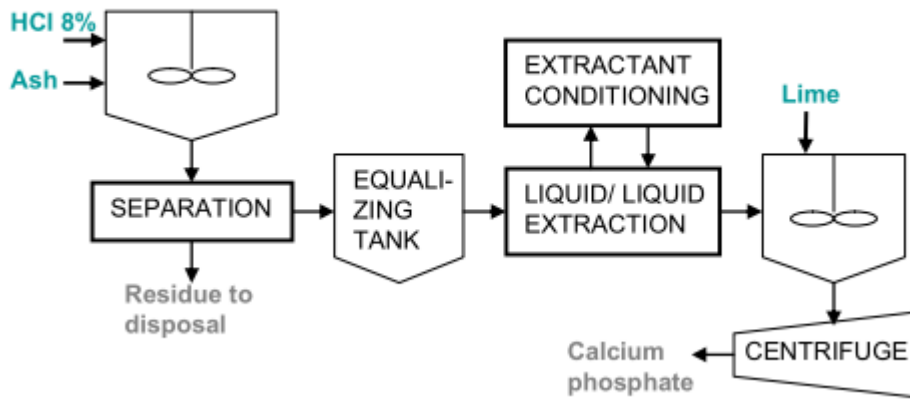
3.14.3 Elektroterminen menetelmä THERMPHOS

Tämä menetelmä on käytössä tetrafosforin ja muiden fosforituotteiden tuotannossa fosforimi-
neraalista. Hollannissa Vlissingenin fosforitehtaalla on kokeiltu useiden vuosien ajan jätevesi-
tuhkan käyttöä fosforimineraalin seassa. Kokemukset ovat olleet hyviä. Fosforin talteenoton
kannalta on ongelmallista, jos tuhka sisältää paljon rautaa. Ohjearvona on käytetty alle Fe/P-
suhdetta alle 0,2. Jos rautaa on enemmän, talteenotto prosessin energiantarve kasvaa ja lop-
putuotteena muodostuu enemmän rautafosfaattia, jolla on vähemmän arvoa. Myös muut me-
tallit kuten kupari, sinkki ja kadmium voivat tuottaa ongelmia talteenotto prosessissa

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
1	ei	kohtalainen	Ei sovellu rautapitoi- siin lietteisiin

3.14.4 PASH

PASH -prosessissa fosfori uutetaan lietteen tuhkasta suolahapon avulla. Happaman liuoksen pH-arvoa nostetaan kalkin avulla, jotta saadaan saostettua fosfori. Tästä menetelmästä on vasta laboratorio- ja pilottikokeita. Fosforin talteenottoaste potentiaali on 90 % ja arvioidut kustannukset ovat 3 €/kg fosforia. (Nieminen, 2010)

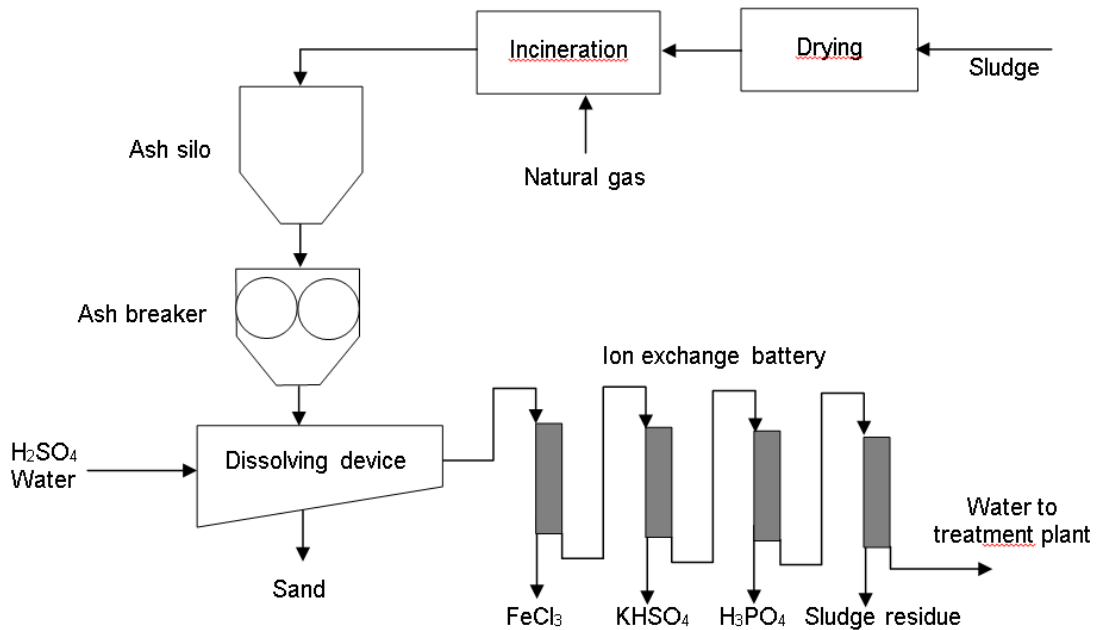


Kuva 2.20. PASH-prosessi. (Nieminen, 2010)

Täydenmittakaavan toteutukset		Tekniikan kypsyyss	Haasteet Suomen olosuhteissa
maailmalla	Suomessa		
ei	ei	alhainen	ei tiedossa erityishaasteita

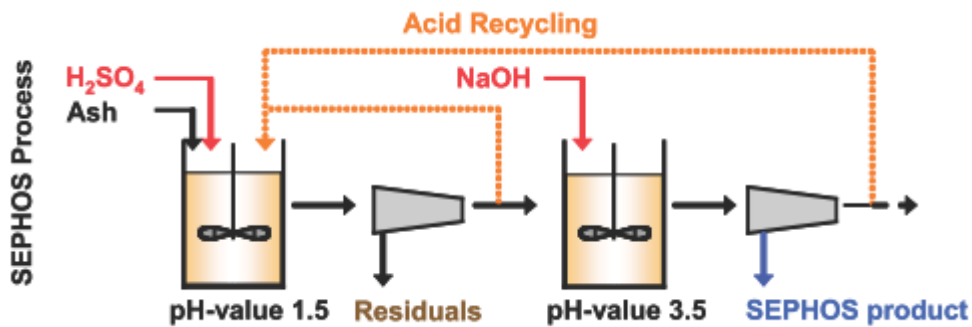
3.14.5 Muita menetelmiä

BioCon prosessissa käsitellään lietteen polttamisesta (850 °C) jäljelle jäänyt tuhka. ienonnettu tuhka käsitellään rikkihapolla (pH~1) fosforin ja raskasmetallien uuttamiseksi. Fosforin ja raskasmetallien erotus eri vaiheissa perustuu ioninvaihtoon. Fosfori saadaan talteen fosforihappona. Biocon on käytössä Brönderslevissa Ruotsissa. (Hultman ja Löwén, 2001).)



Kuva 2.21. BioCon-prosessi. (Hultman ja Löwén, 2001).

Sephos (SEquential precipitation PHOSphorus -menetelmässä tuhka huuhdotaan rikkihapolla (pH~1,5). Kun liete saadaan erotettua, nostetaan liuoksen pH-arvoa 3,5:een lisäämällä natriumhydroksidia. Samalla suurin osa raskasmetalleista saostuu. Fosfori voidaan erottaa jäännöksestä esim. nanosuodatuksella. (Schaum ym 2004)



Kuva 2.22. Sephos-prosessi. (Schaum ym 2004)

3.15 SKENAARIO 15: ENERGIA- JA RESURSSITEHOKKUUDEN KASVATTAMINEN

Seuraavassa taulukossa on esitetty joitakin energian säästö- ja tuottomahdollisuuksia jäteveden puhdistamolla sekä arvioitu niiden vaikutusta.

Taulukko 2.2. Energian säästö- ja tuottomahdollisuuksia.

Kohde	Toimenpide	Vaikutus
Prosessu	Hapensiirtoteholtaan heikkojen ilmastimien vaihto	Vähennys noin 0,2 kWh/m ³
	Happipitoisuuden hallinta (prosessin-säätö)	Vähennys 0,05 kWh/m ³
	Virtaamaolojen säätö (sekoittimet)	Vähäinen
	Energiatehokkaiden kompressorien, sekoittajien ja pumppujen käyttö	vähennys noin 20 – 50 % laitteen kulutuksesta
Muu	Lietteen mädätys	Mahdollista tuottaa 50 – 70 % prosessin energiatarpeesta nykytasolla
	Anammox rejektivesien käsittelyssä	10 – 15 % vähennys nitrifikaation vaatimaan kulutukseen
	Linkouksen optimointi	10 % vähennys lietteen kuivauksen kulutuksessa
Lämpö	Hukkalämmöntalteenotto: jätevesi, laite-lämpö	oma lämmitystarve vähenee / loppuu, energiareserviä yleensä runsaasti, mutta ongelmana lämmön hyödyntäminen puhdistamon ulkopuolella
Rakennus	Laitesähkönkulutuksen pienentäminen	1-2 % kokonaiskulutuksesta
	Ilmanvaihto	1-2 % kokonaiskulutuksesta
	Lämmitysenergian tarve	1-2 % kokonaiskulutuksesta

4 VALITTUJEN TEKNIKOIDEN TEKNIS-TALOUDELLINEN TARKASTELU

4.1 HAITTA-AINEET

Haitta-aineiden poistoon tarkoitetut prosessit on mitoitettu sillä oletuksella, että niitä edeltää biologinen käsittely ja tertiäärikäsittelynä esim. hiekkasuodatus. Prosessivertailua ja kustannusarvioita varten käytettiin seuraavia lähtökohtia mitoituksessa:

Jauhemainen aktiivihilli

- Hiili erotetaan vedestä selkeytysaltaassa, josta osa hiilestä kierrätetään takaisin kontaktialtaaseen.
- Hiekkasuodatin pestään noin kerran päivässä ja pesuvesi johdetaan prosessin alkuun.
- Prosessista poistettava hiili syötetään biologisen prosessin alkuun, jossa aktiivihilleen vielä adsorboituu haitta-aineita. Hiili poistetaan ylijäämälietteen mukana.
- kontaktiaika 30 min
- hiilipitoisuus 1 g/l

Rakeinen aktiivihillisuodatus

- Aktiivihillisuodatus toteutetaan kahdessa peräkkäisessä suodatinparissa
- vaihtoväli 6 kuukautta
- kontaktiaika 13 min yhdessä suodattimessa
- pesutiheys 1 pesu/vrk

Käänteisosmoosi

- Suodatuksen tuotto on noin 75 % suodattimille johdetusta vesimäärästä. konsentraattia syntyy siis noin 25 %.
- Käänteisosmoosisuodattimet on pestävä pesukemikaalilla suodatinkalvon tukkeutumisen estämiseksi.
- Konsentraatin käsittely on toteutettu kahdessa rinnakkaisessa aktiivihillisuodattimessa.
- Hiilien vaihtoväliksi on arvioitu 2 kuukautta.

Otsonointi

- Otsonointiprosessi toteutetaan kontaktialtaassa, johon syötetään otsonia altaan pohjalle sijoitettujen ilmastimien kautta.
- Otsoni tuotetaan otsonigeneraattorilla joko ilmasta tai hapesta.
- Otsonointitilan ilmanvaihto eriytetään muusta ilmanvaihdosta.
- Otsoniannos 1,0 g O₃/ g DOC, käsiteltävän veden DOC-pitoisuus oletettu 10 mg/l
- Kontaktiaika vähintään 10 min
- Jäännösotsonin poistamiseksi vesi johdetaan otsoninpoistosuodattimeen.
- Ei orgaanisen aineen jäämiä poistavaa suodatusta hapetusprosessin jälkeen.

AOP

- Kaksivaiheinen kontaktiallas jossa ensin pelkkä otsoni ja toisessa vaiheessa lisäksi vetyperoksidi

- Otsoniannos 1,5 g O₃/ g DOC, käsiteltävän veden DOC-pitoisuus oletettu 10 mg/l
- Vetyperoksidi 10 mg/l
- Kontakiaika vähintään 10 min
- Jäännöspitoisuuksien poistamiseksi vesi johdetaan jälkisuodattimeen (GAC).

4.2 HYGIENISOINTI

- UV-käsittelyn tehon kulutus on laskettu tilanteessa, jossa käsitellään tertiäärikäsiteltyä vettä. Jos vesi sisältää paljon kiintoainetta, kasvaa energiantarve huomattavasti.
- desinfiointitarve on oletettu ympäri vuotiseksi

4.3 DEAMMONIFIKAATIO

- Vertailu on tehty oletuksella, että kokonaistypen poistovaatimus oli 90 % ja 20 % typikuormasta tuli mädättämön rejektistä ja oli käsiteltävissä deammonifikaatioprosessilla.
- vain noin puolet ammoniumtypestä hapetetaan nitriitiksi eli 37,5 % pienempi hapentarve verrattuna nitrifikaatioon
- ei lisähiilen tarvetta
- lisäravinteiden syöttötarve sekä pH:n säätö

4.4 FOSFORIN TALTEENOTTO

- Fosforin talteenottokustannus on laskettu huomioiden myös lietteenkäsittelyn kustannuksen erotus verrattuna nykyiseen käsittelyn kustannustasoon
- Lietteenkäsittelykustannus on laskettu lietteelle, jonka kuiva-ainepitoisuus on 20 %
- Menetelmissä, joissa talteenotto edellyttää biologista fosforin poistoa, on huomioitu lisäkustannuksena tertiäärikäsittelyn kustannus fosforinpoiston varmistamiseksi.

4.5 KUSTANNUSVERTAILU

Kustannuslaskennassa on huomioitu investointikustannukset sisältäen rakennustekniset työt, laitteistot, sähkö-, automaatio- ja instrumentointityöt, LVI-työt sekä suunnittelukustannukset ja muut yleiskustannukset. Uusissa prosessiyksiköissä on yleensä oletettu, että uusi laitoksen osa katetaan (mm. otsonointi), mutta tilantarpeeltaan vähäiset prosessit (mm. UV) on oletettu mahtuvan nykyisiin tiloihin. Käyttökustannuksissa on huomioitu energia- ja kemikaalikustannukset sekä huolto- ja henkilöstökustannukset.

Kustannusvertailussa on oletettu, että bioP:en siirtyminen vaatii tertiäärikäsittelyn lisäämisen puhdistamolle, koska bioP-prosessissa saavutettava lähtevän fosforin pitoisuus on 0,5 – 1 mg/l. BioP vaatii lisäksi riittävän väljästi mitoitetun biologisen altaan, joka sallii ilmastatoman tilavuuden kasvattamisen.

Kustannusarviossa on käytetty em. kustannustekijöille seuraavia yksikköhintoja.

Ferrikloridi	250 €/t
Ferrosulfaatti	150 €/t
Kalkki	150 €/t
Polymeeri	4,5 €/kg
Lisähiili (metanoli)	500 €/t
Vetyperoksidi	1000 €/t
Sähköenergia	100 €/MWh
Henkilötyö	40 €/h

Investointien kuoletusaikoina käytettiin:

rakenteet	30 vuotta
laitteet ja koneisto	15 vuotta

Laskentakorkona käytettiin 4 %.

Tarkemmat esimerkkikustannuserittelyt on esitetty liitteessä 2 ja 3. Kustannusarvioiden tarkkuus on – 30 % ja + 50 %.

Valtakunnallisen kustannuslaskennan perusteena on käytetty kappaleeseen 6 koottuja tietoja nykyisin käytössä olevista prosesseista. Jakaumat on tehty perustuen tietoihin 101 puhdistamolta, joiden osoitettiin edustavan kaikkia puhdistamoita hyvin. Jakaumissa on huomioitu myös lähivuosien aikana tulevia muutoksia puhdistamoille, jos rakentamispäätöksiä on tehty. Kustannuksia on laskettu vain sille osalle puhdistamoista, joilla uusia investointeja jouduttaiisiin tekemään. Kustannusvaikutus on laskettu jätevesimäärän ja kuutiokohtaisten kustannusten perusteella.

4.6 ENERGIVERTAILU

Eri prosessien energian kulutusta on pyritty vertailemaan laitevalmistajien ilmoittamien energiakulutustietojen perusteella. On oletettu, että pienet painehäviöt uusissa prosessiyksiköissä saadaan sopimaan olemassa olevaan prosessiin ilman välipumppausta (esim. hiekkasuodatus), mutta esim. kaksivaiheisessa suodatuksessa on huomioitu välipumppauksen tarve samoin kalvosuodatuksen vaatima korkeahko paine. Energiatarkastelu on rajattu puhdistamalla tapahtuvaan kulutukseen eikä esim. aktiivihiiilen ja kemikaalien valmistuksen energiankulutusta ei ole huomioitu. Energia- ja resurssivertailua on myös tehty karkeammalla tasolla, jos tarkkoja kulutustietoja ei ole ollut saatavilla.

4.7 TEKNINEN VERTAILU

Käsittelytekniikoiden vertailu on tehty niiltä osin kuin skenaarioiden toteuttaminen edellyttää uusien tekniikoiden käyttöönottoa. Haitta-aineiden poiston, hygienisoinnin ja fosforin talteenoton osalta on käsitelty vaihtoehtoiset menetelmät. Fosforin- ja typenpoiston osalta tehostamistoimet perustuvat hyvin tunnettuihin tekniikoihin. Typenpoiston osalta arvioidaan kuitenkin deammonifikaatioprosessi verrattuna vastaavaan laajennukseen aktiivilieteprosessissa. Energiataselaskenta ja kustannusvertailu on tehty keskisuurelle puhdistamolle (AVL 50 000).

4.7.1 Haitta-aineet

Jauhemainen aktiivihiili	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - yleisin menetelmä tällä hetkellä - kohtalaisen paljon käytännön kokemuksia ja tutkimustuloksia poistotehoista - edullisin menetelmä - alhainen energian kulutus - toteutettavissa pienelläkin laitoksella 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - haitta-aineet eivät hajoa, vaan jäähän hiileen - tietyt haitta-aineet (mm. sulfametoksiatsoli) eivät poistu tehokkaasti - kohtalaisen monimutkainen prosessi, vaatii lisäresursseja - tilantarve suuri selkeytysaltaan kanssa - prosessin ohjaus voi olla vaikeaa
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - hyvä menetelmä, jos liete poltetaan - Hiililaatujen kehitystyö on käynnissä ja mahdollisesti tehokkaampia laatuja tulossa 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - voi rajoittaa lietteenkäsittely- ja hyötykäyttövaihtoehtoja - Jos hiiltä ei hävitetä lietteen polton yhteydessä, voi hiilen käsittelystä muodostua vielä lisäkustannuksia. - toteutettuna ilman selkeytystä, mahdollisesti ongelmia hiilen erottamisen kanssa

Rakeinen aktiivihiili suodattimessa	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - paljon kokemuksia muista sovelluksista - alhainen energiankulutus - yksinkertainen prosessi, ei vaadi juurikaan lisäresursseja - pienehkö tilantarve - toteutettavissa pienelläkin laitoksella 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - haitta-aineet eivät hajoa, vaan jäähän hiileen - hiili regeneroitava säännöllisin välein - tietyt haitta-aineet (mm. sulfametoksiatsoli) eivät poistu tehokkaasti
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Hiililaatujen kehitystyö on käynnissä ja mahdollisesti tehokkaampia laatuja tulossa - Voidaan toteuttaa myös vanhoissa suodatinrakenteissa 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Tiettyjen aineiden osalta adsorptiokapasiteetti loppuu nopeasti. Riippuen aineista joiden osalta vaatimuksia asetetaan, voidaan regenerointiväliä joutua lyhentämään

Otsonointi	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - toiseksi yleisin menetelmä tällä hetkellä - haitta-aineet hajoavat prosessissa - kohtalaisen paljon käytännön kokemuksia ja tutkimustuloksia poistotehoista - ei vaikutuksia lietteen määrään eikä käsittelyyn - pieni tilantarve - Hygienisoi veden - Toteutettavissa pienelläkin laitoksella 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - tietyt haitta-aineet (mm. PFOS) eivät poistu tehokkaasti - Otsonin valmistus ja käsittely vaativat hieman erityisosaamista ja resursseja - Vaatii esimerkiksi hiekkasuodatuksen jälkikäsittelyksi, jotta hajoamisen sivutuotteet saadaan poistettua
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - prosessia mahdollista tehostaa yksinkertaisesti lisäämällä H₂O₂-syöttö sekä toinen kontaktiallas 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - haitta-aineet eivät mineralisoidu, vaan osittain vain pilkkoutuvat, hapetusprosessissa syntyvistä haitallisista hajoamistuotteista osin ristiriitaista tutkimustietoa - Otsoni sisäilmassa on ongelma, jonka hallintaan on kiinnitettävä huomiota. Kalliotilat selvitettävä erikseen. - Otsoninpoistosuodattimen tarpeesta ei riittävästi tietoa.

AOP	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - hyvä puhdistusteho - haitta-aineet hajoavat prosessissa - ei vaikutuksia lietteen määrään eikä käsittelyyn 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - vähän täyden mittakaavan käyttökokemuksia - korkea energiakulutus - Voimakkaisiin hapettimiin liittyy turvallisuusriski - Hapettimien valmistus ja käsittely vaativat hieman erityisosaamista ja resursseja
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - voidaan tehostaa käsittelyä esim. raudalla (Fenton-prosessi), jolloin teho mm. PFOS-osalta paranee jonkin verran 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - kaikki haitta-aineet eivät täysin mineralisoidu, vaan osittain vain pilkkoutuvat, hapetusprosessissa syntyvistä haitallisista hajoamistuotteista osin ristiriitaista tutkimustietoa. Vaatii mahdollisesti biologisen jälkivaiheen. - Otsoni sisäilmassa on ongelma, jonka hallintaan on kiinnitettävä huomiota. Kalliotilat selvitettävä erikseen. - Otsonin ja vetyperoksidin poistotarpeesta ei riittävästi tietoa.

Käänteisosmoosi	
<p>Vahvuudet</p> <ul style="list-style-type: none"> - kokemuksia vedenpuhdistussovelluksista - paras puhdistusteho 	<p>Heikkoudet</p> <ul style="list-style-type: none"> - haitta-aineet eivät hajoa, vaan konsentroituvat prosessissa, jonka konsentraatti on käsiteltävä - erityisesti diklofenaakki ei poistu tehokkaasti - erittäin korkea energiakulutus ja käyttökustannus - konsentraatin käsittely kasvattaa kustannuksia - vaatii käsittelyprosessissa edelleen tehokkaan kiintoaineen poiston (esim. tehokas jälkisuodatus) - Vaatii hieman erityisosaamista ja resursseja
<p>Mahdollisuudet</p> <ul style="list-style-type: none"> - tuotettu vesi niin korkealaatuista, että uudelleenkäyttömahdollisuuksia on 	<p>Riskit</p> <ul style="list-style-type: none"> - Haitta-aineet eivät poistu vaan konsentroituvat. Konsentraatin käsittelystä esim. aktiivihillisuodatuksella vain vähän kokemuksia.

Taulukko 2.3. Haitta-aineiden poistuminen eri menetelmillä.

	Mekanismi	Fotolyysi	Biohajoaminen	Sorptio	Hapetus	AOP	Suodatus
	Menetelmät	UV, aurinko	Aktiiviliete, MBR	PAC, GAC, maasuodatus	otsoni	UV+H2O2, O3+UV jne.	RO, nano
Lääkeaineet	Ibuprofeeni						
	Hormonit						
	Sulfametoksiatsoli						
	Diklofenaakki						
	Karbamatsepiini						
Kuluttaja-kemikaalit	Bisfenoli-A						
	Triklorsaani						
	Keinotekoiset makeutusaineet						
	EHMC						
	PFOS						
Teollisuus yms. kemikaalit	AMPA			?	?		?
	Kadmium						
	Alkyylifenolit					?	?
	BDE				?	?	?
	HBCD			?		?	?
	DEHP			?	?		?
	TBT					?	?

? = tietoa ei saatavilla kirjallisuudesta

Punainen = alle 20 %:n poistoteho

Oranssi = 20 – 50 %

Keltainen = 50 – 80 %

Vihreä = yli 90 %

Ruskea = ei hajoa, vaan siirtyy lietteeseen

Taulukon tiedot on koottu käyttäen seuraavia lähteitä: Yoon ym. 2003; Ochoa-Herrera ja Sierra-Alvarez 2008; Hernandez-Leal ym. 2008; Pomiès ym. 2013; Liu ym. 2009; Scheurer ym. 2010; Assalin ym. 2009; Watanabe ym. 1992; Son ja Zoh, 2009; Vione ym. 2015; Rosenfeldt ja Linden, 2004; Chen 2009; Saldago ym. 2015; Shih ja Wang, 2009; Abellan ym. 2009; Vieno, 2014; Nghien ym, 2004; Koyuncy ym. 2008; Alturki ym. 2010; Thompson ym. 2011; Lange ym. 2012; Seco ym. 1999; Keen ym. 2013; Lester ym. 2014; Sharma ym. 2014; Mitchell ym. 2012; Li ym. 2007; Tsui ym. 2014; Santiago-Morales ym. 2013

Kustannukset on laskettu olettaen, että käsiteltävä vesi vastaa laadultaan tertiärikäsiteltyä vettä.

Taulukko 2.4. Haitta-aineiden poiston vaihtoehtoisten menetelmien kustannukset.

€/m ³	PAC	GAC	Otsoni	RO	AOP
Investointikustannukset	0,12	0,15	0,10*	0,28	0,28
Käyttökustannukset	0,12	0,12	0,08*	0,44	0,17
Vertailukustannukset	0,24	0,27	0,18*	0,72	0,45

*Otsonointikäsitely ei sisällä jälkisuodatusta, jonka tarpeellisuudesta on ristiriitaista tietoa. Suodatuksen kustannusvaikutus olisi 0,06 €/m³, jolloin otsonointivaihtoehdon vertailukustannukseksi saataisiin 0,24 €/m³.

4.7.2 Hygienisointi

Kemiallinen hygienisointi	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - bulkkikemikaaleja (PAA tai PFA:n lähtöaineina muurahaishappo+vetyperoksidi+rikkihappo) - purkuputki voi toimia tietyissä tapauksissa kontaktitilavuutena - ei aiheuta normaalisti hydraulisia li-sähäviöitä laitoksella - ei muodosta toksisia hajoamistuotteita - vähäiset laitteiden huoltokustannukset (yksinkertainen laitekokonaisuus, erit. PAA) - helppo lisätä olemassa olevaan laitokseen ilman suuria muutostarpeita - mahdollisuus laitteiden "leasing-hankintaan" - voidaan toteuttaa pienelläkin laitoksella - ei vaadi juurikaan erityisosaamista eikä resursseja 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - PAA:n jäännöspitoisuus yliannostuksessa kuluu hitaasti vesistöissä □ tarvittaessa vaatii kemiallisen hajotuksen - jäännöspitoisuudet ja hajoamistuotteet lisäävät hieman käsitellyn veden BOD-arvoa (n. 3 mg/l) - kemikaalien työturvallisuuskysymykset - kemikaalien varastointi vaatii lisäsuunnittelua ja erikoisrakenteita (mm. varoaltaat ja mahd. tilojen eristäminen) - lupa- ja riskienarviointimenettelyt kemikaaleihin liittyen - PFA:lla laitteiston vähäinen toimittajamäärä
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - UV+orgaaniset peroksidit (AOP) 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - yliannostus johtaa jäännöspitoisuuksiin vesistöissä (erit. PAA) - huonot sekoitusolosuhteet huonontavat käsittelytulosta

Hygienisointi UV-käsittelyllä	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - koettu menetelmä (mm. talous- ja uimahallivedet) - ei vesistön kannalta haitallista yliannostusmahdollisuutta - laitteistoilla useita valmistajia - ei muodosta jäännösaineita tai muita muutoksia (väri, haju, maku) - Voidaan toteuttaa pienelläkin laitoksella - Ei vaadi juurikaan erityisosaamista eikä resursseja 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - vaatii normaalisti tertiäärikäsittelyn eteen - hydraulinen lisähäviö laitoksen profiiliin - lamppujen vaihtotyö ja varaosakustannus - lamppujen puhtaanapito: lima, saostumat (□ työmäärä, vaikutus käsittelytehoon) - lamppujen tehon heikkeneminen iän myötä - käytetyt lamput vaarallista jätettä - vaatii uusia rakenteita olemassa olevan laitoksen yhteyteen
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - UV+orgaaniset peroksidit (AOP) 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - mahdollinen kiintoaineen (+orgaaninen aines+rautayhdisteet) karkaaminen alentaa käsittelytehoa - mahdolliset oikovirtaukset ja katvealueet avokanavasovelluksissa (mm. virtaamavaihtelusta johtuen)

Taulukko 2.5. Hygienisoinnin tehostamisen vaihtoehtojen kustannukset.

€/m ³	Kemiallinen käsittely	UV
Investointikustannukset	0,002	0,009
Käyttökustannukset	0,014	0,006
Vertailukustannukset	0,016	0,015

4.7.3 Typenpoiston tehostaminen

DN-prosessi + jälkidenitrifikaatio	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Hyvin tunnettu prosessi - Pääasiassa käytössä nykyisillä puhdistamoilla - Voidaan toteuttaa pienelläkin laitoksella 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Energiatehoton - Vaatii lisähiilen annostelua
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Puhdistusteho säädettävissä metanolin syöttöä säätämällä - Mahdollista löytää edullisia sivutuotteita lisähiileksi 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Metanolin käyttöön sisältyy turvallisuusriskejä

Deammonifikaatio	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Prosessi käyttää vähemmän energiaa kuin perinteinen typenpoisto - Deammonifikaatioprosessi ei tarvitse lämmintä - Alhaisemmat kustannukset kuin perinteisellä menetelmällä 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Soveltuu konsentroitujen ja lämpimien vesien käsittelyyn eli Suomen olosuhteissa käytettävissä rejektivesien käsittelyyn - Herkkä prosessi, vaatii erityisosaamista ohjauksessa - Vaatii instrumenttien lähes päivittäistä puhdistamista ja kalibrointia - Uutta tekniikkaa, joitakin kymmeniä referenssejä - Toteutuksia pienillä laitoksilla rajoittaa työläs prosessin ohjaus
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Tällä hetkellä tutkitaan mahdollisia sovelluksia päävesiprosessiin - mahdollisuus bioaugmentoituun osaprosessiin 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Tekniikkaa on pilotoitu Suomessa ja on havaittu ongelmia, tekniikan soveltuminen Suomen olosuhteisiin sopivuus kuitenkin osoitettu yhdessä kohteessa

Taulukko 2.6. Typenpoiston tehostamisen vaihtoehtojen kustannukset.

€/m ³	DND-prosessi (Typenpoisto 90 %)	DN-prosessi + Deammonifikaatio rejektivedelle (Typenpoisto 90 %)
Investointikustannukset	0,13	0,09
Käyttökustannukset	0,07	0,05
Vertailukustannukset	0,20	0,15

4.7.4 Fosforin talteenotto

Lannoitekäyttö nykymenetelmillä kemiallisesti saostetusta tai bioP-lietteestä, esim. kompostointi	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Tällä hetkellä menetelmä yleisesti käytössä - Edullinen menetelmä - Kaikki fosfori on lietteessä, ei hävikkiä talteenotto-prosessissa - Myös lietteen tyyppi ja orgaaninen aine saadaan hyödynnettyä maanparannuksessa - Voidaan toteuttaa pienelläkin laitoksella 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Lietteen kysyntää ei juurikaan ole lannoitteeksi ja imago on huonohko - Orgaaniset haitta-aineet hajoavat vain osin käsittelyssä - Käyttö lannoitteena epäkäytännöllistä mm. vaikean levitettävyyden vuoksi - Lietemäärä ei vähene
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Menetelmiä kehittämällä tuotteen ominaisuuksia voitaisiin parantaa loppukäyttöä ajatellen 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Lietteen sisältämät haitta-aineet voivat kulkeutua pellossa kasveihin tai vesistöihin - Käytölle lannoitteena voi tulla rajoituksia

Bio P ja talteenotto lietteestä esim. KREPRO	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Kokonaisvaltainen lietteenkäsittelyratkaisu - Orgaaniset haitta-aineet hajoavat prosessissa 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Kemiallisesti saostetussa lietteessä kustannukset kasvavat korkeiksi - hyvin vähän täyden mittakaavan toteutuksia - vain noin 75 % fosforista saadaan erotettua - Prosessi vaatii paljon energiaa ja resursseja - Lopputuotteelle ei välttämättä löydy helposti markkinoita
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Puhdistustekniikassa siirryttäisiin lähemmäs maailmalla käytettyjä valtatekniikoita 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Fosfori erotetaan yleensä saostamalla, jolloin sen käyttökelpoisuus kasveilla on erilaista kuin nykyisten liukoisten lannoitteiden. - Ei tietoa prosessin vaatimasta ohjauksesta ja säädöstä - Lopputuotteelle ei löydy kysyntää

Bio P ja kiteytys rejektivedestä esim. OSTARA	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Kohtalaisen paljon täydenmittakaavan laitoksia - Lopputuote kaupallinen tuote - Todettu parantavan lietteen laatua ja vähentävän haitallisia kiteytymiä putkistoissa 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Vaatii BioP-prosessin ja mädätyksen yhdistelmän - Struviittikiteytymiä esiintynyt putkistoissa - Ei ole lietteen käsittelymenetelmä, vaan se vaaditaan vielä erikseen - Vain max 50 % fosforista eroteltua - Fosfori heikosti kasvien käytettävissä
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Tällä hetkellä toimii lähestulkoon kannattavasti - Puhdistustekniikassa siirryttäisiin lähemmäs maailmalla käytettyjä valtatekniikoita 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - BioP:en siirtyminen on iso muutos ja vaatii varsinkin alkuvaiheessa enemmän resursseja ja prosessiosaamista - Bio P:en siirtyminen saattaa kasvattaa lisähiilen tarvetta kokonaistypenpoistolaitoksilla - Lopputuotteelle ei löydy kysyntää

Lietteen poltto ja talteenotto tuhkasta esim. ASHDEC	
Vahvuudet <ul style="list-style-type: none"> - Poltossa orgaaniset haitta-aineet poistuvat - lietteen määrä pienenee huomattavasti - Soveltuu myös lietteelle, josta fosfori on kemiallisesti saostettu 	Heikkoudet <ul style="list-style-type: none"> - Toistaiseksi kallis menetelmä - Prosessi vaatii paljon energiaa ja resursseja - Vain muutamia lähes täydenmittakaavan laitoksia
Mahdollisuudet <ul style="list-style-type: none"> - Tuhkan käyttö suoraan mahdollistaisi paljon kustannustehokkaamman kierätyksen (PAKU-prosessi) 	Riskit <ul style="list-style-type: none"> - Ei tietoa prosessin vaatimista resursseista ohjaukseen ja säätöön - Lopputuotteelle ei löydy kysyntää

Taulukko 2.7. Fosforin talteenoton vaihtoehtojen kustannukset sekä nykyiset menetelmän kustannukset.

		Nykymenetelmä (kompostointi)	BioP + Krepro	Poltto ja talteenotto	Bio P ja struviittikiteytys
<u>Lietteenkäsittely</u>	€/t mp	42-62	90-134	64-96	42-62
<i>Laitosinvestointi</i>	€/t mp		43-65		
<i>Laitoskäyttö</i>	€/t mp		38-58		
<i>Muut kustannukset¹⁾</i>	€/t mp		8-12		
<i>Porttimaksu €/t</i>	€/t mp	42-62		64-96	42-62
<u>Fosforintalteenotto</u>	€/t mp			40-60	12-18
<i>Investointi</i>	€/t mp				6-10
<i>Käyttö €/t</i>	€/t mp				4-6
<i>Muut kustannukset¹⁾</i>	€/t mp				2-3
<u>Vesiprosessin tertiäärikäsittely</u>	€/t mp	-	39-59	-	39-59
Yhteensä	€/t mp	42-62	129-193	104-156	93-140
Saavutettu fosforin talteenotto	%	>98	75	90	50
Vertailukustannukset €/kg P (huomioitu talteenoton osuus)	€/kg P	4,2-6,3	17,2-25,8	11,6-17,3	18,6-27,8
Lisäkustannus fosforin erottamiseksi	€/kg P	-	13-19,5	7,4 -11	14,4-21,5

1) muut kustannukset sisältävät mm. tuotteistaminen, markkinointi, tarkkailu ja luvitukset, kuljetukset...

4.8 SKENAARIOIDEN VAIKUTUKSET ENERGIA- JA RESURSSITEHOKKUUTEEN

Jätevedenpuhdistukseen käytettävä energia on tällä hetkellä keskimäärin 0,45 kWh/jätevesi-m³. Jätevedenpuhdistuksen mahdollisia energiansäästötapoja käsiteltiin kappaleessa 3.15 ja todettiin, että energian kulutusta voidaan vähentää kymmeniä prosentteja ilmastuslaitteiden valinnalla, joitakin prosentteja sekoittimien, linkojen ja pumppujen valinnalla jne. Energian kulutuksessa on suuri vaihtelu puhdistamoiden välillä ja tämä selittyy osin sillä, että osalla puhdistamoista on jo käytössä hyvin energiatehokkaita järjestelmiä, kun taas osalla tämä potentiaali on vielä käyttämättä.

Jätevedestä voidaan ottaa talteen energiaa mädätyksellä tai lämmöntalteenotolla. Suurin osa lietteistä mädätetään jo tällä hetkellä ja lämmön talteenoton ongelma on sen saaminen hyötykäyttöön. Tämä tarkoittaa siis sitä, että uusien puhdistustekniikoiden kasvavan energian kulutuksen kattamiseksi ei välttämättä ole mahdollista tehdä korvaavia energian säästö- tai tuottotoimenpiteitä.

Osa haitta-aineiden poistoon tarkoitetuista menetelmistä kuluttaa paljon energiaa. Taulukossa 2.8. on esitetty vertailu suhteessa nykyiseen keskimääräiseen kulutukseen.

Taulukko 2.8. Haitta-aineiden poiston lisäämisen vaikutus energiakulutukseen eri puhdistusmenetelmillä. Energiatarve on laskettu oletuksella, että käsiteltävä vesi vastaa laadultaan biologisesti käsiteltyä ja tertiäärikäsiteltyä vettä.

Käsittelymenetelmä	Energian tarve kWh/jv-m ³	Energian tarpeen lisääntyminen %
PAC	0,15	33
GAC	0,10	22
Otsoni	0,19	41
RO	2,15	477
AOP	0,28	62

Hygienesoinnin lisääminen kasvattaisi energiankulutusta runsaat 5 % UV-tekniikan tapauksessa, mutta kemiallisen käsittelyn energian tarve jäisi hyvin alhaiseksi. Fosforinpoiston tehostamisen vaikutus energiankulutukseen olisi 5 – 10 %. Typenpoistossa nitrifikaation energian tarve on huomattava, mutta se on jo suurella osalla puhdistamoista toteutettu ja selittää osin suuria eroja puhdistamoiden energiankulutuksessa. Kun vain orgaanista ainetta poistava biologinen puhdistusprosessi muutetaan nitrifioivaksi, energian tarve lisääntyy noin kaksinkertaiseksi. Tuhkasta fosforin talteenoton energian tarve olisi noin 0,04 kWh/jv-m³ eli tämä lisäisi energiankulutusta noin 10 %. Muiden menetelmien osalta ei luotettavaa tietoa energiakulutuksesta ollut saatavilla.

Uudet käsittelymenetelmät kasvattaisivat myös muiden resurssien käyttöä prosessissa. Esimerkiksi typenpoistossa joudutaan yleensä lisäämään metanolia, fosforin poistossa saostuskemikaalien ja polymeerien käyttö kasvaisi ja kalvosuodatustekniikoissa käytetään pesuke-mikaaleja.

4.9 SKENAARIOIDEN KUSTANNUSVAIKUTUS

4.9.1 Haitta-aineiden poiston tehostaminen

Kustannusvaikutus skenaarioissa 80 % ja 90 % on laskettu olettaen, että puhdistamolla on jo biologinen puhdistus ja tertiäärikäsittely tai vastaava käsittely. Jos tätä ei puhdistamolla ole, kasvaa kustannus vielä 0,1 – 0,2 €/m³. Kustannukset on esitetty taulukoissa 2.9 ja 2.10 sekä kuvassa 2.23.

Taulukko 2.9. Haitta-aineiden poiston tehostamisen kustannusvaikutus ja vertailu käyttökustannusten nykytasoon. Nykyiset käsittelykustannukset sisältävät henkilöstö-, energia-, kemikaali- ja laitekustannukset. Kokonaiskustannukset sisältävät käyttökustannusten lisäksi investointien kustannukset jaettuna niiden käyttöajalle.

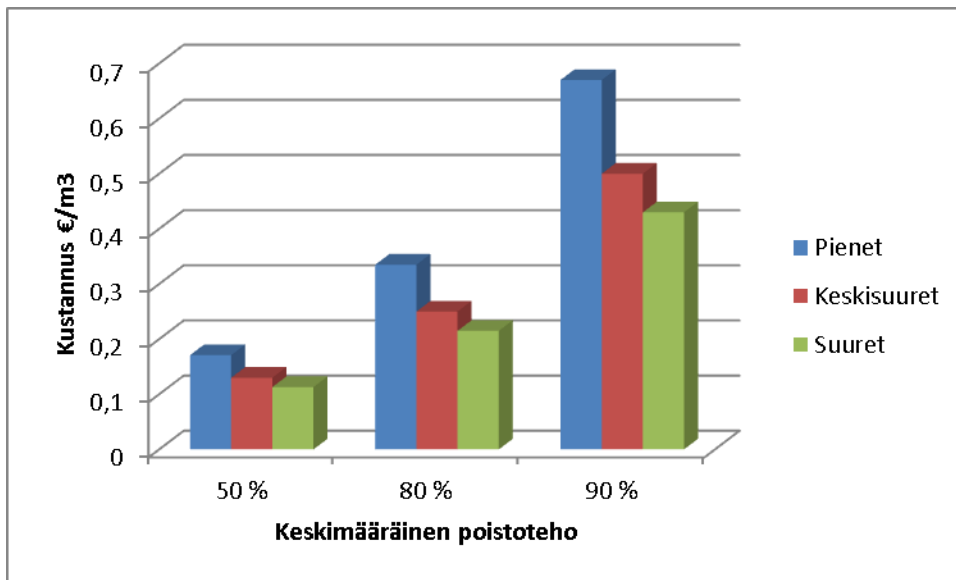
Kokonaiskustannukset €/m ³	Tyypillinen käyttökustannusten taso nykyisin	50 % (pitkä lieteikä ja tertiäärikäsittely)	80 % (GAC tai otsointi)	90 % (yhdistelmä)
	€	€	€	€
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	0,7 – 1,0	0,15 – 0,23	0,28 – 0,46	0,56 – 0,91
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	0,4 – 0,7	0,12 – 0,20	0,23 – 0,36	0,46 – 0,73
Suuret AVL > 100 000	0,1 – 0,4	0,1 – 0,16	0,2 – 0,30	0,4 – 0,60

Tarkastelusta nähdään, että haitta-aineiden keskimääräisen poistotehon kasvattaminen 50 %:sta 80 %:in noin kaksikertaistaa käsittelystä aiheutuvat lisäkustannukset. Kun verrataan tehostamisen kustannuksia nykyiseen tyypilliseen käyttökustannusten tasoon, nähdään että investoinnin vuosikustannukset ja käyttökustannukset yhteensä tehostamisesta suurilla puhdistamoilla olisivat samalla tasolla kuin nykyiset käyttökustannukset koko muun puhdistusprosessin osalta. Pienillä puhdistamoilla suhteellinen osuus olisi pienempi. Poistotehon kasvattaminen edelleen moninkertaistaisi käsittelyn lisäkustannukset. Verrattuna nykyiseen käyttökustannusten tasoon vastaisi kustannusvaikutus niiden kaksin- tai kolminkertaistamista.

Skenaarioiden kustannusvaikutusta on myös verrattu suhteessa nykyiseen tyypilliseen jätevesimaksuun (€/m³). Jätevesimaksun suuruudeksi on oletettu 2,2 €/m³. Jätevesimaksulla katetaan jätevedenkäsittelyn ja viemäroinnin kustannukset. Taulukossa 2.9 on esitetty myös eri skenaarioiden vaikutus korotustarpeena jätevesimaksuun. Haitta-aineiden poiston tehostaminen keskimäärin tasolle 50 % vaatisi 4 - 11 % korotuksen jätevesimaksuun. Tehostaminen tasolle 80 % vaatisi vastaavasti 9 – 21 % korotuksen ja tasolle 90 % jo 18– 41 % korotustarpeen.

Taulukko 2.10. Haitta-aineiden poiston tehostamisen aiheuttama jätevesimaksun korotustarve prosentteina.

Korotustarve tak- sassa %	50 % (pitkä lieteikä ja tertiäärikäsittely)	80 % (GAC tai otsonointi)	90 % (yhdistelmä)
	%	%	%
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	7-11	13-21	25-41
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	5-9	10-17	21-33
Suuret AVL > 100 000	4-7	9-14	18-27



Kuva 2.23. Eri haitta-aineiden poiston tehostamisskenaarioiden kokonaiskustannusvaikutus eri kokoisilla puhdistamoilla.

4.9.2 Hygienisoinnin tehostaminen

Kustannusvaikutus skenaarioissa on laskettu erikseen tertiäärikäsittelylle, joka tehostaa hygienisointia, sekä varsinaiselle hygienisoinnille. Kustannukset on esitetty taulukoissa 2.11 ja 2.12 sekä kuvassa 2.24.

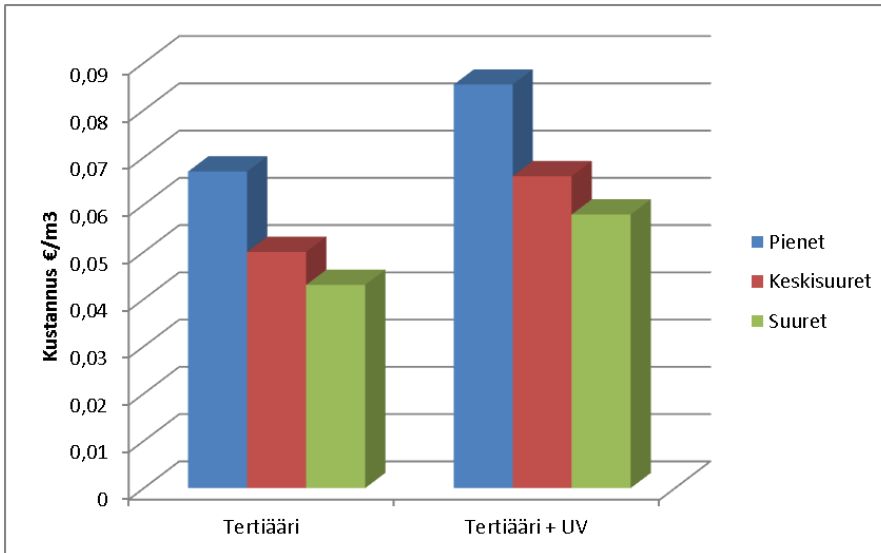
Taulukko 2.11. Hygienisoinnin tehostamisen kustannusvaikutus ja vertailu käyttökustannusten nykytasoon. Nykyiset käsittelykustannukset sisältävät henkilöstö-, energia-, kemikaali- ja laitekustannukset. Kokonaiskustannukset sisältävät käyttökustannusten lisäksi investointien kustannukset jaettuna niiden käyttöajalle.

Kokonaiskustannukset €/m ³	Tyypillinen käyttökustannusten taso nykyisin	Tertiäärikäsittely	Tehostettu hygienisointi
	€	€	€
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	0,7 – 1,0	0,07-0,16	0,02-0,04
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	0,4 – 0,7	0,05-0,09	0,01-0,03
Suuret AVL > 100 000	0,1 – 0,4	0,03-0,07	0,005-0,01

Taulukko 2.12. Hygienisoinnin tehostamisen aiheuttama jätevesimaksun korotustarve prosentteina.

Korotustarve taksassa %	Tertiäärikäsittely	Tehostettu hygienisointi
	%	%
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	3-7	0,9-1,8
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	2-4	0,5-1,2
Suuret AVL > 100 000	1-3	0,2-0,6

Tarkastelusta nähdään, että hygienisoinnin tehostamisella olisi vain kohtalaisen pieni kustannusvaikutus. Tertiäärikäsittelyn lisääminen vaatisi joidenkin prosenttien korotuksia nykyisiin jätevesimaksuihin. Tehostetun hygienisoinnin kustannukset jäisivät vielä tätäkin alhaisemmiksi, mutta toisaalta on otettava huomioon, että menetelmät soveltuvat vain tehokkaasti puhdistetun jäteveden käsittelyyn. Kuvassa 2.24. onkin esitetty kustannusvaikutus siten, että samaan aikaisesti toteutettaisiin tertiäärikäsittelyn lisääminen.



Kuva 2.24. Hygienisoinnin tehostamisskenaarioiden kokonaiskustannusvaikutus eri kokoisilla puhdistamoilla.

4.9.3 Fosforinpoiston tehostaminen

Kustannusvaikutus tässä skenaarioissa on laskettu erikseen tapaukselle, jossa vuotovesiä on paljon ja puhdistamolla joudutaan käsittelemään ajoittain paljon suurempia jätevesimääriä kuin keskimäärin. Kustannukset on esitetty taulukoissa 2.13 ja 2.14 sekä kuvissa 2.25 ja 2.26. Kuvassa 2.26 on laskettu fosforinpoiston vuosikustannus poistettua fosforikiloa kohti.

Tarkastelusta nähdään, että fosforinpoistotehon kasvattaminen hyvin alhaiseen pitoisuuteen, kasvattaa kustannuksia paljon erityisesti silloin, jos puhdistamolle tulee virtaamapiikkejä ja käsittelykapasiteettia joudutaan tästä syystä lisäämään paljon. Kun verrataan tehostamisen kustannuksia nykyiseen tyypilliseen käyttökustannusten tasoon, nähdään että kustannukset tehostamisesta hyvin alhaiseen pitoisuuteen suurilla puhdistamoilla olisivat samalla tasolla kuin nykyiset käyttökustannukset koko muun puhdistusprosessin osalta. Pienillä puhdistamoilla suhteellinen osuus olisi pienempi.

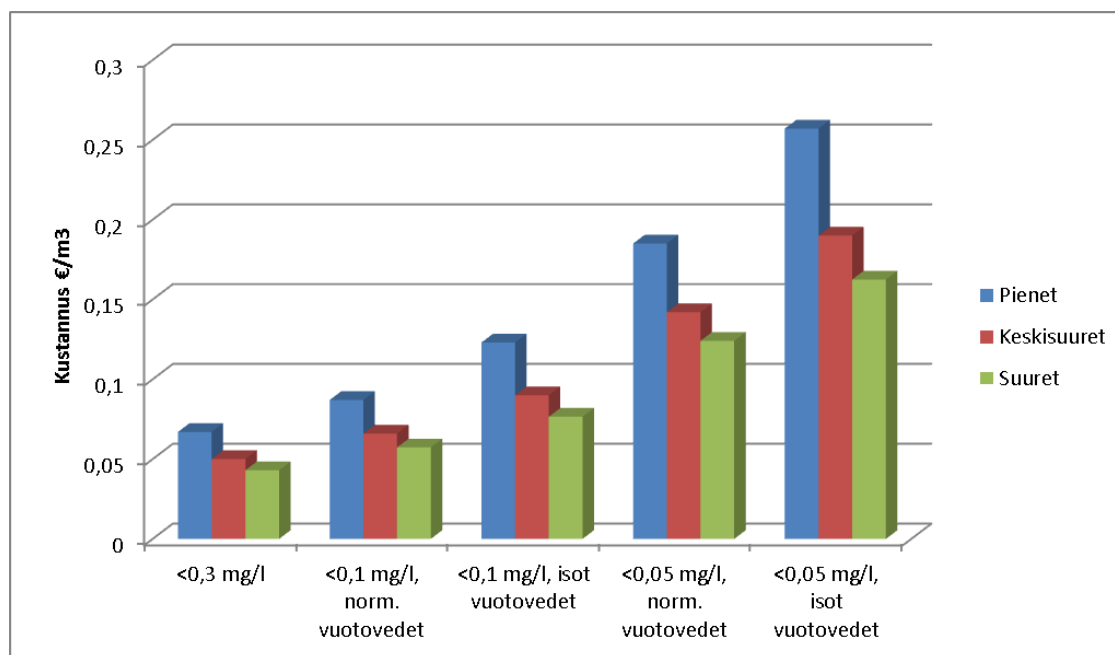
Skenaarioiden kustannusvaikutusta on myös verrattu suhteessa nykyiseen tyypilliseen jätevesimaksuun (€/m³). Jätevesimaksun suuruudeksi on oletettu 2,2 €/m³. Fosforinpoiston tehostaminen alle 0,1 mg/l:n tasolle vaatisi 1 - 10 % korotuksen jätevesimaksuun. Tehostaminen tasolle 0,05 mg/l vaatisi vastaavasti 5 - 12 % korotuksen. Kuvasta 2.26 nähdään, että fosforikiloa kohden käsittelyn kustannukset ovat korkeita. Tehostaminen alle 0,1 mg/l maksaisi 100 - 600 €/kg P, mutta jos halutaan puhdistaa vesi alle 0,05 mg/l:n pitoisuuteen, maksaisi se 2000 - 5000 €/kg P.

Taulukko 2.13. Fosforinpoiston tehostamisen kustannusvaikutus. Kokonaiskustannukset sisältävät käyttökustannusten lisäksi investointien kustannukset jaettuna niiden käyttäjälle.

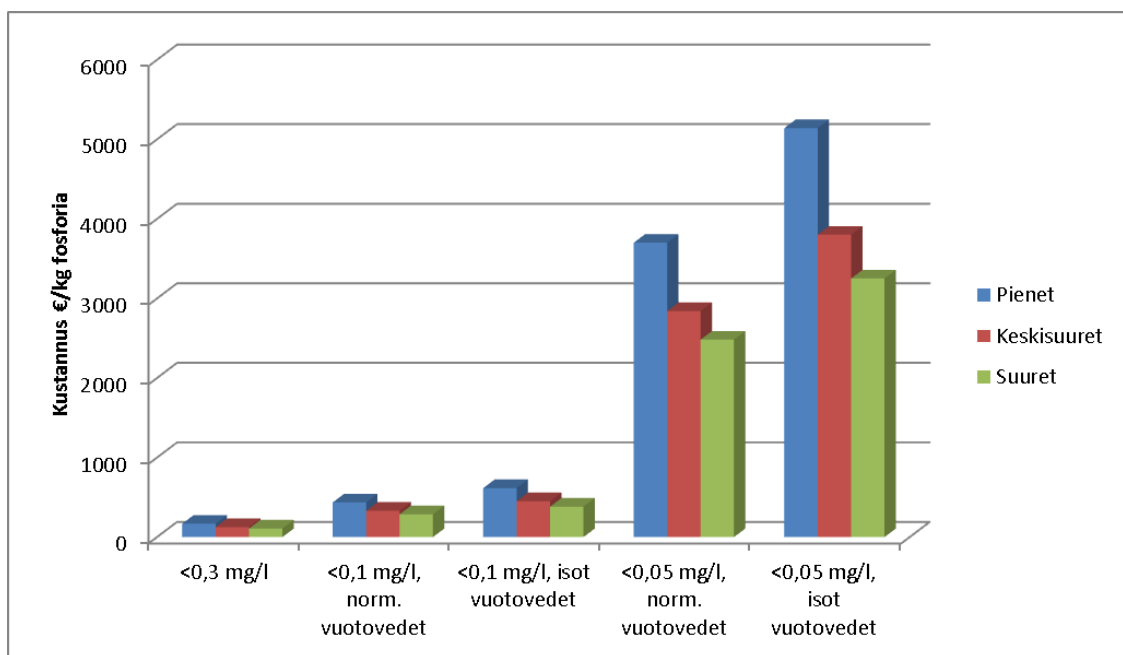
Kokonaiskustannukset €/m ³	Tyypillinen käyttökustannusten taso €/m ³	alle 0,3 mg/l		alle 0,1 mg/l		alle 0,05 mg/l	
				x 3	x 5	x 3	x 5
Huipputunti- ja keskituntivirtaaman suhde	€/m ³						
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	0,7 – 1,0	0,07 – 0,16	0,08 – 0,19	0,11 – 0,21	0,17 – 0,33	0,21 – 0,35	
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	0,4 – 0,7	0,05 – 0,09	0,06 – 0,11	0,09 – 0,14	0,13 – 0,21	0,18 – 0,26	
Suuret AVL > 100 000	0,1 – 0,4	0,03 – 0,07	0,06 – 0,09	0,07 – 0,12	0,11 – 0,16	0,15 – 0,23	

Taulukko 2.14. Fosforinpoiston tehostamisen aiheuttama jätevesimaksun korotustarve prosentteina.

Korotustarve taksassa %	Alle 0,3 mg/l	Alle 0,1 mg/l	Alle 0,05 mg/l
	%	%	%
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	3-7	4-10	8-16
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	2-4	3-7	6-12
Suuret AVL > 100 000	1,4-3,0	1-5	5-11



Kuva 2.25. Fosforinpoiston tehostamisskenaarioiden kokonaiskustannusvaikutus eri kokoisilla puhdistamoilla laskettuna vuosikustannuksena jätevesikuutiota kohti.



Kuva 2.26. Fosforinpoiston tehostamisskenaarioiden kokonaiskustannusvaikutus eri kokoisilla puhdistamoilla laskettuna vuosikustannuksena poistettua fosforikiloa kohti.

4.9.4 Typenpoiston tehostaminen

Kustannusvaikutus tässä skenaariossa on laskettu olettaen, että typenpoiston tehostaminen tehdään perinteisellä nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessilla. Lisähiilenä käytetään metanolia. Kustannukset on esitetty taulukossa 2.15 ja 2.16 sekä kuvassa 2.27. Kuvassa 2.27 on laskettu typenpoiston vuosikustannus myös poistettua typpikiloa kohti.

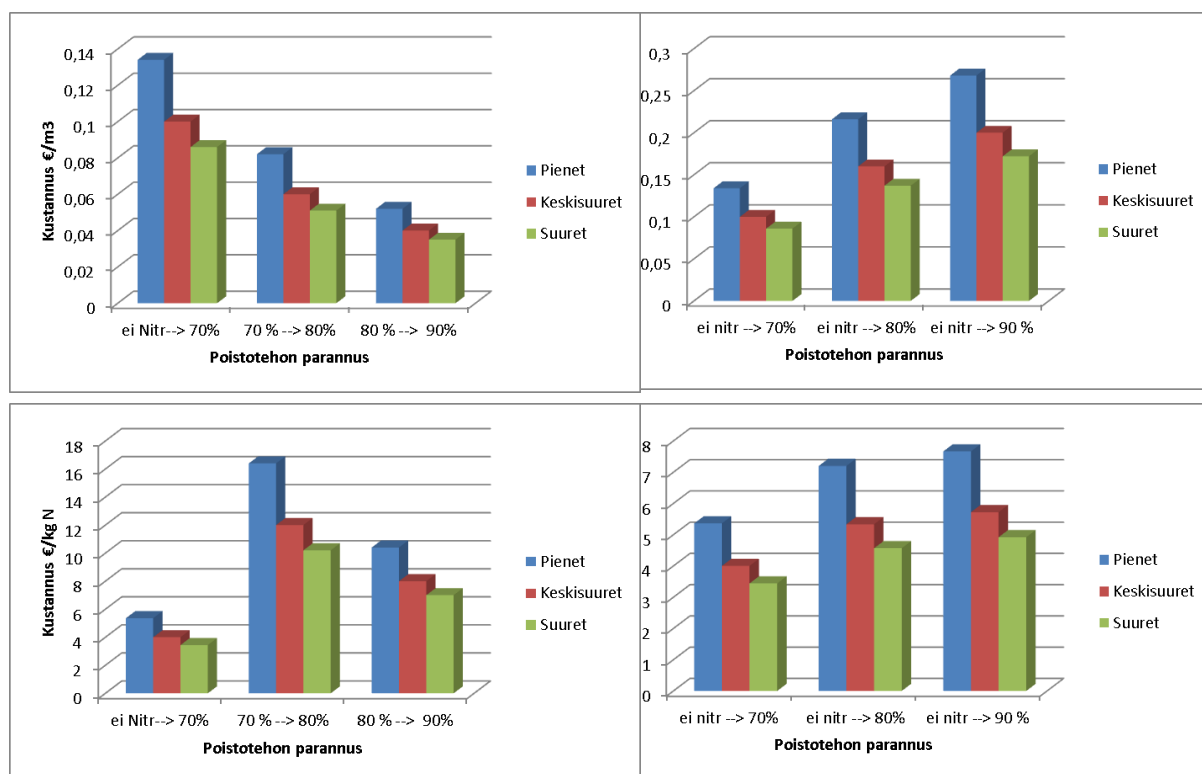
Skenaarioiden kustannusvaikutusta on myös verrattu suhteessa nykyiseen tyypilliseen jätevesimaksuun (€/m³). Jätevesimaksun suuruudeksi on oletettu 2,2 €/m³. Taulukossa on esitetty myös eri skenaarioiden vaikutus korotustarpeena jätevesimaksuun. Typenpoiston tehostaminen 70 %:n tasolle vaatisi 3 - 9 % korotuksen jätevesimaksuun. Tehostaminen tasolle 80 % vaatisi vastaavasti 5 - 14 % korotuksen ja tasolle 90 % 7 - 17 % korotuksen. Kuvasta 2.28 nähdään, että typpikiloa kohden käsittelyn kustannukset ovat 3 - 7 €/kg.

Taulukko 2.15. Typenpoiston tehostamisen kustannusvaikutus. Kokonaiskustannukset sisältävät käyttökustannusten lisäksi investointien kustannukset jaettuna niiden käyttöajalle.

Kokonaiskustannukset €/m ³ ; korotustarve taksassa %	Tyypillinen käyttökustannusten taso nykyisin	Ei N-poistoa →70 %	→ 80 %	→ 90 %
	€	€	€	€
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	0,7 - 1,0	0,12 - 0,20	0,18 - 0,30	0,23 - 0,36
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	0,4 - 0,7	0,10 - 0,18	0,15 - 0,23	0,18 - 0,30
Suuret AVL > 100 000	0,1 - 0,4	0,07 - 0,13	0,10 - 0,20	0,15 - 0,23

Taulukko 2.16. Typenpoiston tehostamisen aiheuttama korotustarve jätevesimaksuihin.

Kokonaiskustannukset €/m ³ ; korotustarve taksassa %	Ei N-poistoa →70 %	→ 80 %	→ 90 %
	%	%	%
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	6-9	8-14	10-17
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	4-8	7-11	8-14
Suuret AVL > 100 000	3-6	5-9	7-11



Kuva 2.27. Typenpoiston tehostamisskenaarioiden kokonaiskustannusvaikutus erikokoisilla puhdistamoilla laskettuna vuosikustannuksena jätevesikuutiota ja poistettua typpikiloa kohti.

4.9.5 Fosforin talteenoton tehostamisen lisäkustannukset

Kustannusvaikutus tässä skenaarioissa on laskettu talteenotolle mädätyksen rejektistä struviittina, talteenotolle poltetun lietteen tuhkasta sekä talteenotolle lietteestä. Tuhkavaihtoehto sisältää lietteen polton korkeamman kustannuksen verrattuna muihin lietteenkäsittelymenetelmiin. Samoin struviittivaihtoehdossa on huomioitu bioP:stä aiheutuvat lisäkustannukset. Tässä on tutkittu ainoastaan vaihtoehtoja, joissa fosfori saadaan erotettua lietteestä eikä mikään lietteen sisältämä haitallinen aine enää vaikuta fosforituotteen laatuun. Talteenotto-tekniikoita ei voida kustannustehokkaasti toteuttaa pienessä yksikössä, joten tarkastelu on tehty vain suurille ja keskisuurille puhdistamoille. Oletettavasti talteenotto tuhkasta ja lietteestä tulisi tapahtumaan keskitetyissä laitoksissa, jolloin kustannuserot laitosten välillä eivät määräytyisi niinkään koon perusteella, vaan talteenottolaitoksen sijainnin ja mm. palveluntarjoajien välisen kilpailun pohjalta. Kustannukset on esitetty taulukossa 2.17 ja 2.18 sekä ku-

vassa 2.28. Kuvissa on laskettu fosforin talteenoton kustannukset jätevesikuutiota kohti ja talteenotettua fosforikiloa kohti.

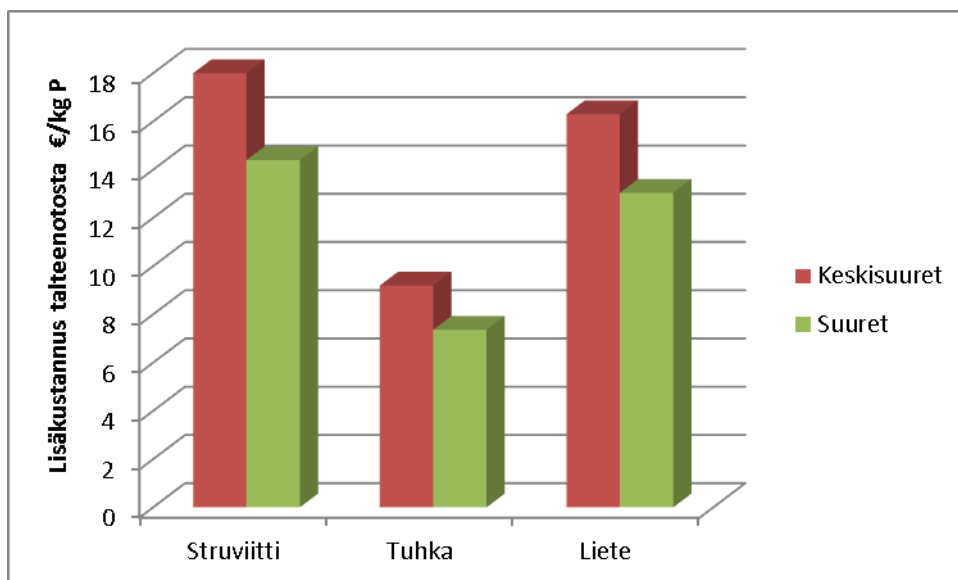
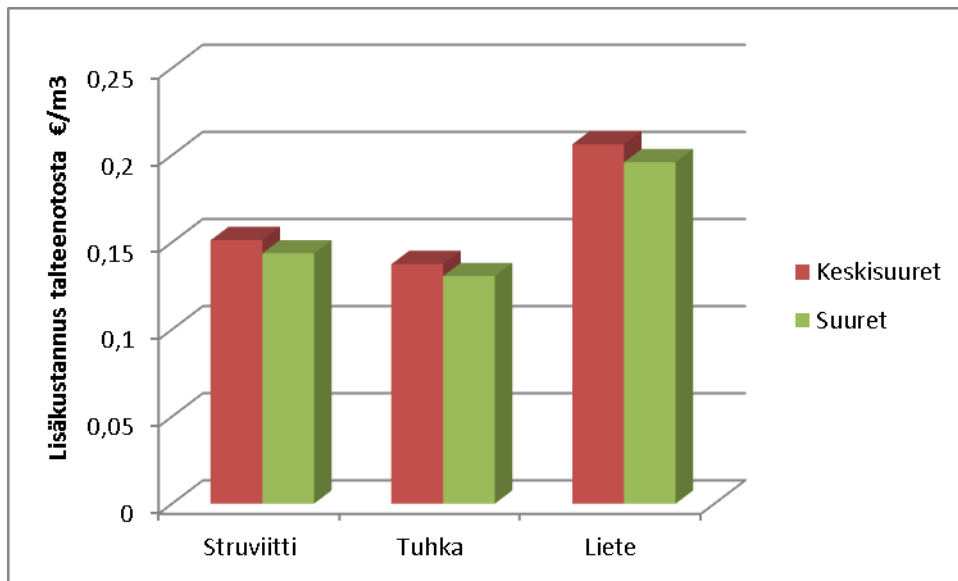
Taulukossa 2.17. on esitetty fosforin talteenotosta aiheutuvat lisäkustannukset, kun talteenotto tehdään struviittina rejektistä, polton jälkeen tuhkasta tai lietteestä. Struviittitalteenoton kustannukset ovat samalla tasolla kuin tuhkatalteenoton. Kuitenkin kun lasketaan kustannus fosforikiloa kohden struviittikiteytyksen kustannukset nousevat samalle tasolle lietetalteenoton kanssa. Fosforikiloa kohti kustannukset ovat 7 – 18 €/kg P. Voidaan todeta, että fosforitalteenoton tehostaminen vaatisi 5 – 14 % korotuksen jätevesimaksussa.

Taulukko 2.17. Fosforin talteenoton tehostamisen lisäkustannus. Kustannukset on laskettu oletuksella, että käsittely ostettaisiin muualta palveluna. Talteenotto tuhkasta sisältää poltosta aiheutuvan lisäkustannuksen.

Kokonaiskustannukset €/m ³	Tyypillinen käyttökustannusten taso nykyisin	Talteenotto struviittina	Talteenotto tuhkasta	Talteenotto lietteestä
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	Ei ole toteutettavissa kustannustehokkaasti pienellä laitoksella, edellyttäisi keskitettyä käsittelyä.			
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	0,4 – 0,7	0,13 -0,20	0,12 – 0,18	0,19 – 0,127
Suuret AVL > 100 000	0,1 – 0,4	0,12 – 0,18	0,11 – 0,17	0,18 -0,26

Taulukko 2.18. Fosforin talteenoton tehostamisen aiheuttama jätevesimaksun korotustarve prosentteina.

Kokonaiskustannukset €/m ³ ; korotustarve taksassa %	Talteenotto struviittina	Talteenotto tuhkasta	Talteenotto lietteestä
	%	%	%
Pienet puhdistamot AVL < 10 000	Ei ole toteutettavissa		
Keskisuuret 10 000 < AVL < 100 000	6-9	5-8	9-14
Suuret AVL > 100 000	5-8	5-8	8-12



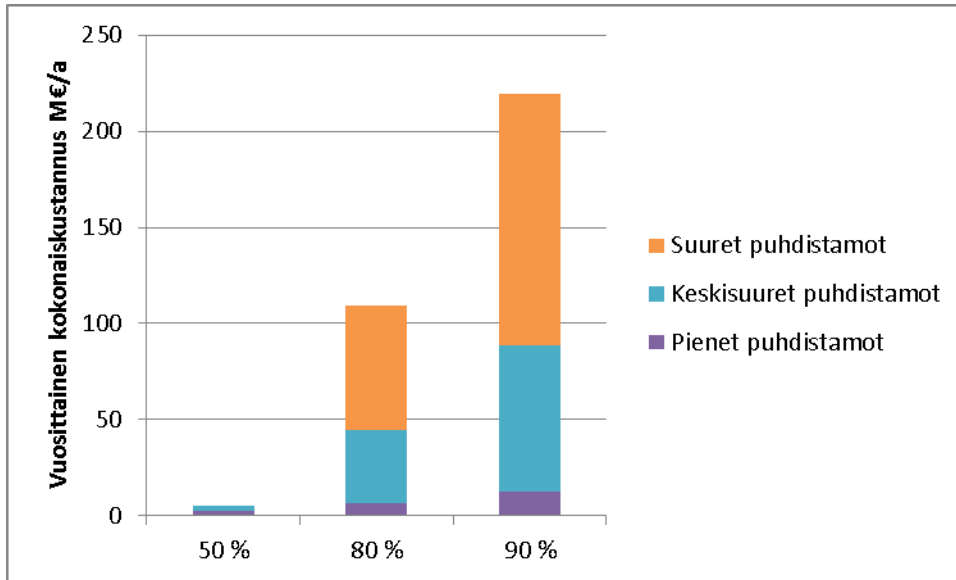
Kuva 2.28. Fosforin talteenoton tehostamisskenaarioiden aiheuttama lisäkustannus eri kokoisilla puhdistamoilla laskettuna vuosikustannuksena jätevesikuutiota ja fosforikiloa kohti.

4.10 KUSTANNUSVAIKUTUS VALTAKUNNALLISESTI

Tässä kappaleessa on tarkasteltu eri tehostamistoimenpiteiden ja eri skenaarioiden kustannuksia valtakunnan tasolla. Eri skenaarioiden kustannusvaikutusta on tutkittu eri kokoisilla puhdistamoilla. Lisäksi eri skenaarioiden kustannusvaikutuksia on verrattu keskenään kuvassa 2.34. Kustannusvaikutus on pääosin esitetty jätevesikuutiota kohden laskettuna kokonaisvuosikustannuksena, joka sisältää käyttökustannukset sekä investointikustannukset jaettuna investoinnin kohteen käyttöajalle. Lopuksi on esitetty myös eri skenaarioiden investointikustannusten yhteissumma kuvassa 2.35.

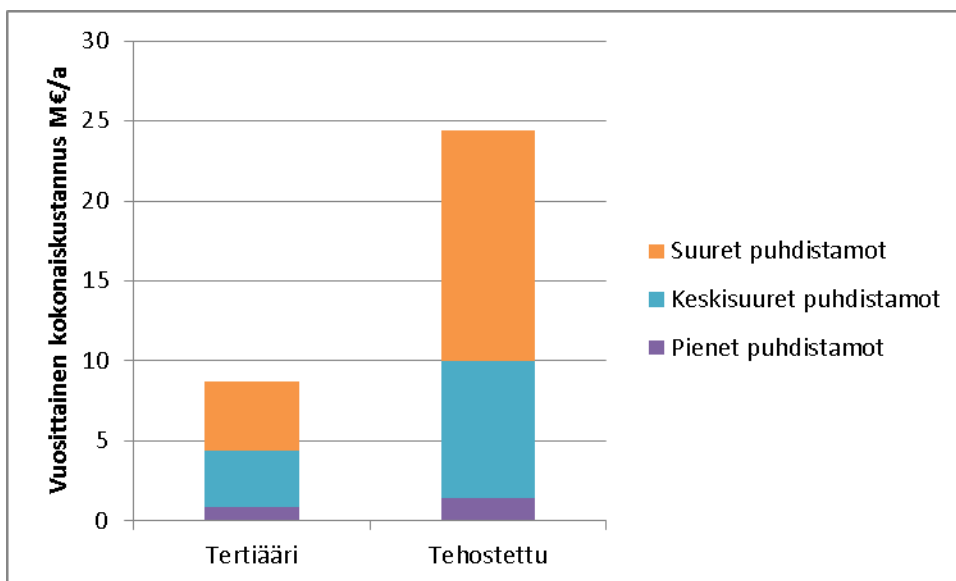
Kustannuslaskennassa on huomioitu nykyinen jätevedenpuhdistuksen taso Suomessa siten, että kustannuksia muodostuu vain siitä osasta puhdistamoja, joilla kyseistä puhdistustasoa ei nykytilanteessa saavuteta. Jätevedenpuhdistuksen nykytilanne on kuvattu ja raportoitu lyhyesti selvityksen toisessa osassa kappaleessa 6.1.

Kuvassa 2.29. on esitetty haitta-aineiden poiston eri skenaarioiden kustannusvaikutus vuositasolla koko Suomessa. Kuvasta nähdään, että keskimääräinen puhdistustaso 50 % vaatisi toimenpiteitä vain pienellä osalla pienistä ja keskisuurista puhdistamoista, koska suurella osalla puhdistamoista on jo pitkäviipymäinen biologinen käsittely. Toisaalta, kuten kappaleessa 4.7.1 todettiin, poistoteho ja tehokas poistomekanismi vaihtelevat huomattavasti eri haitta-aineiden välillä. Näin ollen tiettyjen yksittäisten aineiden osalta voi jo 50 %:n poistotaso johtaa korkeampiin kustannuksiin kuin tässä esitetyt kustannukset, jotka on tehty perustuen keskimääräiseen poistotehoon suuresta joukosta haitta-aineita.



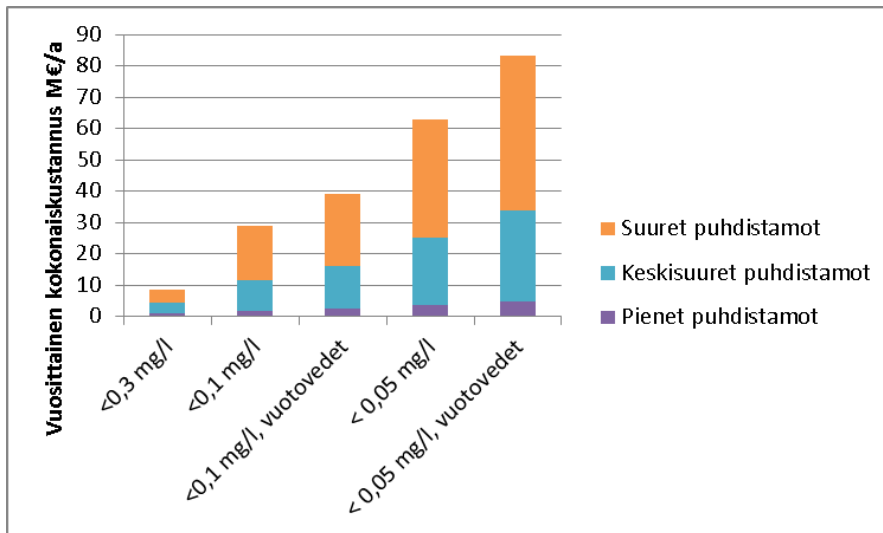
Kuva 2.29. Haitta-aineiden poiston tehostamisen eri skenaarioiden kustannusvaikutus vuositasolla valtakunnallisesti.

Kuvassa 2.30. on esitetty hygienisoinnin tehostamisesta aiheutuvat kustannukset. Tehostetussa hygienisoinnissa kustannukset muodostuvat kohtalaisen korkeiksi, koska vain hyvin pienellä osalla puhdistamoista on tämä käsittely toistaiseksi käytössä.



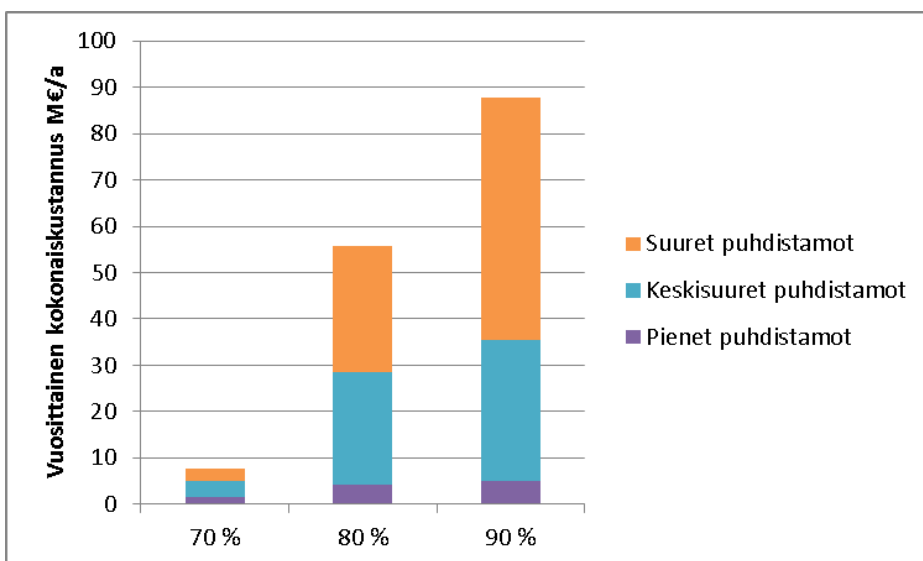
Kuva 2.30. Hygienisoinnin tehostamisen eri skenaarioiden kustannusvaikutus vuositasolla valtakunnallisesti.

Kuvassa 2.31. on esitetty fosforinpoiston tehostamisesta aiheutuvat kustannukset. Puhdistustason kiristäminen tasolle 0,3 mg/l kaikilla Suomen puhdistamoilla, aiheuttaisi noin 10 miljoonan euron vuosittaiset kustannukset. Varsin suurella osalla puhdistamoista tämä taso saavutetaan jo nyt. Kustannukset kasvavat nopeasti, jos puhdistustasoa kiristetään edelleen ja silloin lisäinvestointeja tarvittaisiin kaikilla puhdistamoilla. Fosforinpoiston tehostaminen tasolle <0,1 mg/l kasvattaisi kustannuksia vuositasolla 30 – 40 miljoonaa euroa.



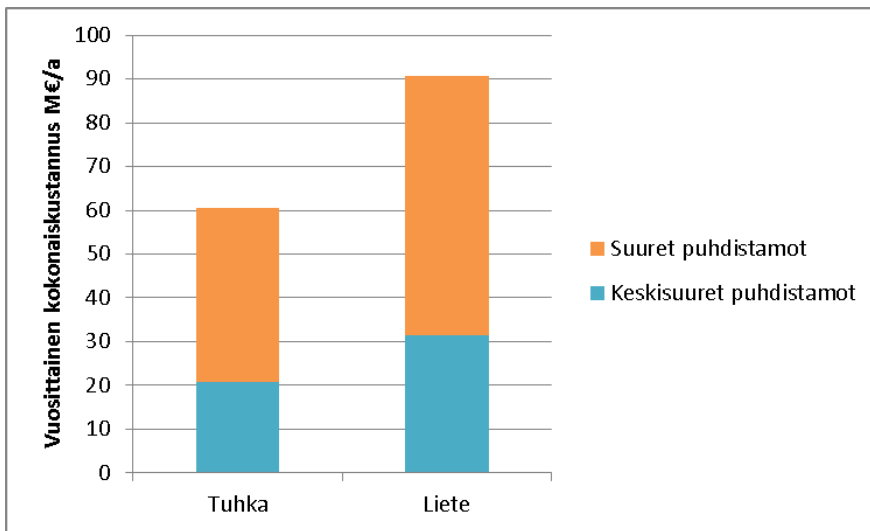
Kuva 2.31. Fosforinpoiston tehostamisen eri skenaarioiden kustannusvaikutus vuositasolla valtakunnallisesti.

Kuvassa 2.32. on esitetty typenpoiston tehostamisesta aiheutuvat kustannukset. Puhdistustason nostaminen tasolle 70 % kaikilla Suomen puhdistamoilla, aiheuttaisi alle 10 miljoonan euron vuosittaiset kustannukset, koska varsinkin suurilla puhdistamoilla tämä vaatimus saavutetaan jo lähes kaikilla. Luvussa ei ole mukana lähiaikoina valmistunvat ja käynnistyvät hankkeet typenpoiston tehostamiseksi. Investointitarve painottuisi pienille ja keskisuurille puhdistamoille. Kustannukset kasvavat nopeasti, jos puhdistustaso olisi korkeampi kuin 70 % ja tällöin lisäinvestointeja tarvittaisiin lähes kaikilla puhdistamoilla. 90 %:n kokonaistypenpoisto kasvattaisi kustannuksia vuositasolla lähes 90 miljoonaa euroa.

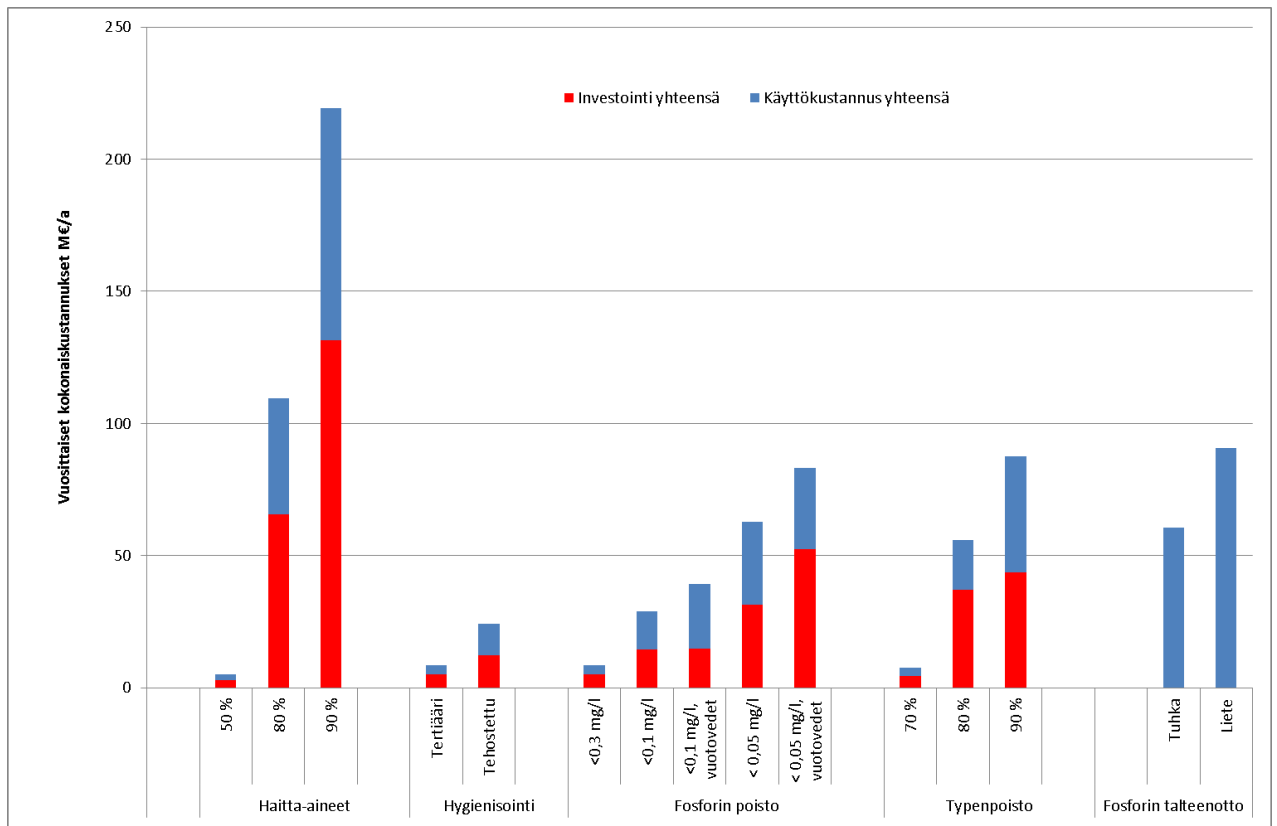


Kuva 2.32. Typenpoiston tehostamisen eri skenaarioiden kustannusvaikutus vuositasolla valtakunnallisesti.

Kuvassa 2.33. on esitetty fosforin talteenoton tehostamisesta aiheutuvat kustannukset. Pieniä puhdistamoita ei tässä ole sisällytetty, koska niin pienissä yksiköissä tekniikkaa ei kannata toteuttaa. Pienten puhdistamoiden osuus lietemäärästä on alle 5 %, joten sillä ei ole juurikaan merkitystä. Struviittikiteytyksen kustannusvaikutus ei ole esitetty tässä valtakunnallisella tasolla, koska se ei ole kaikkialle soveltuva menetelmä. Talteenotto tuhkasta vaatii lietteen polton ja kustannuksissa on huomioitu polton korkeammat kustannukset verrattuna nykyisiin lietteenkäsittelymenetelmiin. Tuhkasta talteenotto aiheuttaisi runsaan 60 miljoonan euron vuosittaiset lisäkustannukset ja lietteestä talteenotto lähes 90 miljoonan euron vuosittaiset lisäkustannukset lietteenkäsittelyyn.

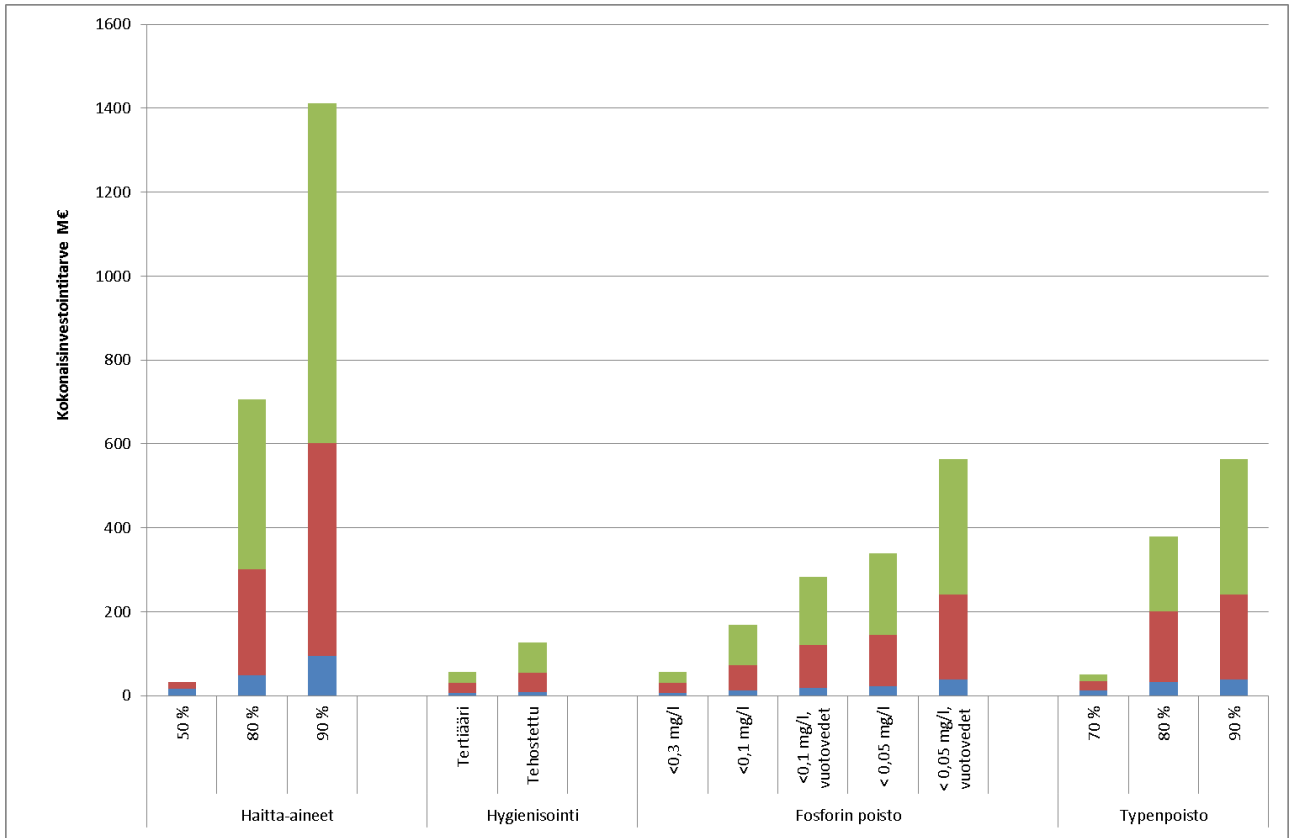


Kuva 2.33. Fosforin talteenoton tehostamisen eri skenaarioiden kustannusvaikutus valtakunnallisesti.



Kuva 2.34. Vuosittaiset kokonaiskustannukset eroteltuna investoinnin vuosikustannuksiin ja käyttökustannuksiin eri skenaarioissa.

Kuvassa 2.34. on esitetty vuosikustannukset eri skenaarioissa eroteltuna investoinnin ja käyttökustannusten osalta. Vertailun vuoksi laskettiin vuosittain kerättyjen jätevesimaksujen määrä, joka on noin 570 M€. Jätevesimaksuilla katetaan sekä viemäriverkoston että jätevesien puhdistamisen kustannukset. Haitta-aineiden tehokkaan poiston toteuttaminen vaatisi siis yli kolmanneksen nykyisellä tasolla kerätyistä maksuista. Typenpoiston tehostaminen vastaa vasti vaatisi noin 10 % nykyisistä jätevesimaksuista. Kuvassa 2.35 on esitetty kokonaisinvestointitarve eri skenaarioissa. Haitta-aineiden poiston tehostaminen aiheuttaisi suurimmat investointitarpeet – 700 -1400 miljoonaa euroa. Fosforin tai typen poiston tehostaminen vaatisi 300 – 600 miljoonan euron investionnit. Hygienisoinnin tehostaminen olisi tehtävissä noin 100 miljoonan euron investoinnilla.



Kuva 2.36. Kokonaisinvestointitarve eri skenaarioissa.

5 YHTEENVETO

Tässä selvityksessä on tarkasteltu jätevesien käsittelyn tehostamiseen soveltuvia menetelmiä eri parametrien osalta. Käsittelyn tehostamiseen soveltuvia tekniikoita on kartoitettu laajasti ja niistä soveltuvimmat on valittu teknis-taloudelliseen vertailuun. Kustannustarkastelun pohjalta on tehty arvio erilaisten tehostamisskenaarioiden kustannusvaikutuksista puhdistamokohtaisesti sekä valtakunnan tasolla. Jätevesien käsittelyn tehostamista on tarkasteltu seuraavien parametrien suhteen:

- Haitallisten aineiden poiston tehostaminen
- Mikromuovit
- Hygienisoinnin tehostaminen
- Fosforinpoiston tehostaminen
- Typenpoiston tehostaminen
- Fosforin talteenoton tehostaminen

Soveltuvista menetelmistä muodostettiin käsittelymatriisi, jonka avulla voidaan tutkia teknikoiden soveltuvuutta myös tapauksissa, jolloin useampia puhdistustavoitteista pitää saavuttaa samanaikaisesti. Käsittelymatriisi on tämän raportin liitteessä 4.

Haitta-aineiden poistaminen keskimääräisellä puhdistustasolla 80 % tai 90 % aiheuttaisi korkeimmat lisäkustannukset jätevedenkäsittelylle. 80 % puhdistustaso saavutettaisiin esimerkiksi otsonoinnilla ja aktiivihilikkäsittelyllä ja tämä vaatisi noin 700 miljoonan euron investoinnit ja samalla jätevedenpuhdistuksen energiankulutus kasvaisi noin 30 – 50 % nykyisestä. 90 % puhdistustaso saavutettaisiin esimerkiksi nämä kaksi menetelmää yhdistämällä ja tämä vaatisi noin 1400 miljoonan euron investoinnit ja energiankulutus kasvaisi noin 80 % nykyisestä. Haitta-aineiden poiston tehostaminen keskimäärin tasolle 50 % vaatisi 4 - 11 % korotuksen jätevesimaksuun. Tehostaminen tasolle 80 % vaatisi vastaavasti 9 – 21 % korotuksen ja tasolle 90 % jo 18 – 41 % korotustarpeen, kun huomioidaan sekä investointi- että käsittelykustannukset. Osa haitta-aineista poistuu vedestä, mutta varastoituu lietteeseen.

Haitta-aineiden poistomenetelmistä otsonointi tai aktiivihilisuodatus soveltuisivat hyvin yhdistettäväksi nykyisiin prosesseihin. Jauhemaisen aktiivihilien osalta on huomioitava, että se voidaan poistaa lietteen mukana vain, mikäli liete poltetaan. Jos liete käsitellään muulla tavoin, täytyy jauhemainen aktiivihili poistaa prosessista erikseen. Poistomenetelmien osalta kehitteillä on myös uusia menetelmiä, jotka saattavat mahdollistaa alhaisemmat kustannukset tulevaisuudessa. Haitta-aineiden poistoon sopivien menetelmien sovittamista yhteen Suomessa yleisten tertiäärikäsittelymenetelmien kanssa voidaan edelleen kehittää.

Mikromuovien poistamiseksi ei ole erityisiä prosessiyksiköitä. Mikromuovin on todettu poistuvan tyypillisesti yli 90 % aktiivilieteprosessissa, joka on käytössä suurimmalla osalla yhdyskuntajätevedenpuhdistamoista Suomessa. Poistumista olisi mahdollista tehostaa esim. ultra-suodatuksella.

Hygienisoinnin tehostamisen osalta voidaan todeta, että kiristyneet fosforin poistovaatimukset ovat vaikuttaneet myös siihen, että jätevesien hygieeninen laatu on samalla parantunut. Fosforinpoiston tehostamiseen tarkoitettut tertiäärikäsittely-yksiköt poistavat varsin tehokkaasti veden mikrobeja. Varsinaisen hygienisointimenetelmän käyttöönotto kaikilla puhdistamoilla aiheuttaisi yli 100 miljoonan euron investointitarpeen. Sen vaikutus jätevesimaksuun olisi 0,2 – 7 %.

Fosforinpoiston tehostamisen osalta voidaan todeta, että tekniikka on olemassa, mutta puhdistustason laskeminen hyvin alas kasvattaisi kustannuksia nopeasti. Fosforin poiston tehosta-

minen tasolle 0,05 mg/l vaatisi 300 - 600 miljoonan euron investoinnit jätevedenpuhdistamoilla. Fosforinpoiston tehostaminen alle 0,1 mg/l:n tasolle vaatisi noin 200 miljoonan investoinnit ja 1 - 10 % korotuksen jätevesimaksuun, kun huomioidaan investointi- ja käyttökustannukset. Tehostaminen tasolle 0,05 mg/l vaatisi vastaavasti 5 – 16 % korotuksen. Poistettua fosforikiloa kohden kustannukset olisivat 100 – 600 €/kg P, jos puhdistusteho olisi <0,1 mg/l ja 2000 – 5000 €/ kgP, jos puhdistusteho olisi <0,05 mg/l.

Typhenpoiston tehostaminen 80 %:in vaatisi lähes 400 miljoonan investoinnit ja vastaavasti tehostaminen 90 %:in lähes 600 miljoonan euron investoinnit. Typhenpoiston tehostaminen 70 %:n tasolle vaatisi 3 - 9 % korotuksen jätevesimaksuun, kun huomioidaan käyttö- ja investointikustannukset. Tehostaminen tasolle 80 % vaatisi vastaavasti 5 – 14 % korotuksen ja tasolle 90 % 7 – 17 % korotuksen. Typhenpoiston tehostamisen kustannuksia voitaisiin huomattavasti laskea puhdistamoilla, joilla on mädätys tai biokaasulaitosten yhteydessä, jos otettaisiin käyttöön anammox-bakteerien toimintaan perustuvia prosesseja. Toistaiseksi prosessin toiminta Suomen olosuhteissa on kuitenkin ollut epävarmaa.

Fosforin talteenoton tehostaminen voidaan tehdä lietteestä, mädätyksestä tai sen rejektistä, poltetun lietteen tuhkasta tai lähtevästä vedestä. Menetelmät ovat lähtevästä vedestä tehtävää talteenottoa lukuun ottamatta, joka on vasta kehitysvaiheessa, kustannuksiltaan varsin samalla tasolla. Fosforin talteenotto lietteestä aiheuttaisi 60 – 90 miljoonan euron lisäkustannuksen vuositasolla lietteenkäsittelyn kustannuksiin. Vuosittainen kustannus lietteenkäsittelylle tällä hetkellä voidaan arvioida olevan samalla tasolla, joten lietteenkäsittelyn kustannukset kaksikertaistuisivat. Fosforintalteenoton tehostaminen vaatisi noin 5-14 % korotuksen jätevesimaksussa. Talteenotetun fosforin arvo tämänhetkisen kustannustason mukaan (0,5 – 1 €/kg P) olisi 2 – 4 miljoonaa euroa. Lietteestä tai mädätyksestä tehtävä talteenotto vaatii toimiakseen biologisen fosforinpoiston, jota ei voida ottaa käyttöön läheskään kaikilla nykyisistä puhdistamoista. Talteenotto tuhkasta vaatisi siirtymistä lietteen polttoon. Tilanteissa, joissa raskasmetallit eivät ole ongelma lietteessä, olisi tuhkaa järkevää hyödyntää suoraan ilman erillistä talteenottoprosessia.

OSA II SELVITYKSEN TAUSTAT

6 ARVIO TÄMÄNHETKISISTÄ PUHDISTUSTASOSTA JA -TEKNIKOISTA

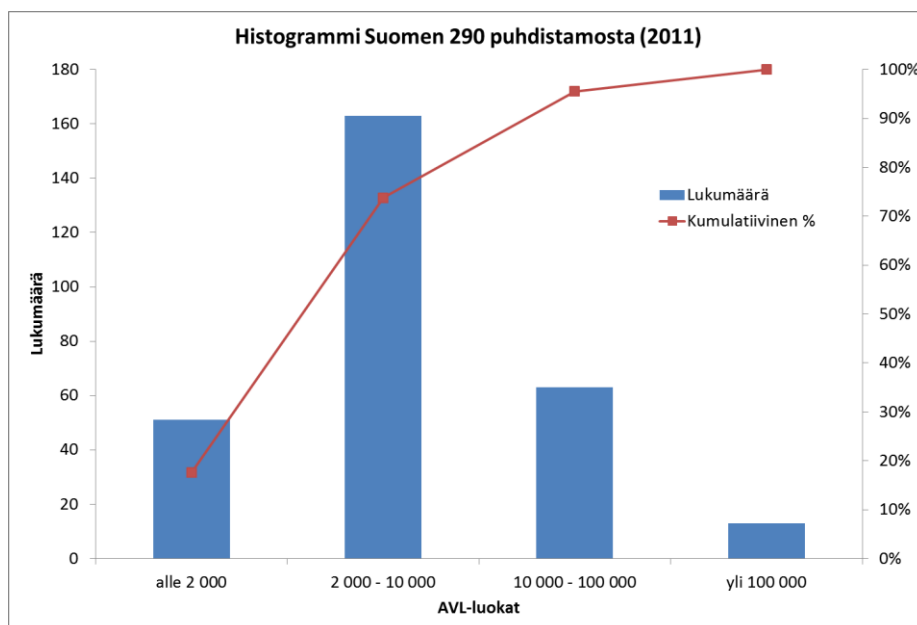
6.1 JÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN KOKONAISMÄÄRÄ JA KOJAKAUMA SUOMESSA

Suomessa on tällä hetkellä yhteensä noin 370 asumajätevesiä käsittelevää jätevedenpuhdistamoita. Luvussa ei ole mukana yksityisiä puhdistamoita, kuten golfkenttien, opistojen, yms. puhdistamoita. Puhdistamojen määrä vähenee, koska pieniä puhdistamoita lakkautetaan ja jätevesien käsittelyä keskitetään suuremmille puhdistamoille.

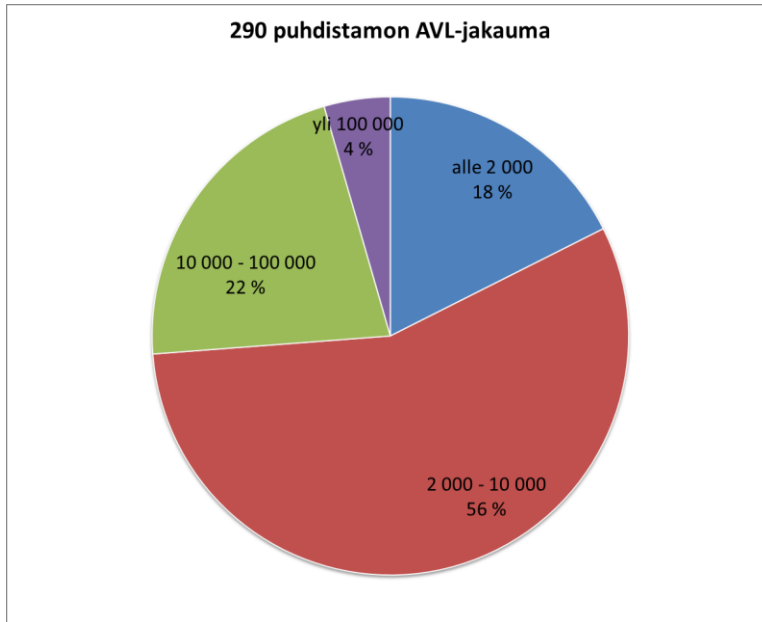
Tämän selvityksen kustannuslaskennan pohjaksi selvitettiin puhdistamojen kokoa ja käsittelymenetelmiä luokittelemalla puhdistamot pieniin, keskiuuriin ja suuriin laitoksiin asukasvastineluvun mukaan:

- pienet puhdistamot: AVL < 10 000
- keskiuuret puhdistamot: AVL 10 000 ... 100 000
- suuret puhdistamot: AVL > 100 000

Asukasvastineluku määriteltiin keskimääräisen BOD₇-tulokuormituksen perusteella. Suomen puhdistamoista noin 75 % on pieniä. Seuraavassa kuvassa 3.1 on esitetty 290:n satunnaisesti valitun jätevedenpuhdistamon kokojakauma. Puhdistamot jaettiin histogrammia varten yllämainitusta poiketen neljään kokoluokkaan siten, että neljäntenä luokkana otettiin mukaan AVL < 2000. Kokojakauma on esitetty myös suhteellisina osuuksina ympyräkaaviossa kuvassa 3.2. Jätevesimäärästä yli 60 % käsitellään suurilla puhdistamoilla. Runsas 30 % jätevedestä käsitellään keskiuuriilla puhdistamoilla ja vain alle 5 % pienillä puhdistamoilla.



Kuva 3.1. Selvitykseen satunnaisesti valittujen jätevedenpuhdistamoiden lukumäärä koon mukaan.



Kuva 3.2. Selvitykseen satunnaisesti valittujen puhdistamoiden lukumäärien suhteelliset osuudet.

6.2 PÄÄASIALLISET PROSESSITYYPIT JA NYKYINEN PUHDISTUSTASO

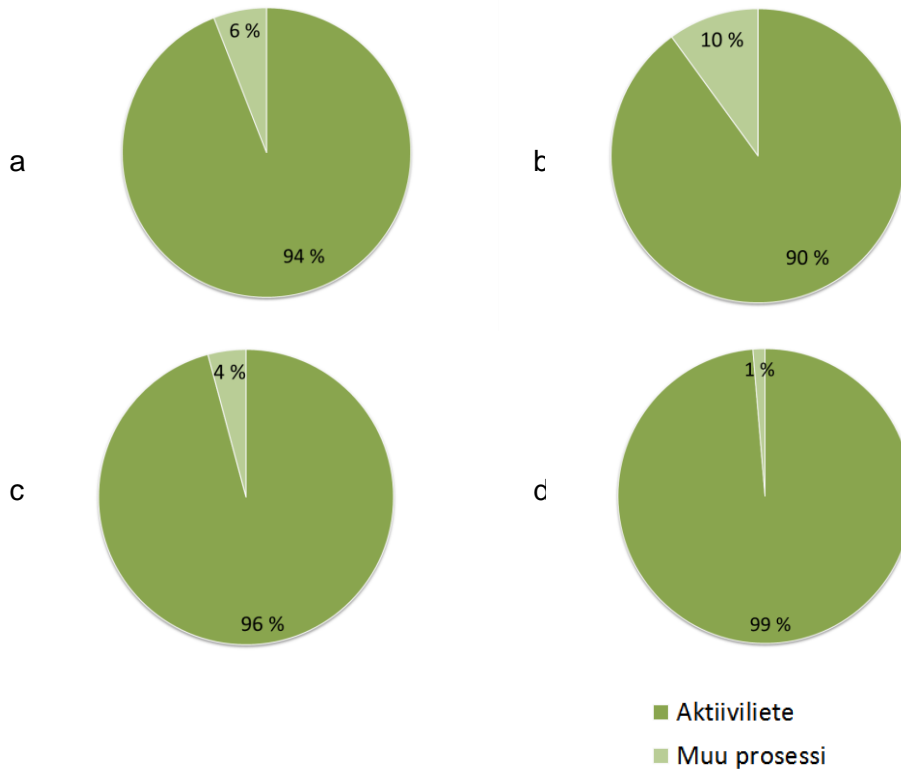
Suomen puhdistamoilla saavutettiin vuonna 2010 orgaanisen aineen poistossa keskimäärin 97 % poistuma ja lähtevän veden pitoisuus 9,1 mg/l. Fosforin osalta saavutettiin keskimäärin 96 % poistuma ja lähtevän veden pitoisuus 0,4 mg/l. Kokonaistypen poistuma oli 56 % ja pitoisuus 24,4 mg/l (Säylä ja Vilpas, 2012).

Tässä selvityksessä tutkittiin tarkemmin puhdistamojen puhdistustuloksia ja käsittelymenetelmiä 101 puhdistamon otoksesta. Nämä puhdistamot valittiin osin satunnaisesti ja osittain konsultin asiantuntemuksen perusteella. Puhdistamoja ei valittu laitoksen iän, puhdistustuloksen tai käsittelyprosessin mukaan. Niiden kokojakauma ei kuitenkaan edusta täydellisesti koko Suomen puhdistamojen kokojakaumaa, mutta pyrittiin saamaan hyvin lähelle sitä. Liitteessä 5 on esitetty selvitykseen valittujen puhdistamoiden orgaanisen tulokuorman jakauma. Sen perusteella voidaan todeta, että pienet, keskisuuret ja suuret puhdistamot olivat varsin oikein edustettuina. Tässä työssä tutkittujen puhdistamojen puhdistustulokset olivat orgaanisen aineen poistossa keskimäärin 6 mg/l, fosforin poistossa keskimäärin 0,27 mg/l ja kokonaistypen osalta keskimäärin 27 mg/l. Suurin osa puhdistustuloksista on vuodelta 2014.

Puhdistamojen käsittelyprosesseja voidaan vertailla useilla eri tavoilla. Seuraavissa kaavioissa prosesseja on vertailtu eri kokoluokkien mukaan. Lisäksi laskettiin kunkin käsittelymenetelmän osuus keskimääräisestä jätevesivirtaamasta. Näin voidaan arvioida käsittelymenetelmien merkitystä kokonaisuuden kannalta. On huomattava, että tutkitusta 101 puhdistamon aineistosta suurten puhdistamojen osuus kaikkien puhdistamojen keskimääräisestä virtaamasta on yli 60 %. Jakaumia on käytetty valtakunnallisten kustannusvaikutusten laskemisen pohjana.

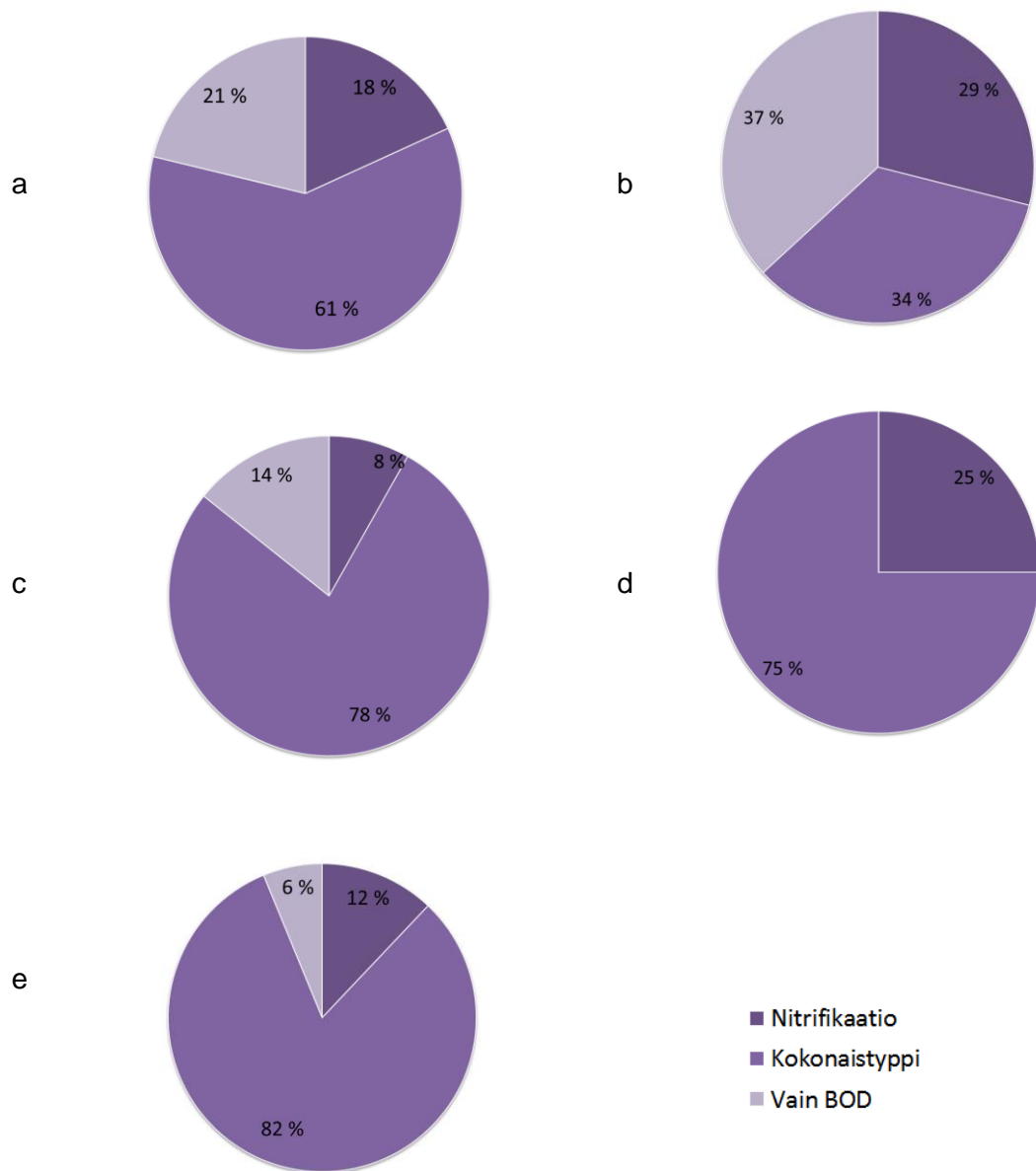
Osa käsittelymenetelmistä on laskettu mukaan tilastoihin, vaikka niistä oli tehtynä vasta rakentamispäätös, eivätkä ne ole vielä käytössä. Vastaavasti osa puhdistamoista on jätetty tilastoista kokonaan pois, jos tiedettiin että ne tullaan lähiaikoina sulkemaan.

Useimmilla puhdistamoilla on käytössä aktiivilietemenetelmä. Muita käytössä olevia biologis-kemiallisia prosesseja ovat kantoaineeseen perustuvat prosessit kuten biologinen suodatin, bioroottori tai biosuodin, tai kemiallinen suorasaostus. Prosessityyppien osuudet on esitetty kuvassa 3.3.



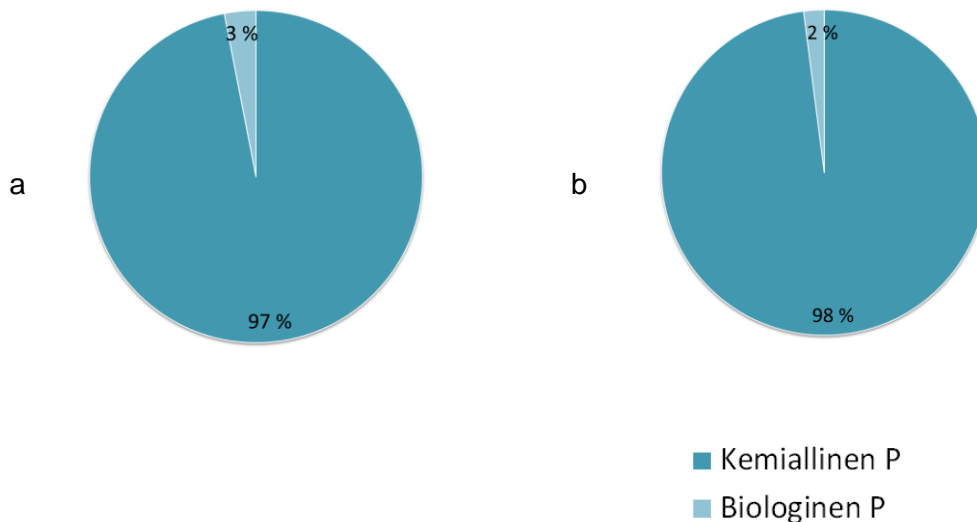
Kuva 3.3. Puhdistamoiden jakauma biologis-kemiallisen prosessin mukaan: a) kaikki puhdistamot; b) puhdistamot kokoluokaltaan AVL < 10 000; c) puhdistamot kokoluokaltaan AVL 10 000... 100 000; d) osuus kokonaisvirtaamasta. Kaikilla suurilla puhdistamoilla (AVL > 100 000) oli käytössä aktiivilieteprosessi.

Jätevedenpuhdistamoiden typenpoistovaatimukset vaihtelevat mm. puhdistamon kokoluokan, sijainnin, jäteveden lämpötilan ja purkuvesistön tilan perusteella. Kokonaistypenpoisto on yleisin prosessi niin puhdistamoiden lukumäärän kuin kokonaisvirtaamankin mukaan luokiteltuna (Kuva 3.4).



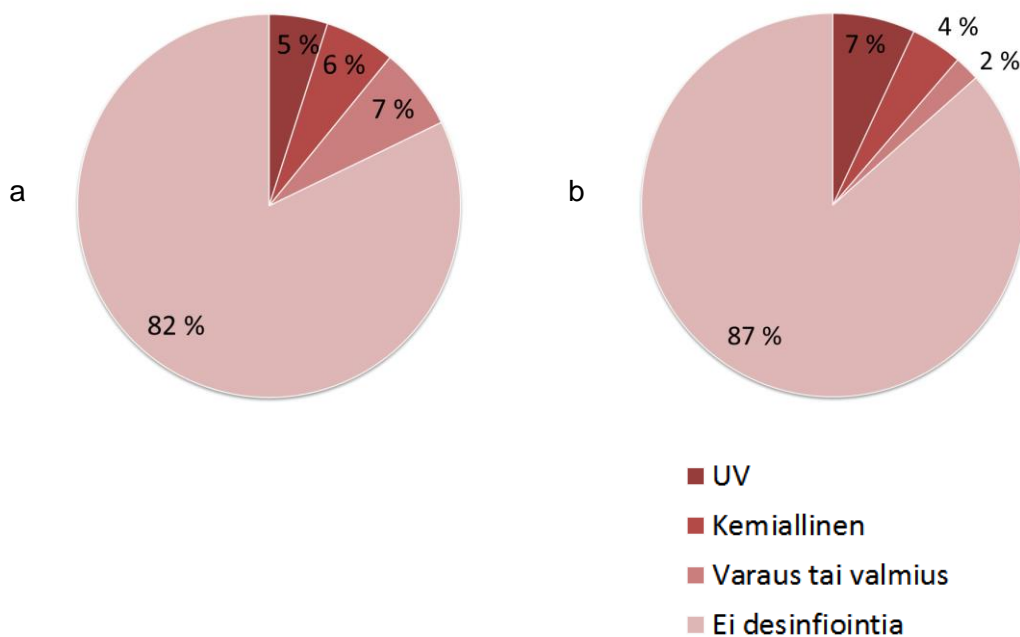
Kuva 3.4. Puhdistamoiden jakauma typenpoistoprosessin mukaan: a) kaikki puhdistamot; b) puhdistamot kokoluokaltaan AVL < 10 000; c) puhdistamot kokoluokaltaan AVL 10 000... 100 000; d) puhdistamot kokoluokaltaan AVL > 100 000; e) osuus kokonaisvirtaamasta.

Fosforinpoistossa selvästi yleisin prosessi on kemiallinen saostus (Kuva 3.5).



Kuva 3.5. Puhdistamoiden jakauma fosforinpoistoprosessin mukaan: a) kaikki puhdistamot; b) osuus kokonaisvirtaamasta.

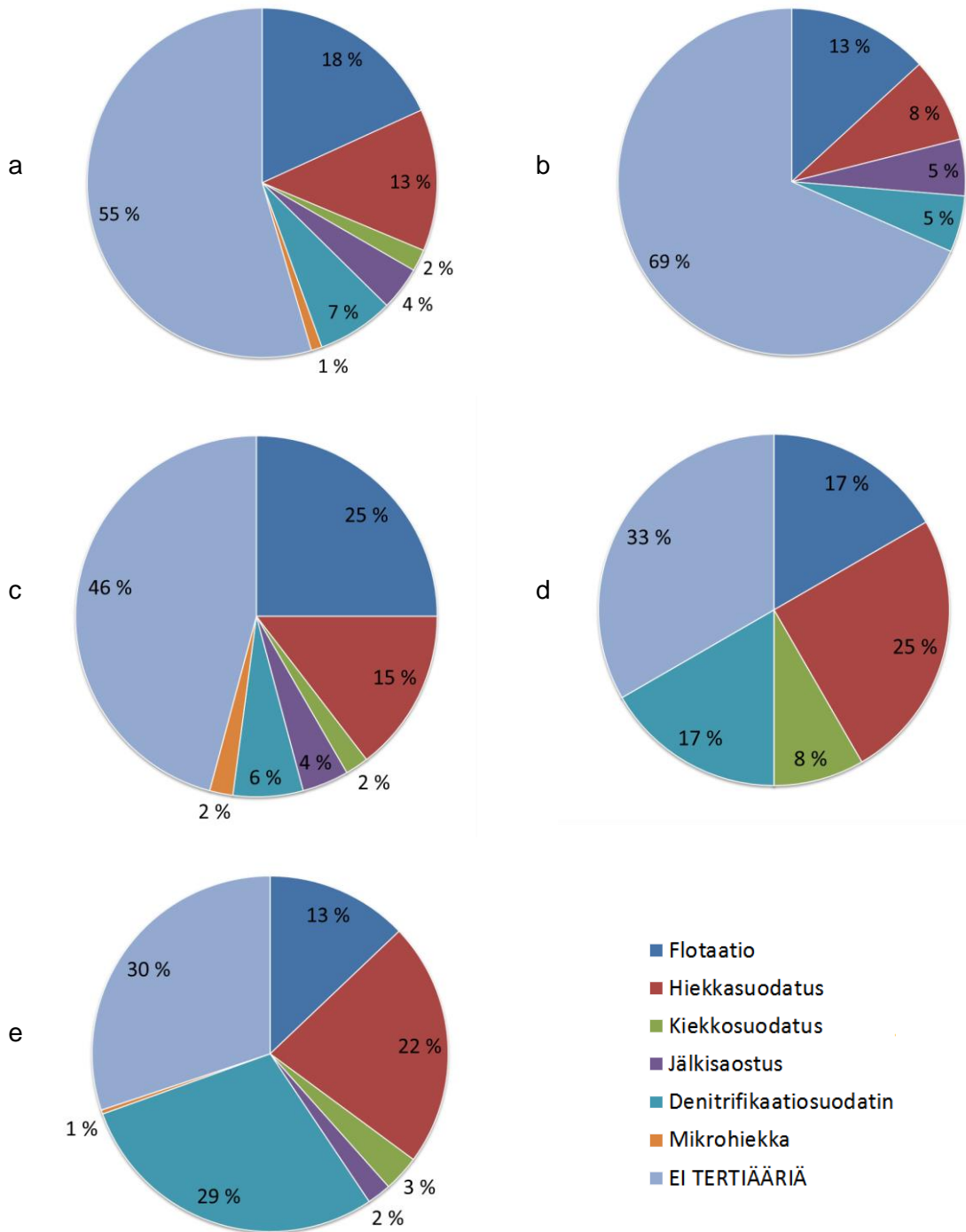
Desinfiointi on käytössä pienellä osalla puhdistamoita. Menetelmät voidaan jakaa joko ultraviolettisäteilyyn perustuvaan tai kemialliseen desinfektioon. Kaikista laitoksista ei löytynyt varmaa tietoa, onko niillä olemassa desinfiointivalmius tai -varaus. (Kuva 3.6)



Kuva 3.6. Puhdistamoiden jakauma desinfiointimenetelmän mukaan: a) kaikki puhdistamot; b) osuus kokonaisvirtaamasta.

Tertiärikäsittelyllä tehostetaan puhdistustulosta, ja siihen on käytössä useita eri menetelmiä, kuten flotaatio, hiekkasuodatus, kiekkosuodatus, jälkisaostus, jälkidenitrifikaatio, ja mikro-hiekalla tehostettu selkeytys. Pääperiaate lähes kaikissa prosesseissa on erottaa kemiallisen saostuksen avulla se osa kiintoaineesta, jota ei saatu poistettua jälkiselkeytyksessä. Näin saadaan parannettua myös fosforinpoistotehoa, koska osa jäännösfosforista on sitoutuneena kiintoainepartikkeleihin. Jälkidenitrifikaatiolla tehostetaan typenpoistoa, ja se toteutetaan useimmiten biologisessa jälkisuodattimessa, jossa denitrifikaatiobakteerit kasvavat kantoai-

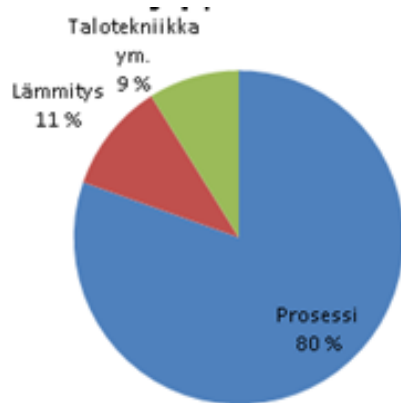
neen pinnalla. Tertiärikäsittelymenetelmien yleisyyttä kuvaavia kaavioita on esitetty kuvassa 3.7.



Kuva 3.7. Puhdistamoiden jakauma tertiärikäsittelyn mukaan: a) kaikki puhdistamot; b) puhdistamot kokoluokaltaan AVL < 10 000; c) puhdistamot kokoluokaltaan AVL 10 000... 100 000; d) puhdistamot kokoluokaltaan AVL > 100 000; e) osuus kokonaisvirtaamasta.

6.3 JÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN ENERGIANKULUTUS

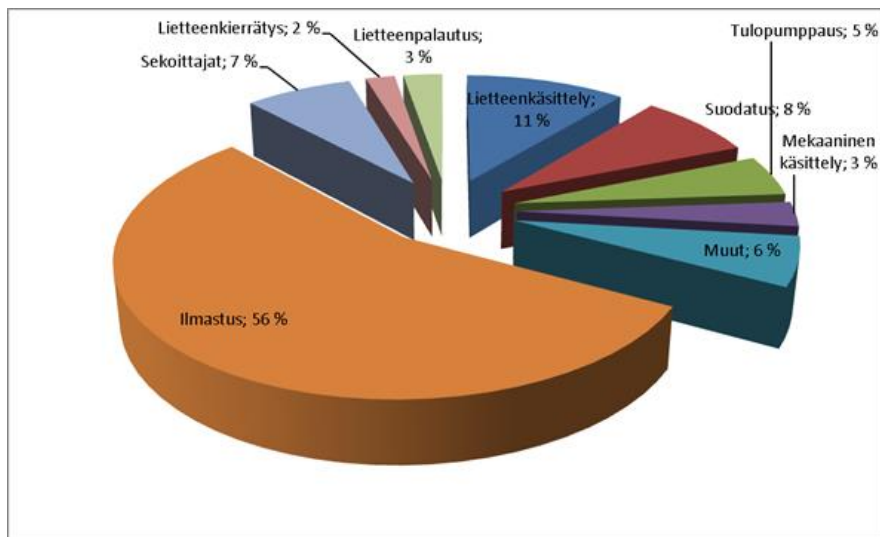
Jätevedenpuhdistamoilla energiaa kuluu rakennusten energiantarpeen lisäksi myös prosessilaitteisiin. Puhdistamon kokonaisenergiatarve jakautuu siten, että suurin osa energiasta kuluu puhdistusprosessissa (Kuva 3.8.)



Kuva 3.8. Energiatarpeen jakautuminen prosessin ja kiinteistön välillä.

Puhdistamokiinteistöllä energiantarve muodostuu rakennuksen (lämmitys, ilmanvaihto, lämminkäyttövesi) sekä oheisenergian (valaistus, tieto- ja toimistotekniikka, rakennusautomaatio jne.) kulutuksesta. Puhdistamorakennuksen kokonaisenergiatarpeesta kuluu rakennuksen lämmitykseen 60 %, sähköön 20 % ja loput 20 % hukkalämpönä. Hukkalämpönä energiaa poistuu ilmanvaihdossa n. 35 %, jätevedessä yli 20 % ja loput johtumishäviönä rakenteiden kautta.

Prosessissa energian tarve jakautuu karkeasti kuvan 3.9. mukaisesti riippuen käytetystä tekniikasta ja valituista laitteista.



Kuva 3.9. Prosessin energiantarpeen jakautuminen.

Jätevedenkäsittelylaitosten energia mitataan yleensä kokonaisostoenergiankulutuksena, jossa ei erotella rakennuksen ja kiinteistön energiankulusta eikä prosessienergian kulutusta. Puhdistusprosessin ja laitteiden yksikköenergiainmittauksia on vasta viime vuosina asennettu. Puhdistamoiden primäärienergian lähteenä on yleisimmin ostosähköenergia.

Vuonna 2003 tehdyn selvityksen mukaan Suomen jätevedenpuhdistamoiden ominaissähkönkulutus vaihteli välillä 0,1 – 1,9 kWh/m³. 90 % puhdistamoista käytti alle 1 kWh/m³ ja 50 % alle 0,4 kWh/m³. Ominaissähkönkulutus on esitetty kuvassa 3.10. (Kangas, 2003) Vuonna 2014 valmistuneessa Jätevedenpuhdistamon BAT-selvityksessä energian kulutuksen todettiin vaihtelevan yli 10 000 AVL:n laitoksilla välillä 1 – 3,5 kWh/poistettu kg BOD ja pienillä puhdistamoilla (alle AVL 10 000) välillä 1 – 13 kWh/poistettu kg BOD. Suuret jätevedenkäsittelylaitokset siis kuluttavat puhdistustehokkuuteen suhteutettuna vähemmän energiaa kuin pienet laitokset. Jätevesimäärään suhteutettuna pienillä laitoksilla keskimääräinen energiankulutus on 1,55 kWh/m³, keskisuurilla laitoksilla 0,67 kWh/m³ ja suurilla 0,41 kWh/m³. Kaikkien laitosten virtaamaan suhteutettu keskiarvo on 0,45 kWh/m³. Energian osuus puhdistamon käyttökuluista on noin 25 % (Laitinen ym. 2014).



Kuva 3.10. Ominaissähkönkulutus suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla (Kangas, 2003).

7 JÄTEVEDENKÄSITTELYN PUHDISTUSVAATIMUKSET JA MUUTOSTRENDIT

7.1 RAVINTEIDEN POISTO

Yhdyskuntajätevesidirektiivissä ja vastaavasti kansallisessa asetuksessa yhdyskuntajätevesistä määrätään, että jätevedet on puhdistettava biologisesti tai sitä vastaavalla tavalla. Jätevesistä on myös poistettava fosforia ja typenpoiston tarve on selvitettävä. Typpeä on poistettava silloin, kun typpikuorman vähentämisellä voidaan parantaa vesien tilaa. Puhdistustaso määritetään ympäristöluvassa, jota edellytetään kaikilta vähintään 100 avl suuruisilla puhdistamoilla. Lisäksi Suomen kuntaliitto, Ympäristöministeriö ja Vesilaitosyhdistys ovat allekirjoittaneet suositussopimuksen rehevöitymistä aiheuttavien päästöjen vähentämiseksi. Sopimuksella kannustetaan vesihuoltolaitoksia parantamaan puhdistusta vapaaehtoisin keinoin tehokkaammaksi kuin puhdistamoiden ympäristöluvut vaativat.

Orgaanisen aineen ja typen kuormitus Suomen jätevedenpuhdistamoille on kasvanut varsin tasaisesti usean vuosikymmenen ajan. Fosforikuormitus on myös kasvanut, mutta alenevästi mm. 80- ja 90-lukujen vaihteessa johtuen fosfaatittomien pyykinpesuainesten yleistymisestä. Puhdistamoilla saavutetun puhdistustehon parantuminen on ollut huomattavaa 1980- ja 1990-luvuilla orgaanisen aineen ja fosforin osalta, mutta 2000-luvulla parantuminen on hidastunut. Tämä johtuu osittain siitä, että saavutetaan jo yli 95 % poistu-

ma. Typen poiston tehostamista on alettu vaatia suurimmilta puhdistamoilta vasta 1990-luvun puolivälistä lähtien.

7.2 HAITALLISET AINEET

Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskeva ympäristölaatuohjelmadirektiivi (2008/105/EY) eli prioriteettiainedirektiivi on toimeenpantu suomalaiseen lainsäädäntöön. Direktiivissä ja asetuksessa on asetettu ympäristölaaturaja-arvoja (EQS, Environmental quality standard), jotka ovat pitoisuuksia vesistössä tai vesieliöissä. Vesistöön johdettava jätevesi ei saa sisältää asetuksessa mainittuja vesiympäristölle vaarallisia tai haitallisia aineita pitoisuuksina, jotka voivat johtaa ympäristölaatuohjelman ylittymiseen pintavedessä tai kalassa. Elokuussa 2013 ympäristölaatuohjelmadirektiiviä päivitettiin useiden yhdisteiden osalta. Direktiivi on huomioitu Suomen kansallisessa lainsäädännössä ja sen vaatimukset tulevat voimaan vuoden 2018 lopussa. EU-jäsenmaissa erilaisten aineiden käyttöä, tuotantoa ja myyntiä rajoittaa ns. POP-asetus (EY No 850/2004), joka kieltää yhdisteiden käytön, tuotannon ja markkinoille saattamisen kokonaan. Kaikkein haitallisimmat kemikaalit ovat täysrajoituksen piirissä ja niiden esiintyminen jätevesissä oletettavasti asteittain vähenee. Toisaalta on viitteitä siitä, että aineita löytyy jätevesistä vielä varsin pitkään niiden kieltämisen jälkeen (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014).

Uuden direktiivin osalta ympäristölaatuohjelmat tulevat voimaan jo 2018. Direktiivin toimeenpanto kansallisesti on tällä hetkellä käynnissä. Lisäksi on syytä huomioida, että annettavat ympäristölaatuohjelmat ovat vesistö- tai eliöstöpitoisuuksia, joiden pitoisuus pintavedessä ei saa ylittyä. Ympäristölaatuohjelmat eivät siis ole jätevesille asetettavia raja-arvoja.

Vuonna 2014 uutena menettelynä prioriteettiainedirektiivissä säädettiin, että jäsenmaiden on järjestettävä seuranta komission laatiman ns. tarkkailulistan aineille. Komissio tulee käyttämään tämän seurannan tuloksia direktiivin tulevien päivitysten tietopohjana. Ensimmäinen tarkkailulista julkaistiin helmikuussa 2015 ja sitä on tarkoitus uusia kahden vuoden välein. Tarkkailulistalle on tarkoitus ottaa EU:n laajuisesti haitalliseksi tunnistettuja vesiympäristössä esiintyviä aineita, joiden esiintymisestä ja ominaisuuksista ei ole vielä riittävästi tietoa. Tällä hetkellä oletetaan, että ainakin osa tarkkailulistan aineista päätyy varsinaiseen direktiiviin ja niille määritellään ympäristölaaturaja. Näitä aineiden osalta voidaan odottaa vaatimuksia lyhyehkön ajan sisällä. Ensimmäiselle listalle valittiin seuraavat aineet:

Taulukko 3.1. EU:n ensimmäisen tarkkailulistan aineet.

Aine	Käyttötarkoitus	Lisätietoa
Diklofenaakki	Tulehduskipulääke	
17β-estradioli (E2)	Luonnollinen hormoni	
Estroni (E1)	Luonnollinen hormoni	E2:n hajoamistuote
17α-etinyyliestradioli (EE2)	Synteettinen hormoni	
Oksadiatsooni	Torjunta-aine	
Metiokarbi	Hyönteismyrkky	
BHT (Butyloitu hydroksitolueeni)	lisäaine muoveissa, hygie- niatuotteissa ja ruokatuot- teissa	Hajoamistuote on todettu karsinogee- niseksi
Triallaatti	Rikkakasvien torjunta	
Neonikotinoidit	Hyönteismyrkky	
Antibiootit (Erytromysiini, Kla- ritromysiini, Atsitromysiini)	Antibiootti	
EHMC (2-etyyliheksyyli-5- metoksisinnaatti)	Aurinkorasvat	

Lääkeaineista diklofenaakki, hormonit estroni (E1), 17-beta-estradioli (E2) ja 17-alfa-etinyyliestradioli (EE2) sekä kolme antibioottia on sisällytetty ensimmäiseen tarkkailtavien aineiden luetteloon seurantatietojen keräämiseksi. Vuonna 2014 valmistui Suomessa kansallinen selvitys haitallisten aineiden esiintymisestä jätevedenpuhdistamoilla (Suomen Vesilaitosyhdistys ry, 2014). Raportissa nostettiin esiin myös joitakin aineita, joiden esiintyminen jätevesissä ja päätyminen vesistöihin voisi olla haitallista.

Sveitsi on ensimmäinen maa, joka on määritellyt puhdistusvaatimuksia haitta-aineille. Sveitsissä vaaditaan 80 %:n puhdistustehoa isoilta puhdistamoilta ja sellaisilta keskisuurilta puhdistamoilta, jotka purkavat käsitellyt jätevetensä raakavesilähteen läheisyyteen. Sveitsi on määritellyt listan aineista, jotka toimivat indikaattoriaineina erilaisten käsittelymenetelmien tehon määrittämiseksi.

7.3 HYGIENISOINTI

EU:n vesipuitedirektiivi (2000/60/EY) edellyttää, ettei luonnonvesien virkistyskäyttö saa vaarantua.

Suomen ympäristökeskuksen vesistöjen käyttökelpoisuusluokituksen mukaan vesistöjen hygieenisen laadun indikaattoreina käytetään fekaalisten koliformien tai enterokokkien määrää (kpl/100 ml). Pintavesistöjen laatuluokituksen mukaan vesistön hygieenistä tilaa kuvataan viisiportaisella laatuluokituksella, jossa hyvä tai erinomainen laatu vastaa indikaattoribakteerimäärää < 50 kpl/100 ml. Bakteeri-indikaattorit ovat tyypillisesti käytössä veden hygieenisen laadun kuvaamiseksi. Muiden mikrobi-indikaattoreiden käytöstä on käyty keskustelua, mutta mm. WHO on linjannut, ettei virusindikaattoreille ole tarvetta. (Blumenthal ym., 2000)

MMM asetuksen 134/2006 mukaan kasteluvesien mikrobiologista laatua on tutkittava vähintään kolmen vuoden välein. Kasvien ja sienten elintarvikkeeksi tarkoitettujen, sellaisenaan syötävien osien suoraan kasteluun saa käyttää vain sellaista vettä, josta on tutkittu mikrobiologisten *Escherichia coli* ja suolistoperäiset enterokokit. Jos vedessä todetaan *Escherichia coli* -bakteereita yli 300 kpl/100 ml tai suolistoperäisiä enterokokeja yli 200 kpl/100 ml, on alkutuotannon toimijan ryhdyttävä toimenpiteisiin veden laadun parantamiseksi.

Uimavesiasetuksen (STM 177/2008) mukaiset raja-arvot hyvän laadun saavuttamiseksi ovat sisävesillä alle 1000 kpl /100 ml *E. coli*lle ja alle 400 kpl/100 ml suolistoperäisille enterokokeille ja rannikolla vastaavasti 500 kpl/100 ml ja 200 kpl/100 ml.

Jätevesien hygienisointitarvetta arvioitaessa kiinnitetään huomiota niille alueille, joilla jätevesipäästöistä voi aiheutua hygieenistä haittaa. Erityishuomio kohdistuu puhdistamoihin, joiden jätevesillä on vaikutusta talousveden, kasteluveden tai uimarantojen vedenlaatuun. Viime aikoina joidenkin puhdistamoiden ympäristöluvissa on alettu edellyttää jäteveden hygienisointia. Muun muassa Lahden Kariniemen ja Ali-Juhakkalan puhdistamoille on määrätty jäteveden hygienisointivelvoite 1.4.–30.11. välisenä aikana. Määräyksen mukaan fekaalisten koliformien ja enterokokkien osalta on saavutettava vähintään keskimäärin 90 %:n poistuma verrattuna puhdistamoille tulevan jäteveden mikrobipitoisuuteen. Biologis-kemiallisesti aktiivilieteprosessissa käsitelty jätevesi voi sisältää 10^5 - 10^7 kpl/100 ml mikrobeja (Rajala ym. 2003), joten nykyinen ympäristölupien vaatimustaso ei vielä riitä täyttämään vaatimuksia kasteluvesi- tai uimavesikäyttöön.

7.4 MIKROMUOVIT

Kasvava muovien tuottaminen ja käyttäminen johtaa niiden esiintymisen enenevästi myös kaikkialla ympäristössä. Merien roskasta 60 – 80 % on muovia, josta suurin osa on varsin pientä (alle 5 mm). Tätä pientä muoviroskaa kutsutaan mikromuoviksi (Arthur ym. 2009). Merien muoviroskaa on peräisin erilaisista lähteistä, kuten isompien muoviroskien jauhautuminen, liikenne, teollisuus sekä yhdyskuntajätevedet. Yhdyskuntajätevesiin mikromuovien on todettu päätyvän vaatteiden synteettisistä kuiduista, jotka irtoavat pesun yhteydessä sekä puhdistusaineiden muovipohjaisista partikkeleista, joita käytetään pääosin hankauksen tehostamiseksi. (Browne ym. 2011, Magnusson ja Norén 2014). Pienten merieliöiden on todettu syövän mikromuovia vesiympäristössä. Mikromuovi kulkee ravintoketjussa kaloihin, kun kalat syövät planktonia jossa on muovia. Mikromuovit voivat vähentää ravinnon hankkimista, häiritä ruoansulatusentsyymien toimintaa sekä hormonitasapainoa (Derraik, 2002). Mikromuovi voi sisältää myös haitallisia aineita kuten ftalaatteja tai palonestoaineita. Ne voivat myös toimia adsorboivana pintana hydrofobisille haitallisille yhdisteille vedessä, kuten PCB tai DDE (Mato ym., 2001).

HELCOM on vuonna 2015 aloittanut alueellisen ohjelman meriroskan vähentämiseksi Itämerestä. Virallisia määrällisiä tavoitteita tai vaatimuksia mikromuovin poistamiseksi ei toistaiseksi ole. Mikromuovien esiintymisestä Itämeressä ja muualla merissä on vasta kohtalaisen rajoitetusti tietoa eivätkä tutkimusmenetelmät mikromuovin erottamiseksi muusta meriroskasta ole vielä riittävän kehittyneitä. Saatujen tulosten hajonta on varsin suurta, osaksi koska näytteenotto- ja määritysmenetelmät ovat vielä vakiintumattomia. Mikromuovien esiintymistä sisävesissä on tutkittu vielä vähemmän. Viimeaikaiset tutkimukset antavat kuitenkin viitteitä siitä, että tehokkaasti fosforia ja kiintoainetta poistavat yhdyskuntajätevedenpuhdistamot poistavat myös mikromuoveja tehokkaasti. Mm. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla nykyinen käsittelyprosessi poistaa tulevan jäteveden mikromuoveista 97–98 % (Talvitie ym., 2015)

7.5 ENERGIA- JA RESURSSITEHOKKUUS

Pariisin ilmastokokouksessa joulukuussa 2015 sovittiin tavoitteesta pitää ilmaston lämpeneminen 1,5 asteessa. Vuoteen 2100 mennessä on tavoitteena olla hiilineutraali. EU:n komissio esitteli loppuvuodesta 2015 uuden kierrätysekonomian (Circular economy) strategian. Strategia korostaa energian säästämistä, erilaisen jätteen hyötykäyttöä ja kierrätystä.

Syksyllä 2014 julkistettiin EU:n ilmastotavoitteet vuosille 2020-2030, joissa tavoitteiksi päätettiin asettaa:

- Kasvihuonepäästöjen vähentäminen 40 % vuoden 1990 tasosta
- Uusiutuvien energianlähteiden osuuden lisääminen tasolle 27 %, kun nykyinen osuus on 14 %.
- Energiatehokkuuden lisääminen 27 % verrattuna vuoden 1990 tasoon.

Pitkän ajan tavoite on saavuttaa 80 – 95 % energiansäästö vuoteen 2050 mennessä. Näiden tavoitteiden pohjalta tulee jätevedenpuhdistuksen typpioksiduuli- ja metaanipäästöt minimoida. Ottamalla talteen mahdollisimman suuren osan jäteveden sisältämästä energiasta lämpönä tai mädättämällä tuotettuna biokaasuna ja korvaamalla nyt käytettyjä fossiilisia polttoaineita lisätään uusiutuvien lähteiden osuutta ja parannetaan energiätehokkuutta.

Suomen ilmasto- ja energiastrategia mukaan vuoden 2020 tavoitteet voidaan saavuttaa puuperäisen energian, jätepolttoaineiden, lämpöpumppujen, biokaasun ja tuulienergian voimakas lisäämisen avulla. Suomessa tavoitteena on tuottaa vuonna 2020 uusiutuvalla energialla 124 TWh (38 %), jos loppukulutus olisi noin 327 TWh. Vuoteen 2020 lämpöpumpuilla tuotettiin primäärienergiaa noin 8 TWh/a.

Olemassa olevien rakennusten energiankulutuksen vähentämistavoite on 25 % vuoteen 2050 mennessä. Rakennusten kokonaisenergiankulutusta voidaan pienentää mm.

- rakennuksen lämpöhäviöiden pienentämisellä: tiivistys, LTO
- energiapiheillä laitteilla
- sisäilmasto-olosuhteiden (lämpö, ilmastointi) mittaroinnilla ja optimoinnilla
- huonelämpötilojen optimoinnilla: poissaoloajan säätö, alempi t
- jäähdytystarpeen pienentämisellä

Joulukuussa 2015 Euroopan komissio julkaisi kiertotalouspaketin, jossa lähtökohtana on, että tuotanto ja käyttö suunnitellaan siten, että jätettä syntyy mahdollisimman vähän. Paketissa linjataan, että lannoitteita koskevan asetuksen uudistuksessa helpotetaan orgaanisten ja jättepohjaisten lannoitteiden tunnustamista sisämarkkinoilla ja tuetaan bioravinteiden roolia. Veden uudelleenkäyttöä tuettaisiin asettamalla jäteveden uudelleenkäyttöä koskevat vähimmäisvaatimukset. Kiertotalouspaketti sisältää myös strategian muoveista kiertotaloudessa.

Nykyteknologian käytettävissä olevat fosforivarannot arvioidaan riittävän seuraaviksi noin 90 vuodeksi nykyisellä kulutuksella. Arviot kuitenkin vaihtelevat, koska kaikkia maailman fosforivarantoja ei tunneta. Ravinteet kulkeutuvat maaperään ja vesistöihin, joista ne päätyvät merien pohjiin ja ovat hyvin vaikeasti käytettävissä. Vuonna 2013 EU:n komissio järjesti konsultaation fosforin kestävästä käytöstä. Toukokuussa 2014 EU:n komission lisäsi fosforin kriittisten raaka-aineiden listaan 20 muun aineen joukkoon. EU on myös käynnistänyt P-Rex – projektin, jossa tavoitteena on kehittää fosforin talteenottomenetelmiä jätevedestä ja lietteistä, poistaa esteitä fosforin talteenotolle sekä parantaa tietoisuutta fosforiin liittyen. USA:ssa WEF on julkaisemassa vuoden 2016 aikana nettipohjaisen työkalun, jolla helpotetaan fosforin talteenottomenetelmien käyttöönottoa jätevedenpuhdistamoilla. Joissain maissa, esim. Ranskassa, UK:ssa ja Irlannissa, puhdistamoliete hyödynnetään kohtalaisen laajasti lannoit-

teena maanviljelyksessä. Suomessa maataloudessa lannoitteeksi käytettävän lietteen osuus on alhainen, suurin osa lietteistä hyödynnetään maisemoinnissa ja viherrakentamisessa.

Typpi ei ole kriittinen raaka-aine missään mielessä, vaan sitä tulee aina riittämään mm. ilmakehässä. Typen talteenoton perusteena jätevesistä on ennen kaikkea energian säästö. Nykyinen typenpoistoprosessi kuluttaa huomattavan osan jätevedenpuhdistuksen tarvitsemasta energiasta. Lisäksi lannoitteissa ja teollisuudessa käytettävä typpi tuotetaan Haber-Bosch –menetelmällä, jossa ammoniumtyppi tuotetaan ilmakehän tpeestä ja vedestä elektrolyysillä erotetusta vedystä. Prosessi kuluttaa noin 10 kWh tuotettua typpikiloa kohti. Typen tuotannon energiantarpeen on arvioitu olevan noin 2 % koko maailman energiankulutuksesta (Ritter, 2008).

Lisäksi jätevesi sisältää huomattavasti orgaanista ainetta eri muodossa. Orgaaninen aine voidaan hajottaa mädätysprosessissa metaaniksi eli biokaasuksi ja käyttää hyväksi energiana. Lietteiden energiaa voidaan hyödyntää myös poltossa, joka voidaan saada energiaomavaraiseksi eli tukipolttoainetta ei tarvita, kun liete ensin kuivataan kuiva-ainepitoisuuteen noin 20 %. Jäteveden orgaanisen aineen jalostamista biopolymeereiksi on tutkittu. Biopolymeereillä voi olla mm. muovin kaltaisia ominaisuuksia ja niistä voidaan tehdä biomuoveja. Tästä on esimerkkejä USA:ssa ja Hollannissa. Toisaalta yhdyskuntajäteveden ja lietteiden laatu on vaikeasti kontrolloitavissa, joten teollisuusjätevedet soveltuvat tähän tarkoitukseen kuitenkin paremmin. Vedessä olevaa lämpöä voidaan hyödyntää lämmön talteenotolla. Näin tehdään jo mm. Turussa ja Helsingissä.

Suurin osa jätevedestä on vettä. Eri tasolle puhdistettuna jätevettä käytetään muualla maailmassa mm. kasteluvetenä, prosessivetenä ja jopa talousvetenä. Suomessa vedestä ei ole pulaa, mutta veden kierrätystä sopivaan tarkoitukseen voitaisiin pitää perusteltuna joissain tapauksissa esim. energian säästön kannalta, koska veden pumppaaminen kuluttaa huomattavasti energiaa.

8 TERMIT JA LYHENTEET

Aerobi, aerobinen	Tila, jossa on happea molekylaarisessa (O ₂) muodossa.
AMPA	aminometyylifosfonihappo
Anaerobi, anaerobinen	Hapeton tila
Anammox	Anaerobinen mikrobiologinen prosessi, jossa ammoniumtyppi ja nitriittityppi muodostavat typpikaasua; käytetään myös termiä deammonifikaatio. Prosessiin pystyvistä bakteereista käytetään nimitystä anammox-bakteerit. Anammox on eräs patentoiduista prosesseista, jotka perustuvat anammox-prosessiin.
Anoksi, anoksinen	Tila, jossa happea ei ole molekylaarisessa (O ₂) muodossa. Happi on sitoutuneena nitraatti-ioneihin (NO ₃ ⁻).
AOP	Advanced oxidation processes, yleistermi tehokkaammille hapetukseen perustuville menetelmille, yleisimmin UV + H ₂ O ₂ tai otsoni+ H ₂ O ₂
Autotrofinen	Biokemiallinen reaktio, jossa bakteerit eivät tarvitse orgaanista ainetta ravinnokseen
BET	Aktiivihillen ominaispinta-ala
BHK	Biologinen hapenkulutus; engl. BOD = Biologinen hapenkulutus
Bioaugmentaatio	Toivottavien mikrobien lisääminen prosessiin
BioP	Biologinen fosforin poisto; Toteutetaan lisäämällä anaerobivaihe aktiivilieteprosessiin. Fosforin poisto vesifaasista tapahtuu siten, että sopivilla olosuhteilla saadaan osa prosessin mikrobeista varastoimaan ylimääräistä fosforia solujensa sisään.
BPA	Bisfenoli A
DDD-arvo	Defined daily dose (Tarvittava päivittäinen lääkeannos)
Deammonifikaatio	Anaerobinen mikrobiologinen prosessi, jossa ammoniumtyppi ja nitriittityppi muodostavat typpikaasua; käytetään myös termiä anammox-prosessi
DEHP	Dietyyliheksyyliiftalaatti
Denitrifikaatio	Nitraatin pelkistyminen typpikaasuksi anoksisissa olosuhteissa
E2	17β-estradioli
EBPR	Enhanced biological phosphorus removal

EE2	17 α -etinyyliestradioli
EHMC	Etyylieksyyimetoksisinamaatti
EQS	Environmental Quality Standard (Ympäristölaatunormi)
GAC	Granular activated carbon (Rakeinen aktiivihiihi), Prosessi jossa aktiivihiihikäsittely toteutetaan suodattimessa
HBCD	Heksabromosyklododekaani
HELCOM	Helsinki Commission
Hygienisointi	Jäteveden ja lietteen patogeenien määrän vähentämiseksi suoritettava toimenpide
Konsentraatti	Kalvosuodatusprosessissa suodattimen erottama virtaama, johon on pidättynyt veden sisältämät aineet, käytetään myös retentaatti
Kontaktiallas	Allas, jossa reaktio tapahtuu
Lieteikä	Lietteen keskimääräinen viipymä prosessissa, vaikuttaa prosessiin kehittyvään mikroobistoon
Lietepitoisuus	Aktiivilieteprosessin ilmastualtaan kiintoainepitoisuus
Lisähiili	Bakteeritoimintaan, usein denitrifikaatioon, syötettävä pienimolekyylinen orgaaninen aine
MAC-EQS	Sallittu enimmäispitoisuus (MAC) ympäristölaatunormissa
MBBR	Moving bed bioreactor (Kantoaineprosessi); Prosessi jossa suurin osa mikrobeista on kiinnittyneenä kantoainekappaleiden pinnalla kasvavaan biofilmiin
MBR	Membrane Bioreactor (Kalvobioreaktori); prosessi jossa yhdistyvät biologinen aktiivilieteprosessi ja kalvosuodatus, jolla korvataan perinteinen jälkiselkeytys
Nitrifikaatio	Ammoniumtyypen hapettuminen nitriitin kautta nitraattitypeksi aerobisissa olosuhteissa
PAA	Peracetic acid; peretikkahappo
PAC	Powdered activated carbon (Jauhemainen aktiivihiihi), Prosessi jossa aktiivihiihi lisätään käsiteltävään veteen jauheena yleensä säiliöön
Patogeeni	Taudinaiheuttaja, sairautta aiheuttava pieneliö
Permeaatti	Kalvosuodatusprosessissa suodattimen läpi menevä virtaama
PFA	Performic acid; permuurahaishappo

PFOS	Perfluoro-oktaanisulfonaatti
PNEC	Predicted no-effect concentration
POP-aineet	Persistent organic pollutant (pysyvä orgaaninen aine)
Rejektivesi	Lietteen käsittelyssä muodostuva lietteestä erottunut vesi
Retentaatti	Kalvosuodatusprosessissa suodattimen erottama virtaama, johon on pidähtynyt veden sisältämät aineet; käytetään myös konsent-raatti
RO	Reverse osmosis, käänteisosmoosi
SMX	sulfametoksiatsoli (antibiootti)
TBT	Tributyylitina
Tertiäärikäsittely	Biologisen jätevedenpuhdistusprosessin jälkikäsittelyvaihe, jonka tarkoituksena on jäteveden käsittelyn (esim. typen, fosforin tai kiintoaineen poisto) tehostaminen tai hygienisointi
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
UV-säteily	Säteily joka on aallonpituudeltaan 100 – 400 nanometriä (nm)

9 KIRJALLISUUSLÄHTEET

- Abegglen, C., Joss, A., Siegrist, H. 2009 Eliminating micropollutants: wastewater treatment methods, *Eawag News* 67e, 25-27
- Abellan, M.N., Giménez, J., Esplugas, S. 2009 Photocatalytic degradation of antibiotics: The case of sulfamethoxazole and trimethoprim *Catalysis today* 144 131-136
- Aliturki, A.A., Tadkaew, N., McDonald, J.A., Khan, S.J., Price, W.E., Hghiem, L.D. 2010 Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications *Journal of Membrane science* 365 206-215
- Arthur C., Baker J., Bamford, H. 2009 Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris, NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-30.NOAA, Silver Spring, September 9–11, 2008, 530.
- Assalin, M.A. ,De Moraes, S.G. , Queiroz,S.C.N. ,Ferracin, V.L.,Duran, N. 2009 Studies on degradation of glyphosate by several oxidative chemical processes: Ozonation, photolysis and heterogeneous photocatalysis, *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 45:1, 89-94, DOI: 10.1080/03601230903404598
avloppsreningsverk NR B 2208 IVL
- Berg, U., Donnert, D., Weidler, P.G., Kaschka, E., Knoll, G. and Nüesch, R. 2006a. Phosphorus removal and recovery from wastewater by tobermorite-seeded crystallisation of calcium phosphate, *Water Science and Technology* 53 (3), pp. 131-138.
- Berg, U., Knoll, G., Kaschka, E., Weidler, P.G. and Nüesch, R. 2006b. Is phosphorus recovery from waste water feasible? *Environmental Technology* 28, pp. 165-172.
- Bhattarjee, A.S.; Goel, R. 2015 Gaseous electron donors for denitrification- the potential of novel anoxic methane oxidizers *Proceedings of IWA Specialist Conference on Nutrient Removal and Recovery: Moving innovation into practice*. Gdansk, Poland, 2015.
- Blumenthal, U.J., Mara,D.D. Peasey, A., Ruiz-Palacios, G., Stott, R. 2000 Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture:recommendations for revising WHO guidelines *Bulletin of the World Health Organization*, 2000, 78 (9)
- Browne M. A., Crump P., Niven S. J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T. S., Thompson R. C. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* Nov. 1, 45(21):9175-9.
- Chen, C.-Y. 2010 The Oxidation of Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP) in Aqueous Solution by UV/H₂O₂ Photolysis *Water Air Soil Pollution* 209 411-417
- Chevrefils, G., E. Caron, H. Wright, G. Sakamoto, P. Payment, B. Bargeau, and B. Cairns. 2006. "UV Dose Required to Achieve Incremental Log Inactivation of Bacteria, Protozoa, and Viruses." *IUVA News*. 8(1):38.
- Choubert, J.M., A. Tahar, H. Budzinski, C. Miège, M. Esperanza, et al. Removal of Micropollutants from Secondary Effluents and Sludge by Various Processes in Rural and Peri-urban Areas. 2nd IWA Specialized International Conference *ecoSTP2014, EcoTechnologies for*

Wastewater Treatment Technical, Environmental & Economic Challenges, Jun 2014, Verona, Italy. 5 p.<hal-01058679>

Deo, R.P. (2014) Pharmaceuticals in the surface water in the USA: A review Curr Envir Health Rpt (2014) 1:113 – 122 DOI 10.1007/s40572-014-0015-y

Desmidt et al. *Global Phosphorus Scarcity and Full-Scale P-Recovery Techniques: A Review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 45:336-384, 2015.

Derraik J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Mar. Pollut. Bull. 44, 842–852.

Enerhall, C., Stenmark, E. 2012 Disc Filters to Reduce Wastewater Pathogen Levels in Raw Water Sources Risk Reduction Potential for Göta älv , Master of Science Thesis in the Master's Programme Geo and Water Engineering Department of Civil and Environmental Engineering Division of Water Environment Technology CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Gurung, K. B. 2014 Feasibility study of submerged membrane bioreactor (MBR) as an alternative to conventional activated sludge process (CASP) for municipal wastewater treatment: A pilot scale study, Master Thesis Lappeenranta University of Technology School of Technology

Haimi, H. 2008 Kirjallisuusseleitys Espoon Veden jätevedenpuhdistamohankkeen vaihtoehtoisista vesiprosesseista Teknillinen korkeakoulu Vesihuoltotekniikan julkaisu Espoo

HELCOM 2009. Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea - Final report of the HAZARDOUS project. Baltic Sea Environment Proceedings No. 119.

Hermann, L. 2009. Recovery of phosphorus from wastewater treatment. A review. (Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwassereinigung. Eine Bestandesaufnahme). Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern.

Hernández-Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C.J.N. 2011 Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon Water Research 45 2887-2896

Hey, G. 2013 Application of chemical oxidation processes for the removal of pharmaceuticals in biologically treated wastewater, Doctoral dissertation Water and Environmental Engineering

Hienonen, L 2009 Rejektiveden biologisen erilliskäsittelyn koeajot Viikinmäessä Diplomityö-Teknillinen korkeakoulu

Hultman B.; Löwén M. 2001 Combined phosphorus removal and recovery. Proceedings of a Polish-Swedish seminar. 24-26 oktober 2001, Nowy Targ - Zakopane, Polen, Report No 9. Joint Polish - Swedish Reports, TRITA-AMI REPORT 3088, ISBN 91-7283-190-1, pp. 11-18.

James, C., Germain, E., Judd, S. Micropollutant removal by advanced oxidation of microfiltered secondary effluent for water reuse. Separation and Purification Technology, Volume 127, 77–83.

Joss, A., Keller, E., Alder, A.C., Göbel, A., McArdell, C.S., Ternes, T., Siegrist H., 2005. Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. Water Res 39 : 31

Jenicek, P. 2014 Maximum energy recovery from municipal wastewater via sludge digestion IMETE Summer School Resource recovery from wastewater Ghent university 8.-12.9.2014

Kangas, Ari 2013 Julkaisematon aineisto.

Kappel, C. 2014 An integrated membrane bioreactor – nanofiltration concept with concentrate recirculation for wastewater treatment and nutrient recovery PhD Thesis University of Twente ISBN: 978-90-365-3640-0

Keen, O.S., Linden, K.G. 2013 Re-Engineering an Artificial Sweetener: Transforming Sucralose Residuals in Water via Advanced Oxidation Environmental Science and technology 47 6799-6805

Koivunen, J. 2007 Effects of Conventional Treatment, Tertiary Treatment and Disinfection Processes on Hygienic and Physico-Chemical Quality of Municipal Wastewaters Doctoral dissertation KUOPIO UNIVERSITY PUBLICATIONS C. NATURAL AND ENVIRONMENTAL SCIENCES 215

Koivunen, J. ja Heinonen-Tanski, H. Korkeapaineflotaatio ja peretikkahappodesinfiointi jäteveden käsittelyssä. Vesitalous 3/2005.

KOMS, 2015 Kompetenzzentrum Spurenstoffe www.koms-bw.de

Koyuncu, I., Arıkan, O.A., Wiesner, M.R., Rice, C. 2008 Removal of hormones and antibiotics by nanofiltration membranes Journal of Membrane science 309 94-101

Kruglova, A., Ahlgren, P., Korhonen, N., Rantanen, P., Mikola, A., Vahala, R. 2014 Biodegradation of ibuprofen, diclofenac and carbamazepine in nitrifying activated sludge under 12 °C temperature conditions. Science of the Total Environment_ 499 (2014) 394–401

Kuronen, R. 2005 typenpoiston tehostaminen luonnon zeoliittien avulla Vesitalous 3/2005

Kykkänen, S., Virkajärvi, P., Pakarinen, K. 2014 Kalkkistabiloitu puhdistamoliete nurmen ja ohran lannoitteena MTT Tutkimusraportti

Laitinen, J., Nieminen, J., Saarinen, R., Toivikko, S. 2014 Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot Suomen ympäristö 3/2014 ISSN 1238-7312

Lan, Y., Coetsier, C., Causserand, C., Serrano, K.G. 2015 Feasibility of micropollutants treatment by coupling nanofiltration and electrochemical oxidation: Case of hospital wastewater International Journal of Chemical Reactor Engineering. Volume 13, Issue 2, Pages 153–159, ISSN (Online) 1542-6580, ISSN (Print) 2194-5748

Lange, F.T., Scheurer, M., Brauch, H.-J. 2012 Artificial sweeteners — a recently recognized class of emerging environmental contaminants: a review Anal. Bioanal. Chem 403 2503-2518

Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., Anderson, J. 2013a Milestones in Water reuse The best success stories IWA Publishing Alliance House 12 Caxton Street London SW1H 0QS, UK ISBN: 9781780400716

Lazarova, V., Liechti, P.-A., Savoye, P., Hausler, R. 2013b Ozone disinfection: main parameters for process design in wastewater treatment and reuse Journal of water reuse and desalination 3 (4) 337-345

Le-Minh, N., Coleman, H.M., Khan, S.J., van Luer, Y- Trang, T.T.T., Watkins, G., Stuetz, R.M. 2010 The application of membrane bioreactors as decentralized systems for removal of endocrine disrupting chemicals and pharmaceuticals *Wat. Sci. Tech.* 61 (5) 1081-1088

Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D. 2013 Microplastic survey of the Dutch environment IVM Institute for Environmental studies Final Report R-13/11

Lester, Y., Ferrer, I., Thurman, E.M., Linden, K.G. 2014 Demonstrating sucralose as a monitor of full-scale UV/AOP treatment of trace organic compounds *Journal of Hazardous materials* 280 104-110

Li, W., Ma, Y., Guo, C., Hu, W., Liu, K., Wang, Y., Zhu, T. 2007 Occurrence and behavior of four of the most used sunscreen UV filters in a wastewater reclamation plant *Water Research* 41 3506-3512

Liu, Z.-H., Kanjo, Y., Mizutani, S. 2009 Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment — physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: A review, *Science of the total environment* 407 731-748

Löwenberg, J., Zenker, A., Wintgens, T. 2013 Aquapure Optimierte Verfahrenskombination von Pulverkohle und Membranfiltration zur Entfernung von Mikroverunreinigungen, Ein vom Bundesamt für Umwelt in der Umwelttechnologieförderung unter Vertragsnummer UTF 349.29.10 / IDM 2006.2423.309 unterstütztes Projekt ; Abschlussbericht

Luukkonen, T. Peretikkahappo jäteveden desinfioinnissa. *Vesitalous* 1 (2014): 1, s. 26-29

Magnusson K., Norén F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. Report number C55. IVL Swedish Environmental Research Institute.

Magnusson, K., Wahlberg, C. (2014) Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk NR B 2208 IVL

Margot, J., Rossi, L., Barry, D.A., Holliger, C. (2015) A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants *WIREs Water* 2015. doi: 10.1002/wat2.1090

Markogiannaki, E., Andrianou, X.D., Kalyvas, C., Andra, S.S., Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. (2014). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology* 35(2): 318-324.

Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology* 35(2): 318-324.

Mehtonen, J., Munne, P., Verta, M. 2012 Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea, Summary Report Finland. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region).

Midorikawa, I., Aoki, H., Omori, A., Shimizu, T., Kawaguchi, Y., Kassai, K., Murakami, T. 2008 Recovery of high purity phosphorus from municipal wastewater secondary effluent by a high-speed adsorbent *Water Science and technology* 58 (8) 1601-1607

Mitchell, S.M., Ahmad, M., Teel, A.L., Watts, R.J. 2013 Degradation of Perfluorooctanoic Acid by Reactive Species Generated through Catalyzed H₂O₂ Propagation Reactions Environmental Science & Technology Letters 1 117-121

MMM 2011 Suomesta ravinteiden kierrätyksen mallimaa, Helsinki 2011. Työryhmämuistio, MMM 2011:5

Modin, O., Fukushi, K., Yamamoto, K. 2007 Denitrification with methane as external carbon source Water research 41 (12) 2726-2738

Müller, J.A, Reinhardt, M., Günther, L., Dockhorn, T., Dichtl, N., Urban, I., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.-H., Bayerle, N., Vesterager, N.O. (2005), Fundamentals and Feasibility of Nutrient Recycling using the Seaborne Process, IWA Conference "Management of residues emanating from water and wastewater treatment, Johannesburg August 2005

Nghiem, L.D., Manis, A., Soldenhoff, K., Schäfer, A.J. 2004 Estrogenic hormone removal from wastewater using NF/RO membranes Journal of Membrane science 242 37-45

Nieminen, J. 2010 Phosphorus Recovery and Recycling from Municipal Wastewater Sludge. Master's Thesis. Aalto University, School of Science and Technology, 2010.

Nyberg, E., Poikane, R., Strand, J., Larsen, M.M. Danielsson, S., Bignert, A. (2013) Tributyltin (TBT) and imposex HELCOM Core Indicator Report. Online. 24.11.2015

Ochoa-Herrera, V. Sierra-Alvarez, R. 2008 Removal of perfluorinated surfactants by sorption onto granular activated carbon, zeolite and sludge, Chemosphere 72 1588-1593

Omlin, J., Chesaux, L. 2010 Évaluation de charbons actifs en poudre (CAP) pour l'élimination des micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines Ecole polytechnique federale de Lausanne

Ottoson, J., Hansen, A., Björlenius, B., Norder, H., Stenström, T.A. 2006 Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant Water Research 40 1449-1457

Panorel, I.C. 2013 Pulsed corona discharge as an advanced oxidation process for the degradation of organic compounds in water Dostoral Thesis Lappeenranta University of Technology

Paredes, E., Perez, S., Rodil, R., Quintana, J.B., Beiras, R. (2014) Ecotoxicological evaluation of four UV filters using marine organisms from different trophic levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata*, Chemosphere 104 44-50

Parker, D., Bott, C., Neethling, J.B., Pramanik, A., Murthy, S. 2009 WEF/WERF cooperative study of BNR plants approaching the limit of technology: I. What can we learn about the technologies? Proceedings Nutrient Removal 2009 Washington D.C. 28.6.-1.7.2009

Perkola, N. 2014 Fate of artificial sweeteners and perfluoroalkyl acids in aquatic environment Department of Environmental Sciences Faculty of Biological and Environmental Sciences University of Helsinki Finland Academic Dissertation

Pomiès, M., Choubert, J.-M., Wieniewski, C., Coquery, M. 2013 Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: A review Science of the total environment 443 733-748

P-Rex 2015 Technical Factsheet www.p-rex.eu

Quinzanos, S., Dahl, C., Strube, R., Mujeriego, R. 2008 Helminth eggs removal by microscreening for water reclamation and reuse. *Water Science & Technology*, 57 (5) 715-720

Radjenovic, J., Matosic, M., Mijatovic, I., Petrovic, C., Barcelo, D. 2008 Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology. *Hdb env chem vol. 5, part S/2* (2008), 37-101

Ragsdale, D. 2007 Advanced wastewater treatment to achieve low concentration of phosphorus EPA 910-R-07-002

Rajala, R.L., Pulkkanen, M., Pessi, M., Heinonen-Tanski, H. 2003 Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. *Water Science and Technology*, 47(3), 157-162.

Ribi SA, 2014 Traitement des micropolluants per dosage de CAP dans la boue activée d'un MBR Rapport final sur les essais pilotes à la STEP du Locle

Ritter, S.K. 2008 The Haber-Bosch reaction: An early chemical impact on sustainability *Chemical & Engineering news* 86 (33)

Rosenfeldt, E.J., Linden, K.G. 2004 Degradation of Endocrine Disrupting Chemicals Bisphenol A, Ethinyl Estradiol, and Estradiol during UV Photolysis and Advanced Oxidation Processes, *Environ. Sci. Technol.* 38 5476-5483

Rossi, L. 2014 Enhancing phosphorus removal by disc filtration – a case study from Viikinmäki wastewater treatment plant Master Thesis School of Chemical Technology Degree Programme of Chemical Technology Aalto University

Salgado, R., Chanfana, C., Martins, S., Galhanas, D., Epifâneo, L., Noronha, J.P. 2015 Photolysis, ozonation and chlorination of flame retardants in water treatment, IOA World Congress and exhibition, June 28 to July 3 2015 Barcelona Spain

Santiago-Morales, J., Gomez, M.J., Herrera-Lopez, S., Fernandez-Alba, A.R., Garcia-Calvo, E., Rosal, R. 2013 Energy efficiency for the removal of non-polar pollutants during ultraviolet irradiation, visible light photocatalysis and ozonation of a wastewater effluent *Water Research* 47 5546 – 5556

Säylä, J., Vilpas, R. 2012 Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2010 Suomen ympäristökeskuksen raportteja 21/2012

Schaum, C., Cornel, P., Jardin, N. 2004 Phosphorus Recovery from sewage sludge ash, *Chemical Water and Wastewater Treatment VIII*, IWA Publishing, Proceedings for the 11th Gothenburg Symposium 8. - 10. November 2004, Orlando, USA

Scheurer, M., Storck, R., Brauch, H.-J., Lange, F.T. 2010 Performance of conventional multi-barrier drinking water treatment plants for the removal of four artificial sweeteners *Water Research* 44 3573-3584

Schmidt, C.S. Lange, F.T., Brauch, H.-J., Kühn, W. 2003 Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany DVGW-Water Technology Center (TZW)

- Seco, A., Gabaldon, C., Marzai, P., Aucejo, A. 1999 Effect of pH, cation concentration and sorbent concentration on cadmium and copper removal by a granular activated carbon *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 74 911-918
- Sharma, V., Oturan, M., Kim, H. 2014 Oxidation of artificial sweetener sucralose by advanced oxidation processes: a review *Environ Pollut Res* 21 8525-8533
- Shih, Y.-H., Wang, C.-K. 2009 Photolytic degradation of polybromodiphenyl ethers under UV-lamp and solar irradiations, *Journal of hazardous materials* 165 34-38
- Shu, Z., Bolton, J.R., Belosevic, M., El Din, M.G 2013 Photodegradation of emerging micropollutants using the medium-pressure UV/H₂O₂ Advanced Oxidation Process *Water Research* 47 2881-2889
- Sigrist, H. Joss, A. 2012 Review on the fate of organic micropollutants in wastewater treatment and water reuse with membranes *Water Sci. Technol.* 66(6) 1369-1376
- Son, H.-S., Ko, G., Zoh, K.-D. 2009 Kinetics and mechanism of photolysis and TiO₂ photocatalysis of triclosan *Journal of hazardous materials* 166 954-960
- Stensel, D, Bronk, D., Khan, E., Love, N., Makinia, J., Neethling, J.B., Pellegrin, M.-L., Pitt, P., Sedlak, D., Sharp, R. 2008 Dissolved Organic Nitrogen (DON) in Biological Nutrient Removal Wastewater Treatment Processes *Water Environment Research Foundation*
- Stoddard, K.I., Huggett, D.B. (2014) Early Life Stage (ELS) Toxicity of Sucralose to Fathead Minnows, *Pimephales promelas*; *Bull Environ Contam Toxicol* 93:383–387 DOI 10.1007/s00128-014-1348-9
- Stuer-Lauridsen, F., Birkved, M., Hansen, L.P., Holten Lützhøft, Halling-Sørensen, B. (2000) Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use, *Chemosphere* 40 783-793
- Suomen vesilaitosyhdistys ry. 2014 Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla -hankkeen loppuraportti Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 34 Saatavissa sähköisesti: www.vvy.fi
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R. 2015 Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? – Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, *Baltic Sea Water Sci. Technol.* 72 (9) 1495-504
- Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., Mueller, J.F. 2011 Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia *Chemosphere* 82 9-17
- Tolkou, A., Zouboulis, A., Raptopoulou, C., Kalaitzidou, K., Mitrakas, M., Palasantza P.A., Noula, A., Christodoulou, A. 2015 Phosphorus Recovery in Wastewater Treatment: Moving from Lab to Pilot Scale *Proceedings of the World Congress on New Technologies (NewTech 2015) Barcelona, Spain – July 15 - 17, 2015*
- Tsui, M.M.P., Leung, H.W., Lam, P.K.S., Murphy, M.B. 2014 Seasonal occurrence, removal efficiencies and preliminary risk assessment of multiple classes of organic UV filters in wastewater treatment plants *Water Research* 53 58-67
- USEPA 2012 Guidelines for Water Reuse. U.S. Environmental Protection Agency, 2012.

Vieno, N. 2007 Occurrence of Pharmaceuticals in Finnish Sewage Treatment Plants, Surface waters, and their elimination in drinking water treatment processes Tampereen teknillinen yliopisto Julkaisu 666 ISSN 1495-2045

Vione, D., Calza, P., Galli, F., Fabbri, D., Santoro, V., Medana, C. 2015 The role of direct photolysis and indirect photochemistry in the environmental fate of ethylhexyl methoxy cinnamate (EHMC) in surface waters, *Science of the total environment* 537 58-68

von der Ohe, P.C., Schmitt-Jansen, M., Slobodnik, J., Brack, W. (2012) Triclosan – the forgotten priority substance *Environ Sci Pollut Res* (2012) 19:585 – 591 DOI 10.1007/s11356-011-0580-7

VSA 2015 VSA-Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" www.micropoll.ch

Watanabe, N., Sakai, S., Takatsuki, H. 1992 Examination for degradation paths of butyltin compounds in natural waters *Water Science and Technology* 25 (11) 117-124

Yoon, Y., Westerfoll, P., Snyder, S.A., Esparza, M. 2003 HPLC-fluorescence detection and adsorption of bisphenol A, 17 β -estradiol, and 17 α -ethynyl estradiol on powdered activated carbon, *Water Research* 37 3530-3537

Zhang, K., Farahbakhsh, K. 2007 Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse *Water Research* 41 2816-2824

Zheng, X., Lü, W., Yang, M., Liu, J. 2005 Evaluation of virus removal in MBR using coliphages T4 *Chinese Science Bulletin* 50 (9) 862-867

Zimmermann, S., von Gunten, U., Thoney, D. 2013 Einsatz von Ferrat und Ozon zur Behandlung kommunalen Abwassers im Pilotmassstab Schlussbericht zu den Pilotversuchen an der ARA Aviron in Vevey, Ecole polytechnique federale de Lausanne

Äystö, L., Mehtonen, J., Kalevi, K. (2014) Kartointu lääkeaineista yhdyskuntajätevedessä ja pintavedessä Loppuraportti Kulutuksen ja tuotannon keskus, Suomen ympäristökeskus

10 LIITTEET

LIITE 1. Fosforitalteenottomenetelmien vertailua

Menetelmä		LIETTEESTÄ					REJEKTISTÄ		TUHKASTA			VEDESTÄ	
		Kem. lietteen nyk. käsittely + lannoite	BioP + nyk. käsittely + lannoite	Krepro	Seabome	Airprex	Struviitiksi kiteyttäminen	Kalsium-fosfaatiksi kiteytys	Poltto ja PASH	PAKU	Poltto ja AshDEC	Jälkis aostus	CSH
Talteen osuus fosforista	%	90	90	75	50...98	90-98	30 - 50	30-50	90	85	90	55	30-45
Fosforin käyttökelpoisuus	%	10	40	hyvä	hyvä	hyvä	hyvä	hyvä		hyvä	hyvä	10	hyvä
Kustannustiedot kirjallisuudessa	€/kg P			4	46	0,4	2,2 - 8 6 (9-15)	6 (9-15)	2,6 - 7,5 3	-	2,6 - 7,5		2,5 - 3
Täydenmitta-kaavan toteutukset	kpl	satoja	satoja, ei Suomessa	1	1	4	kymmeniä	1	-	-	1	-	?
Haitta-aineet		jäävät osin lietteeseen	jäävät osin lietteeseen	orgaaniset hajoavat	raskasmetallit poistuvat	jäävät lietteeseen	jäävät lietteeseen	jäävät lietteeseen	hajoavat	orgaaniset hajoavat, raskasmetallit omaan tuhkakajakeeseen	hajoavat, raskasmetallit erotetaan	ei vaikutusta	ei vaikutusta
Rajoitukset			Biologisella fosforinpoistolla yksin ei päästä alhaiseen fosforipitoisuuteen vedessä	Fe/P korkea → kallis		Ei kemiallista fosforinpoistoa	Ei kemiallista fosforinpoistoa	Ei kemiallista fosforinpoistoa	Ei kemiallista fosforinpoistoa, ei sekapolttoa				Ei kemiallista fosforinpoistoa

LIITE 2. Esimerkkilaskelma JÄTEVEDENPUHDISTAMO AVL 50 000

Puhdistusvaatimukset tällä hetkellä: Ammoniumtyppi < 4 mg/l, kokonaisfosfori < 0,3 mg/l.
Puhdistusprosessin käyttökustannus tällä hetkellä 0,5 €/m³, jätevesimaksu 2,2 €/m³

Puhdistamon prosessi tällä hetkellä: Esikäsitteily, esiselkeytys, aktiivilieteprosessi (nitrifikaatio), tertiäärikäsittely (hiekkasuodatus)

Asetetut uudet puhdistusvaatimukset:

- **Kokonaistypen poisto 80 % vuosikeskiarvona laskettuna**
- **Haitta-aineiden poistovaatimus 90 %**
-

Tarvittavat muutokset ja laajennukset prosessissa

- denitrifikaatiotilavuuden lisääminen ja lisähiililähteen syöttö nykyisen biologisen prosessin yhteyteen
- Otsonointikäsitteilyn lisääminen tertiäärikäsittelyn jälkeen
- Aktiivihiihluodatuksen lisääminen otsonoinnin jälkeen

INVESTOINTIKUSTANNUKSET:

Rakennustekniset kustannukset:	€
Kokonaistypen poisto	1 980 000
Otsonointi	1 000 000
Aktiivihiihluodatus	805 000
Koneet ja laitteet	
Kokonaistypen poisto	840 000
Otsonointi	2 400 000
Aktiivihiihluodatus	3 800 000
Sähkö, automaatio ja instrumentaatiotyöt	3 600 000
LVI-työt	1 700 000
Yleiskustannukset (suunnittelu, rakennuttajan yleiskust., koulutus yms.) 12 %	1 865 000

INVESTOINTIKUSTANNUKSET YHTEENSÄ **18 000 000**
Investointi / AVL **360 €/AVL**

KÄYTTÖKUSTANNUSTEN LISÄYS:

	€/vuosi
Typenpoisto (metanoli)	72 000
Otsonointi (energia, otsoninpoisto)	200 000
Aktiivihiihisiuodatus (aktiivihiiilen uusiminen, energia)	360 000
Kunnossapito ja huolto (0,5 % rakennuksista, 2,5 % laitteista)	330 000
Henkilöstökustannukset	50 000
KÄYTTÖKUSTANNUSTEN LISÄYS YHTEENSÄ €/a	1 012 000
Osuus nykyisestä käyttökustannuksesta, %	43 %

VERTAILUKUSTANNUKSET:

Investoinnin vuosikustannus, €/a	1 420 000
Käyttökustannukset, €/a	1 012 000
Vuosikustannukset yhteensä, €/a	2 452 000
Vertailukustannukset €/jv-m³	0,52
Osuus nykyisestä jätevesimaksusta, %	23 %

LIITE 3. Esimerkkilaskelma JÄTEVEDENPUHDISTAMO AVL 5000

Puhdistusvaatimukset tällä hetkellä: Ammoniumtyppi < 4 mg/l, kokonaisfosfori < 0,5 mg/l.
Puhdistusprosessin käyttökustannus tällä hetkellä 0,8 €/m³, jätevesimaksu 2,2 €/m³

Puhdistamon prosessi tällä hetkellä: Esikäsitely, aktiivilieteprosessi (nitrifikaatio), iso vuoto-vesien osuus

Asetetut uudet puhdistusvaatimukset:

- **Fosforin poiston tehostaminen tasolle < 0,1 mg/l**
- **Hygienisointivaatimus**

Tarvittavat muutokset ja laajennukset prosessissa

- Tertiäärikäsittelyn lisääminen, käsittelykapasiteetti riittävä huipputuntivirtaamille (ei ohituksia)
- Desinfiointin lisääminen tertiäärikäsittelyn jälkeen

INVESTOINTIKUSTANNUKSET:

Rakennustekniset kustannukset:	€
Tertiäärikäsittely	150 000
Desinfiointi	30 000
Koneet ja laitteet	
Tertiäärikäsittely	210 000
Desinfiointi	35 000
Sähkö, automaatio ja instrumentaatiotyöt	115 000
LVI-työt	62 000
Yleiskustannukset (suunnittelu, rakennuttajan yleiskust., koulutus yms.) 12 %	72 000
INVESTOINTIKUSTANNUKSET YHTEENSÄ	674 000
Investointi / AVL	135 €/AVL

KÄYTTÖKUSTANNUSTEN LISÄYS:

	€/vuosi
Tertiäärikäsittely (kemikaali, energia, pesuvesi)	16 500
Desinfiointi (energia)	1 500
Kunnossapito ja huolto (0,5 % rakennuksista, 2,5 % laitteista)	15 000
Henkilöstökustannukset	12 000

KÄYTTÖKUSTANNUSTEN LISÄYS YHTEENSÄ €/a **45 000**
Osuus nykyisestä käyttökustannuksesta, % **12 %**

VERTAILUKUSTANNUKSET:

Investoinnin vuosikustannus, €/a	57 000
Käyttökustannukset, €/a	45 000
Vuosikustannukset yhteensä, €/a	102 000

Vertailukustannukset €/jv-m³ **0,21**
Osuus nykyisestä jätevesimaksusta, % **10 %**

LIITE 4. Käsittelymenetelmämatriisi

Menetelmä \ Tavoite	Pitkä lieteikä	MBR	Tertiääri-käsittely (kem. saostus + kiintoaineen erotus)	UV-desinfointi	Kemiallinen desinfointi	Otsointi	Aktiivihiili-käsittely (PAC tai GAC)	Nano-suodatus	AOP	Käänteis-osmoosi	Anammox	Jälkidenit-rifikaatio
Haitta-aineiden poisto	+	+		(+) ⁵		++	++	++	+++	+++		
Hygienesoinnin tehostaminen		+	+	++	++	++	+	+	++	++		(+) ⁴
Mikromuovien poisto		+					(+) ¹	+		+		(+) ⁴
Fosforinpoiston tehostaminen		(+) ²	+				(+) ²	+		+		
Ammoniumtyypen poiston tehostaminen	+	(+) ³						+		+	+	
Kokonaistypen poiston tehostaminen								+		+	+	+
Kiintoaineen poiston tehostaminen		+	+				+	+		+		(+) ⁴
Energian kulutuksen vähentäminen											+	

- 1) Ei tutki mustuloksia, voidaan olettaa että aktiivihiilisuodatus poistaa mikromuoveja
- 2) Fosforinpoisto tehostuu kiintoaineeseen sitoutuneen tai saostuneen fosforin osalta, ei liukoisen fosforin
- 3) Prosessissa on yleensä pitkälieteikä
- 4) Kiintoaineen poisto tehostuu, jos toteutetaan suodattimissa
- 5) UV-annosta on kasvatettava verrattuna desinfointiin.

LIITE 5. Nykytilaselvityksen puhdistamoiden tulokuorman jakautuminen

